

Miljøkartlegging av strøsand fra ulike geografiske lokaliteter i Trondheim, samt utlekkingsstudier av tungmetaller i forbindelse med gjenbruk.

Eirin Gjendemsjø

Lektorutdanning med master i realfag
Innlevert: mai 2014
Hovedveileder: Øyvind Mikkelsen, IKJ

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for kjemi

Forord

Denne masteroppgaven er skrevet som en del av masterprogrammet Lektorutdanning i realfag, med fordypning i kjemi. Med denne masteroppgaven avsluttes seks år på NTNU i Trondheim som har vært en opplevelse for livet.

Å skrive masteroppgave har vært spennende, lærerikt og gøy, men det har også tatt mye tid og vært frustrerende til tider. Jeg vil takke Øyvind Mikkelsen for god veiledning underveis. Det har vært fint å alltid kunne banke på døren din hvis det var noe jeg lurte på, eller når frustrasjonen og stressnivået var på topp. Takk for hjelp av prøvetaking, laboratoriestudiet, gjennomlesning av oppgaven og gode tilbakemeldinger. For hjelp til dekomponeringer av prøver ved UltraClave og for arbeidet med ICP-MS analysen vil jeg takke Syverin Lierhagen. Jeg vil også takke Rolf Magne Brødreskift og Bjørn Ove Berthelsen for alle nyttige innspill dere har gitt til min masteroppgaven under veis.

Jeg vil takke Tove Rødal, Margrete Baardsgaard og Asta Fjærli for korrekturlesing av oppgaven min.

Jeg vil takke alle mine venner fra FRÆNA, vennene mine på NTNUI-turn, Studentersamfundet og LUR for at studietiden min i Trondheim har vært helt fantastisk. Takk for alle treningsøktene i turnhallen, onsdagspils, koieturer, turer til Oppdal, gode fester, spillekvelder, fine lunsjpauser, hjelp til øvinger, labbarbeid, eksamenslesing og mye mer. Uten alt dette hadde ikke studietiden vært den samme!

Til slutt vil jeg takke familien min som har vært en god støtte gjennom hele studietiden og som alltid har hatt stor tro på at dette klarer jeg. Jeg vil gi en ekstra STOR takk til min kjære mamma som har hjelp meg med skolearbeid gjennom hele oppveksten. Jeg hadde aldri vært der jeg er i dag uten din hjelp og støtte. Nå er jeg endelig FERDIG!

Eirin Gjendemsjø, Trondheim, juni 2014.

Sammendrag

Flere kommuner, deriblant Trondheim kommune, vurderer gjenbruk av strøsanden som blir samlet opp fra veier, gang og sykkelsti. For å kunne gjenbruke strøsanden på en samfunnsøkonomiske og miljømessig måte diskuteres blant annet vasking av strøsanden. I samarbeid med Trondheim kommune er det i denne oppgaven hovedsakelig blitt sett på kontaminering ved bruk av strøsand og vasking av slik sand. I tillegg har det blitt sett på kontaminering og vasking av gatefei. Utvalgte metaller som det knyttes særlige miljøsaker til har blitt analysert i vaskevann og finkornet materiale (støv) fra vaskevannet til strøsandsand og gatefei fra 9 ulike mellomlagre i Trondheim samt hoveddeponiet for strøsand på Tiller. Mellomlagrene som det ble hentet prøver er: Solbakken skole, Ny – Jordveien, Granåsen gård, Være vestre, Blomsterbyen, Kyvannet, Kongsvegen, Fossgrenda og Buran driftsstasjon. Strøsanden fra alle mellomlagrene blir til slutt samlet på et hoveddeponiet på Tiller. Eventuelle kilder til metaller som har blitt tilført strøsanden og gatefei er også blitt diskutert.

Strøsanden og gatefei ble vasket med ionebyttervann, med og uten tilsatt tilsatt salpetersyre (HNO_3). Finkornet materiale/støvet fra vaskevannet ble tørket og dekomponert ved hjelp av UltraClave. Vaskevannet og de dekomponerte støvprøvene ble analysert med ICP-MS . Oppgaven ser spesielt på elementer det knyttes miljømessige aspekter ved som: magnesium jern, mangan vanadium, klor, brom arsen, bly, kadmium, kvikksløv, kobber sink, krom, nikkel.

Resultatene viser at innholdet av klor var gjennomgående høyt i vaskevannet til både strøsand og gatefei fra mellomlagrene. Arsen og kobber var to metaller som utmerket seg i vaskevannet til både strøsand og gatefei, der innholdet av arsen og kobber var innenfor tilstandsklasse (III) og (IV) i vaskevannet til strøsanden og gatefei fra flere av mellomlagrene og for strøsand fra deponiet på Tiller.

I støvet fra vaskevannet til strøsand og gatefei var det jern og magnesium som var de dominerende metallene. Innholdet av magnesium var innenfor tilstandsklasse (V) (i følge engelske tilstandsklasser for forurenset jord) i støvet til strøsand og gatefei fra alle mellomlagrene og for strøsand fra deponiet på Tiller. Innholdet av krom, nikkel kobber og sink dominerte blant tungmetallene i støvet til både strøsand og gatefei. Det

ble observert at innholdet av arsen krom og mangan var innenfor tilstandklasse (III) i støvet fra strøsand ved ett eller flere av mellomlagrene. I støvet fra gatefei var innholdet av mangan innenfor tilstandsklasse (III) fra flere av mellomlagrene.

Trafikken vil mest sannsynlig være hovedkilden til metaller som blir tilført strøsenden mens den ligger på veien. Det høye innholdet av klor skyldes mest sannsynlig bruk av veisalt om vinteren, eller salt som er innblandet i strøsenden for å hindre at sanden fryser på lager . Mange av resultatene fra gatefei viser samme tendenser som for strøsenden, og mange av kildene til gatefei vil mest sannsynlig være de samme som for strøsand.

Gatefei: En blanding av sand, jord og grus

Summary

Many municipalities, among them the Trondheim municipality, is considering reusing sand for icy roads that is gathered from roads, foot paths and bike paths. In order to reuse this sand in an environmentally and economically acceptable fashion, washing the sand is being discussed. In cooperation with Trondheim municipality this task has primarily seen on contamination being supplied to sand for icy roads as well as the washing of the sand. In addition there is a consideration concerning contamination and washing of “**gatefei***”. Certain materials connected with environmental concerns have been analyzed in the washing water and fine-grained materials from the washing water from the sand and “**gatefei**” at nine different storages in Trondheim, in addition the main storage in Tiller. The storages that samples were collected from were: Solbakken skole, Ny–Jordveien, Granåsen gård, Være vestre, Blomsterbyen, Kyvannet, Kongsvegen, Fossgrenda and Buran operation station. The sand for icy roads is eventually gathered in the main storage in Tiller. Potential sources of metals added to the sand for icy roads and “**gatefei**” have also been discussed.

Sand for icy roads and “**gatefei**” is washed with ion exchange water, with and without added nitric acid (HNO_3). Fine-grained materials from the washing water was dried and decomposed with the help of UltraClave. The washing water and the decomposed dust samples were analyzed with ICP-MS. The elements that are focused on in this thesis are the elements that are associated with environmental aspects, like magnesium, iron, zinc, vanadium, manganese, chlorine, bromide, arsenic, lead, cadmium, mercury, copper, chromium and nickel.

The results of the analysis show that the amount of chlorine was consistently high in the washing water in both the sand for icy roads and “**gatefei**” from the storages. Arsenic and copper stood out in the washing water from both the sand of the icy roads and “**gatefei**”, where the amount of arsenic and copper were within the classification of condition (III) and (IV) in the washing water from the sand and “**gatefei**” from multiple storages and sand from the main storage in Tiller.

In the dust from the washing water from the sand for icy roads and “**gatefei**” iron and magnesium were the dominating elements. The amount of magnesium was within the

classification of condition (V) (in accordance to the English limit values) in the dust from the sand for icy roads and “**gatefei**” from all the storages and the main storage in Tiller. The amount of chromium, nickel, copper and zinc dominated among the heavy metals in the dust from the sand for icy roads and “**gatefei**”. It was observed that the amount of arsenic, chromium and manganese were within the classification of condition (III) in the dust from the sand for the icy roads at one or more storages. In the dust from the “**gatefei**” the amount of manganese were within the classification of condition (III) in multiple storages.

The traffic is probably the main source of the metals that is added to the sand for icy roads while it is on the road. The high amount of chlorine is most probably from the use of road salt during the winter, or salt added to the sand for icy roads to prevent freezing while in storage. Much of the results from “**gatefei**” show the same tendencies, as the sand for icy roads, and many of the sources for contamination in “**gatefei**” is probably the same as the sand for icy roads.

*Gatefei: A mixture of sand, soil and gravel

Innholdsliste

Forord	I
Sammendrag	III
Summary	V
1 Innledning	1
2 Strøsand	3
2.1 Strategier for å bedre vinterdrift	3
2.2 Krav til strøsand	3
2.3 Ulike metoder for sanding	4
2.3.1 Strøing med fastsandmetoden.....	4
2.3.2 Strøing med tørr sand	4
2.3.3 Strøing med saltblandet sand	5
2.3.4 Sandstrøing og friksjon.....	6
2.4 Måledata fra tidligere bruk av strøsand i Trondheim	7
2.4.2 Måledata fra Franzefoss pukk AS	8
2.5 Bruk av strøsand i nordiske land	10
Kapittel 3 Kilder som fører til forurensning av strøsand	11
3.1 Metaller	11
3.2 Vanadium	11
3.3 Mangan	12
3.4 Magnesium	12
3.5 Klor	13
3.6 Brom	13
3.7 Bly	14
3.8 Arsen	14
3.9 Kadmium	14
3.10 Kobber	15
3.11 Krom	15
3.12 Kvikksølv	16
3.13 Nikkel	16
3.14 Sink	17
Kapittel 4 Spredning av forurensning fra strøsand	19
4.1 Spredning av tungmetaller gjennom jord og vann	19
4.2 Forurensning fra sand til luft	22
Kapittel 5 Prøvetodikk	25
5.1 Analytiske metoder	25
5.1.1 UltraClave	25
5.1.2 Fordeler med UltraClave	26
5.1.3 ICP-MS	26
5.1.4 Fordeler og ulemper med ICP-MS.....	28
5.1.5 Norsk standard for prøvetaking	29
Kapittel 6 Tilstandsklasser	33
Kapittel 7 Materialer og metoder	37
7.1 Planlegging og feltarbeid	37
7.2 Kart over prøvetakingsområdene samt bilder	39
7.3 Preparering av prøver og kjemisk analyse	48
7.3.1 Vasking av prøvemateriale og filtrering av vaskevannet før ICP-MS	48

7.3.2 Preparering av støvprøvene fra vaskevannet ved hjelp av Ultra Clave før ICP-MS.....	49
Kapittel 8 Resultater	51
8.1 Strøsand	52
8.1.1 Metallinnhold i støvet fra vaskevannet til strøsand fra de ulike mellomlagrene og fra deponiet på Tiller	53
8.1.2 Metallinnholdet i vaskevannet etter vasking av strøsand fra de ulike mellomlagrene og fra deponiet på Tiller	57
8.1.3 Endring av metallinnholdet i vaskevannet ved bruk av syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand	60
8.2 Gatefei	66
8.2.1 Metallinnholdet i støvet fra vaskevannet til gatefei fra de ulike mellomlagrene.....	66
8.2.2 Metallinnholdet i vaskevannet etter vasking av gatefei fra de ulike mellomlagrene og fra deponiet på Tiller	68
8.2.3 Endring av metallinnholdet i vaskevannet ved bruk syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei.....	71
8.3 Innholdet av salt (NaCl) i vaskevannet i vaskevannet til strøsand fra de ulike mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.	75
Kapittel 9 Diskusjon	77
9.1 Strøsand	77
9.1.1 Metallinnhold i støvet fra vaskevannet til strøsand og mulige kilder til metaller som har blitt tilført strøstanden.....	77
9.1.2. Metallinnholdet i vaskevannet til strøsand, samt endring av metallinnhold i vaskevannet ved vasking av strøstanden med syretilsatt ionebyttervann.....	87
9.2 Gatefei	92
9.2.1 Metallinnhold i støvet fra vaskevannet til gatefei, samt mulige kilder til metallene som har blitt tilført gatefei.....	92
9.2.2. Metallinnholdet i vaskevannet til gatefei, samt endring av metallinnhold i vaskevannet ved vasking av gatefei med syretilsatt ionebyttervann.....	93
9.3 vurdering av metode.....	96
9.3.1 Vurdering av prøvetaking.....	96
9.3.2 Kvalitetskontroll i forbindelse ved analyse	97
10 Konklusjon.....	99
10. 1 Strøsand	99
10.2 Gatefei.....	100
11 Forslag til videre arbeid	103
12 Litteraturliste	105
Vedlegg A: Prosentvis innhold av utvalgte metallene i vaskevannet til strøstanden	I
Vedlegg B: Prosentvis innhold av utvalgte metallene i vaskevannet til gatefei	XVII
Vedlegg C: Prosentvis innhold av utvalgte metallene støvet fra vaskevannet til strøsand.....	XXXII
Vedlegg D: Prosentvis innhold av utvalgte metallene støvet fra vaskevannet til gatefei.....	XLIII
Vedlegg F: Innholdet av utvalgte metaller i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei.....	LX

Vedlegg G: Tilstandsklasser for forurenset grunn/jord basert på innholdet av utvalgte metaller i støvet fra vaskevannet til strøsand	LXVI
Vedlegg H: Tilstandsklasser for forurenset grunn/jord basert på innholdet av utvalgte metaller i støvet fra vaskevannet til gatefei	LXXVII
Vedlegg I: Metallkonsentrasjoner (ICP-MS) i vaskevannet og støvet fra vaskevannet til strøsand og gatefei.....	LXXXVIII

1 Innledning

Om vinteren i Norge blir det brukt strøsand på veiene for å hindre glatte veibaner og gang og sykkelstier. Flere byer i Norge har begynt å gjenvinne strøsanden i stede for å legge den på deponier. Trondheim kommune bruker hvert år store mengder sand på kommunale veier, gang og sykkelstier. Strøsanden som fjernes hvert år blir lagt på deponier. Trondheim kommune vurderer gjenbruk av strøsanden. Gjenbruk vil føre til at mindre sand blir samlet på massedeponier, og det kan spare kommunen for kostnader (Berthelsen, 2010). For å kunne gjenbruke strøsanden på en samfunnsøkonomiske og miljømessig måte diskuteres blant annet vasking av strøsanden.

Trondheim kommune har tidligere gjort forstudie på vasking av strøsand der konsentrasjonen av spor og tungmetaller av ny strøsand, brukt strøsand og slam fra avløpskummet etter vasking av brukt strøsand ble bestemt. Denne masteroppgaven ble utført etter ønske fra kommunen om en mer omfattende undersøkelse av strøsanden og mulig gjenbruk sett opp mot miljøkonsekvenser. Etter vasking av den brukte sanden vil vaskevannet og støvet i vaskevannet (som tilsvarer finstoffet som ligger som et lag utenpå sanden) inneholde forurensende metaller. Hvor høye konsentrasjoner det er av ulike metaller i vaskevannet og i støvet fra vaskevannet vil ha betydning for hvordan vaskevannet og støvet burde behandles, og kostnader knyttet til gjenbruk.

Denne masteroppgaven tar for seg analysering av metaller i vaskevannet og i støvet fra vaskevannet til sand fra 9 ulike mellomlager samt et hoveddeponi på Tiller. På hvert mellomlager var det to hauger med to ulike typer sand. Den ene haugen inneholdt strøsand og det ble antatt at den andre haugen inneholdt gatefei.

Vaskevannet og støvet fra vaskevannet til både strøsand og gatefei blir analysert i denne oppgaven. Siden det er resultater fra strøsanden som er av spesiell interesse for gjenbruk er det den det blir lagt hovedvekt på i denne oppgaven. I denne oppgaven har også eventuelle kilder til metaller som har blitt tilført strøsanden og gatefei blitt diskutert. De metallene det var størst interesse for og som blir presentert i denne oppgaven er magnesium jern, mangan vanadium, klor, brom arsen, bly, kadmium,

kvikksløv, kobber sink, krom, nikkel. I denne oppgaven vil metallene arsen, bly, kadmium, kvikksølv, nikkel, krom og sink defineres som ”tungmetaller”, selv om ikke alle disse metallene er tungmetaller i følge kjemisk definisjon.

Oppgaven er oppbygd på den måten at det først kommer en teori. Teorien presenterer ulike metoder for strøing, måledata for metallinnhold i ulike typer strøsand og hvor mye strøsand som blir brukt i andre land. Teorien tar videre for seg kilder til metaller som kan ha blitt tilført sanden og videre spredning av tungmetaller. De ulike analysemetodene og norsk standard for prøvetaking blir presentert. Til slutt i teorien blir tilstandsklasser for metallinnhold i vann og forurensset grunn og jord representert. Deretter blir prøvetaking og analysering av prøvene presentert. Til slutt blir resultatene for analysering av strøsand og gatefei presentert og diskutert og knyttet opp mot teori og tidligere forskning.

2 Strøsand

2.1 Strategier for å bedre vinterdrift

Det blir brukt ulike metoder for å sikre en god vinterdrift på veiene om vinteren. To metoder som folk kjenner godt, er strøing av salt og sand. Strøing av sand på veier blir benyttet under forhold hvor salting ikke er aktuelt og motsatt (Vaa og Sakshaug, 2007). Statens vegvesen har definert to strategier for hvordan man kan sikre en bedre vinterdrift. Disse to strategiene er som følger:

Strategi vintervei: Snø og isdekke på veien er akseptert.

Strategi bar vei: Veiene skal holdes så bare som mulig (Aurstad, 2011).

Kjemiske smeltemidler, som for eksempel salt, blir i prinsippet bare brukt under strategien bar vei (2003). Derfor er strøing med salt på veien det som i hovedprinsippet skiller strategien bar vei fra strategi vinterveis. (2003). Hvor effektivt det er å bruke salt, avhenger av temperaturen. Bruk av salt er ikke effektivt ved lavere dekketemperaturer enn ca. -10°C . Ved lavere temperatur kan det være fare for gjenfrysing ved uttynning av saltblandingen (Vaa og Sakshaug, 2007). På veier som følger strategien bar vei, skal veiene brøytes og strøs, slik at veiene holdes mest mulig bare gjennom hele vinteren. Hvis værforholdene er slik at det ikke er mulig å holde veiene bare, kan strategien vintervei bli fulgt midlertidig (Aurstad, 2011). Ved noen klimatiske forhold bør man ikke strø med kjemiske midler, som for eksempel ved veldig lave temperaturer. Da kan strøing med sand eller saltblandet sand være et alternativ, og strategi vintervei blir fulgt. På veier som følger strategi vintervei, kan det være snø og is på veien gjennom vinteren. Her stilles det ikke krav om at snø eller issålen fjernes helt fra veiene, men det stilles krav til tykkelsen og jevnheten på sålen. Hvis det er fare for lav friksjon på disse veiene, strøs det med sand (Aurstad, 2011).

2.2 Krav til strøsand

Strøsanden består av et grusmateriale som er produsert fra enten siktet naturgrus, eller knuste masser fra enten naturgrus eller knust fjell. Naturgrusen vil også i de fleste tilfeller bli knust og siktet for å kunne utnytte materialene best mulig, og for å kunne

kontrollere steinstørrelsen på grusen. Kornfordelingen i strøsanden har en stor betydning når det gjelder friksjonsforberedende effekter av tiltaket og begrensning av skader på biler forårsaket av steinsprut (Aurstad, 2011).

Det finnes ulike krav til størrelsen på strøsanden som blir brukt, og kravene er de samme for alle de ulike metodene. Til strøsand er det anbefalt å bruke knuste masser som befinner seg mellom 0 og 4 mm nominell korndiameter. Maksimal kornstørrelse på strøsand er på 6 mm og finstoffinnholdet (materiale med størrelse mindre enn 0,075 mm) er på ca. 10% (2003).

2.3 Ulike metoder for sanding

Det finnes ulike metoder for strøing av sand på veiene om vinteren. De ulike metodene har ulik effekt og varighet. De tre ulike metodene som blir brukt, er strøing med fastsand, strøing med tørrsand og strøing med saltblandet sand (Aurstad, 2011).

2.3.1 Strøing med fastsandmetoden

Fastsandmetoden baserer seg på at varmt vann blir tilsatt sanden ved utstrøing. For å oppnå best mulig effekt av metoden, bør temperaturen på vannet være rundt 95 °C. En så høy temperatur vil føre til at sanden vil bli ”brent fast” i underlaget (Aurstad, 2011). Ved en lavere temperatur på vannet vil virkningen av metoden bli dårligere (Gryteselv, 2013). Fastsandmetoden blir helst brukt ved dekketemperaturer under 0 °C, og kan ha en varighet opp mot 20-50 ganger lengre enn varigheten som oppnås med tørr- eller saltblandet sand. (Vaa og Sakshaug, 2007). Ved mildvær vil det oppstå begrensninger ved fastsand metoden, derfor vil tradisjonell sanding ha en like god effekt ved slike forhold (Aurstad, 2011).

2.3.2 Strøing med tørr sand

Ved strøing av tørr sand blir ofte sanden strødd mot midten av veien. Derfra vil sanden gli fra midten og ut til kantene (Aurstad, 2011). En ulempe med strøing av tørr sand er at mesteparten av sanden som blir strødd på veien, er borte etter at 50

personbiler har passert den nystrødde strekningen. På grunn av dette har effekten ved strøing med tørr strøsand en begrenset virketid (Vaa og Sakshaug, 2007).

2.3.3 Strøing med saltblandet sand

Strøing av saltblandet sand utføres på samme måte som for tørr sand (Gryteselv, 2013) og vil ha omtrent samme effekten når det gjelder friksjonsforbedring og varighet. Derfor vil ulempene som er beskrevet i avsnittet over for tørr sand, også gjelde for saltblandet sand (Vaa og Sakshaug, 2007). Det er krav om at mengden salt som blir tilsatt strøsanden, skal beregnes til et minimum. Saltet brukes for å hindre at sanden fryser når den ligger på lager (Vaa og Sakshaug, 2007). Vanlig mengde tilsatt salt til sanden vil ligge rundt $15\text{-}30\text{ kg/m}^3$ ut i fra forutsetningene over. Hvis mengden av salt som blir tilsatt sanden oversider 30 kg/m^3 (som er den anbefalte maks mengden), kan saltforbruket bli så høyt at man nærmer seg vanlig salting av veier (Gryteselv, 2013). Figur 2.1 viser bilde av strøing over strøing med fastsand og tørr sand (Aurstad, 2011).



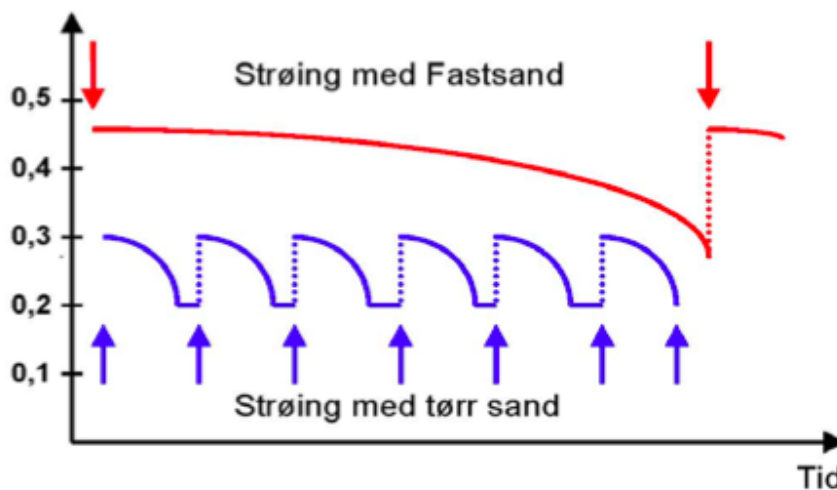


b)

Figur 2.1: a) Strøing med fastsand, b) strøing med tørr sand (Aurstad, 2011).

2.3.4 Sandstrøing og friksjon

Figur 2.2 viser friksjonstilskudd og varighet ved sanding med fastsandmetoden og tørr sand metoden (Gryteselv, 2013). Figuren viser forskjellen på effekten og varigheten ved strøing med fastsandmetoden og strøing med tørr sand metoden (Aurstad, 2011).



Figur 2.2: Friksjonskoeffisient som funksjon av tid ved sanding av fastsand og tørr sand (Aurstad, 2011).

Strøing med fastsandmetoden vil både gi en høyere friksjonskoeffisient, og ha en lengre varighet enn strøing med tørr sand metoden (Aurstad, 2011). Figur 2.2 viser at

friksjonskoeffisienten vil øke med ca. 0,20-0,30 ved strøing med fastsandmetoden, mens ved strøing med tørr sand eller saltblandet sand vil friksjonskoeffisienten kun øke med ca. 0,10. Dette viser at friksjonstilskuddet kan være opp til 2-3 ganger bedre ved strøing med fastsandmetoden framfor strøing med tørr- eller saltblandet- metoden. Å strø med tørr-eller saltblandet- metoden vil ikke ha like stor effekt som ved strøing med fastsandmetoden. Den lille forbedringen ved bruk av tørr- eller saltblandet- metoden kan derimot være helt avgjørende i visse situasjoner (Aurstad, 2011).

2.4 Måledata fra tidligere bruk av strøsand i Trondheim

2.4.1 Måledata fra Trondheim kommune

Trondheim kommune har utarbeidet en rapport som presenterer analyser av spormetaller og tungmetaller i ny og brukt strøsand fra Heimdal. Dette for å kunne sammenligne den nye og brukte sanden og deretter undersøke om andel finstoff og nivået av miljøgifter har økt etter at sanden har vært brukt gjennom en vinter.

Slammet fra avløpskummen som er igjen etter vasking av brukt strøsand, ble også analysert med hensyn på miljøgifter (Berthelsen, 2010).

Tabell 2.1 gir en oversikt over konsentrasjonen av spor og tungmetallene i ny strøsand, brukt strøsand, og vaskeslammet fra avløpskummen oppgitt i mg/kg (mg stoff pr.kg tørrstoff) (Berthelsen, 2010).

Tabell 2.1: Metallkonsentrasjoner i strøsand brukt i Tronheimsområdet, verdier fra Trondheim kommune (Berthelsen, 2010).

Metall	Ny strøsand (mg/kg)	Brukt strøsand (mg/kg)	Vaskeslam fra avløpskum (mg/kg)
Bly	0,55	1,76	2,77
Kobber	13,3	18,2	43,0
Nikkel	16,0	19,9	28,4
Yttrium	2,31	4,3	5,90
Sink	7,72	20,62	23,62
Vanadium	15,5	28,1	47,7
Krom	21,3	25,4	48,5
Kobolt	6,3	8,9	16,6
Arsen	1,97	2,09	6,07
Barium	2,38	11,59	10,44
Strontium	20,5	27,5	21,1
Kadmium	0,016	0,047	0,035
Molybden	0,08	0,52	0,32
Vismut		0,25	
Palladium	0,05		
Kvikksølv		0,007	0,013
Magnesium	4448	5703	9150
Kalsium	7747	15723	12483
Titan	311	670	1657
Jern	7558	13267	19767
Aluminium	3538	6085	10155
Mangan	149	259	299
Silisium	73	164	183
Natrium	24	68	89

2.4.2 Måledata fra Franzefoss pukk AS

Franzefoss pukkverk leverer strøsand til østsiden av Trondheim (kvalitetssjef Knut Li, Franzefoss, 2014 (pers.med.)). I analyserapport 2009.0156 er det oppgitt innholdet tungmetaller i den sanden som leveres ut til kommunen. Franzefoss har analysert tre typer sand:

Prøve ID: 205 (sand fra Fossberga)

Prøve ID: 206 (sand fra Vassfjellet)

Peøve ID: 228 (sand fra Lia)

Sanden med Prøve ID: 228 er den sanden som i hovedsak leveres til Trondheim, mens sanden med prøve ID 206 er en reservesand som det leveres en del av (kvalitetssjef Knut Li, Franzefoss, 2014 (pers.med.)). Tabell 2.2 viser en oversikt over innholdet av Cu, Zn, Pb, Ni, Cd og Cr i prøve ID: 205, 206 og 228. Prøvene er analysert ved hjelp av ICP-AES (2009).

Tabell 2.2: Innholdet av Cu, Zn, Pb, Ni Cd og Cr oppgitt i (mg/kg) i prøve ID: 205, 206 og 228 (2009).

Prøve ID	Cu (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Cr (mg/kg)
205	4,1	23,8	14,2	8,8	<0,1	3,77
206	39,3	18,3	<2	41,4	<0,1	66,7
228	8,3	21,5	<2	14,6	<0,1	24,3

Tabell 2.3 viser en oversikt over innholdet av Hg i prøve ID: 205 og 228. Disse prøvene er analysert ved hjelp av Atomabsorpsjons-analyse (Hg-kalddamteknikk) (2009).

Tabell 2.3: Innholdet av Hg oppgitt i (mg/kg) i prøve ID 205 og 228 (2009).

Prøve ID	Hg (mg/kg)
205 (Fossberga)	<0,01
228 (Lia)	<0,01

Tabell 2.4 viser en oversikt over innholdet av As i prøve ID 205 og 228. Disse prøvene er analysert ved hjelp av Atomabsorpsjons-analyse (Cd, Pb, As, Se og Sn grafittovn teknikk) (2009).

Tabell 2.4: Innholdet av As oppgitt i (mg/kg) i prøve ID 205 og 228 (2009).

Prøve ID	As (mg/kg)
205 (Fossberga)	2,5
228 (Lia)	<1

2.5 Bruk av strøsand i nordiske land

Tabell 2.5 viser en oversikt over sandforbruket i tonn pr sesong for de nordiske landene i perioden 2006/07-2011/12 (Knudsen et al., 2012).

Tabell 2.5: Sandforbruk (i tonn) pr sesong for de nordiske landene i perioden 2006/07-2011/12 (Knudsen et al., 2012).

	Finland	Sverige	Danmark	Norge	Færøyene	Island
2006/2007	588000	813400	0	386000	0	4800
2007/2008	790000	906400	0	461100	0	9000
2008/2009	581900	611000	0	444300	0	11300
2009/2010	355340	594000	0	417000	0	16900
2010/2011	393300	541700	0	549000	0	9800
2011/2012	520000		0	542000	0	25500

Tabell 2.5 viser at forbruket av strøsand er høyest i Norge, Sverige og Finland. I Norge har forbruket økt jevnt de siste vintrene, mens i Sverige har forbruket vist nedgang. I Finland derimot er det stor variasjon i forbruket av strøsand. Island bruker forholdsvis lite strøsand om vintrene i forhold til Norge, Sverige og Finland. Her også varierer forbruket en del fra vinter til vinter. Danmark og Færøyene bruker ikke strøsand om vinteren i følge tabellen.

Kapittel 3 Kilder som fører til forurensning av strøsand

Forurensninger fra veier og kjøretøy vil bli avsatt på veioverflater og på områder langs veier. Partikler som kommer fra trafikken, kan komme fra slitasje av dekk eller bremses, fra forbrenning av drivstoff eller slitasje fra veibaner. Disse partiklene kan bli avsatt på eller ved siden av veibanen, og de kan bli transportert over store avstander (Amundsen og Roseth, 2004). Trafikken vil være en stor kilde når det gjelder forurensning av tungmetaller som blir tilsatt strøsanden langs vegene. Det finnes også mange andre kilder som kan bidra til tilføring av metaller til strøsand; som for eksempel bybranner, gassverk, vedfyring, industriutslipp, krematorier osv. (Jartun et al., 2005). I dette kapitlet skal vi se på de ulike kildene for noen typer metaller som kan bli tilført strøsanden.

3.1 Metaller

I det Store norske leksikon (2009) defineres et metall som et grunnstoff som i ren tilstand leder elektrisitet og varme, og som har en karakteristisk metallglans. Metallene blir vanligvis delt inn i lettmetaller (densitet $< 5 \text{ g/cm}^3$) og tungmetaller (densitet $> 5 \text{ g/cm}^3$) (Haraldsen, 2009). Begrepet "tungmetall" blir anerkjent som en gruppe av metaller med relativt høy atommasse, og begrepet har blitt brukt i mange år. Det har tidligere blitt lagt fram alternative gruppenavn for tungmetaller som "giftige metaller" og "spormetaller". Tungmetaller er et begrep som er vanskelig å definere presist, og enkelte eksperter vil anse det som upassende (Alloway, 2013). Typiske eksempler på tungmetaller er bly (Pb), krom (Cr), kvikksølv (Hg), gull (Au), jern (Fe), nikkel (Ni), kvikksølv (Hg), mangan (Mn), kobber (Cu), Platina (Pt), Sølv (Ag), Wolfram (W), Tinn (Sn) (Store norske leksikon, 2009).

3.2 Vanadium

Vanadium finner man i jordskorpen, men konsentrasjonen er vanligvis lav (Pedersen). Vanadium blir anvendt som legeringsmetall for jern og stål, som konstruksjonsstål, i biler og motorindustrien, i kjernekraftverk, som hurtigskjærende verktøy osv. Vanadium er også et viktig legeringsmetall sammen med aluminium i ulike legeringer.

Uorganisk vanadium blir brukt som katalysatorer under industrielle prosesser i for eksempel framstilling av syntetisk gummi, nylon, bensin osv. (Kofstad og Pedersen, 2009b). Vanadium blir også brukt som katalysator under framstilling av svovelsyre (Pedersen). I store batterier og elektriske brenselceller er vanadium en viktig komponent (NGU). Vanadium blir tilsatt glass for å gi en grønn eller blå fargetone. Råolje inneholder også vanadium (Pedersen, Hentet 2014).

3.3 Mangan

Mangan finnes i jordskorpen, og det finnes i nesten i all jordsmonn. Mangan forekommer ofte sammen med jern i naturen på grunn av at manganmalmer finnes sammen med jernmalmer og ved at mangan substituerer for jern i jernmalmer. Steinen thulitt som er en manganholdig zioitt finnes flere steder i Norge og er grunnen til høy konsentrasjon av mangan i berggrunnen (Kofstad, 2009). Mangan forekommer også i mange mineraler. Mangan blir brukt i metalliske legeringer der hvor stål utgjør den største delen. Mesteparten av manganmetallet blir brukt i legering sammen med jern for å få stål med høyere hardhet og slitestyrke. Stål som inneholder mye mangan blir brukt i knusemaskiner for stein og malm, og til produksjon av pengeskap, geværløp, jernbaneskiner og i stålbjelkene på fengselsgitter. (Nilsen) Mindre mengder mangan blir anvendt i støpejern, aluminium-, kobber-, og magnesium legeringer (Kofstad, 2009). Mangan finnes også i gummi, katalysatorer, kunstgjødsel, keramikk, gamle sink-karbonbatterier og i legering av elektriske instrumenter. Mangan har blitt brukt til fremstilling av fargepigmenter og har blitt funnet i pigmentene i maling (Nilsen).

3.4 Magnesium

Magnesium finnes i jordskorpen og i sjøvann (Kofstad og Pedersen, 2009a, Mostad). Grunnstoffet finnes bare på oksidert form i naturen. Magnesium blir brukt i fyrverkeri, lysbomber, lyssignaler, i blitzlamper for fotografering og ved synteser i organisk kjemi. Metallet blir også anvendt som reduksjonsmiddel under framstilling av metaller som for eksempel titan, beryllium uran osv. Videre brukes metallet i elektriske batterier og for avsvovling og deoksidasjon av metaller som for eksempel stål (Kofstad og Pedersen, 2009a). Magnesium blir benyttet som konstruksjonsmetall til støpning av fly-, og bildeler som vifter, rattstammer dashbord osv., og til driller,

motorsager, hageutstyr, mobiltelefoner, sportsutstyr, computerkasser og i bokser for øl og vann (Mostad). Magnesium blir mye brukt i magnesiumlegeringer. Magnesium blir levert sammen med aluminium, mangan, sink osv. Magnesiumforbindelser blir brukt i mange industrielle prosesser og produkter, som for eksempel framstilling av stål, ildfast materiale, sement, gjødningsstoffer, glass, maling osv. (Kofstad og Pedersen, 2009a). Noen typer matvarer inneholder magnesium (Mostad). Magnesium finnes også i gjødsel (Lovdata, 2003).

3.5 Klor

Klor vil ikke forekomme fritt i naturen. Klor finnes i sjøvann og i jordskorpen (Pedersen og Kofstad, 2013). Klor blir i hovedsak anvendt som industrikjemikalie i vannrensing, løsningsmidler, blekningsmidler i papir og tekstilindustri, kjølemidler og i produksjon av PVC (Pedersen og Kofstad, 2013, Svein). Klor finnes i DDT (diklordifenyiltrikloretan) som er et insektmiddel som nesten ikke brukes lengre. Klor finnes også i PCB (polyklorerte bifenyler) som blir brukt i trykksverte, i hydrauliske oljer som flammehemmere, i isolasjons- og kjølemiddel og i elektrisk utstyr som transformatorer og kondensatorer (Svein).

3.6 Brom

Brom som finnes i naturen, forekommer bare i kjemiske forbindelser. Brom som grunnstoff, har blitt anvendt som bleknings-, og desinfeksjonsmidler og bromvann som oksidasjonsmiddel. Organiske bromforbindelser blir brukt under framstilling av fargestoffer, legemidler, løsningsmidler, desinfeksjonsmidler, tårefremkallende midler, brannslukningsmidler og som brannhemmende stoffer i tekstiler og plast (Kofstad og Pedersen, 2012, Stølen). Brom blir også brukt i halogenpærer (Kofstad og Pedersen, 2012). Bromerte flammehemmere brukes i elektriske og elektroniske produkter som kretskort, kontakter, brytere, PC-eksterior. Bromerte flammehemmere finnes også i tepper og sofaer. Metylbromid er en forbindelse som blir produsert under skogbranner og av planteplankton. Brom finnes i fargestoff (Stølen). Brom finnes også i noen typer mineraler (Kofstad og Pedersen, 2012).

3.7 Bly

Trafikk er en kjent forurensningskilde for blyinnholdet i de fleste bymiljø. Dette på grunn av blyinnholdet i bensin som i den senere tid har blitt redusert kraftig i Norge (Jartun et al., 2002). Bildekk inneholder også bly (Jørgensen, 2007). Flere bruksområder er batteri, bilbatterier, trykkprodukter, plast og maling (Chen, 2012, Jartun et al., 2002). Andre kilder til bly kan være smelteverk, forbrenning av kull og materiale som inneholder bly og raffinering av skrap (Landis og Yu, 1999). I industriområder vil man ofte finne et forhøyet innhold av bly (Ottesen og Langedal, 2006). Bly kan også komme som langtransportert atmosfærisk nedfall fra industri og forbrenningsreaksjoner fra andre steder i Europa (Jartun et al., 2002).

3.8 Arsen

Arsen er mye brukt i medisin, som sprøytemiddel og i kjemiske våpen (s.28) (Jartun et al., 2002). Arsen kan forekomme som forurensning fra industriell virksomhet og metallsmelteverk som for eksempel fra koppersmelteverk (Jartun et al., 2006). I Norge er arsen for det meste blitt brukt som impregneringsmiddel i trevirke sammen med krom og kobber (Jartun et al., 2002). Arsenet som finnes i trykkimpregnerte materiale kan bli vasket ut av regn og forurensning området rundt (Jartun et al., 2006). Arsen er kjent for å bli tilsatt i maling, spesielt skipsmaling (Jartun et al., 2005). Arsenforbindelser blir også brukt som skadedyrbekjempelser for rotter, mus og insekter (Ottesen og Volden, 1999).

3.9 Kadmium

Kadmium blir produsert som et biprodukt under sinkproduksjon (Jartun et al., 2002). Kadmium finnes også i mange forbruksvarer som for eksempel batterier, fjernsynsapparater, keramikk, foto, insektsmidler, pigmenter, tekstiler, syntetiske kjemikalier, bilradiatorer, tobakk, enkelte loddetinn og enkelte energisparepærer (Chen, 2012, Jartun et al., 2002). Kadmium finnes som korrosjonsbeskytter på ulike materialer som for eksempel bildeler, flydeler og skruer. Kadmium finnes også i ulike legeringsmetaller (Jartun et al., 2002). Atmosfæriske utslipp av kadmium kan oppstå gjennom bruk av kunstgjødsel og soppmiddel, tekstiltrykk, gruvedrift, forbrenning av fossilt brensel og deponering og forbrenning av kadmium holdige produkter (Landis

og Yu, 1999). Det vil ofte være et forhøyet nivå av kadmium i industriområder (Ottesen og Langedal, 2006), her vil typiske kilder være smelteverk og gruvedrift (Økland, 2005). Det finnes mange kilder til kadmium i forbindelse med veitrafikken. Eksempler på dette er forbrenningsprodukter fra drivstoff, slitasjeprodukter fra asfalt og bildekk og slitasje og korrosjon av materialer som brombelegg, dekk og galvaniserte detaljer (Rasmussen, 2003). Slam som blir produsert fra renseanlegg og brukes til jordforbedring i landbruket og til produksjon av vekstjord vil inneholde kadmium (Trondheim kommune, 2014).

3.10 Kobber

Kobber er det mest anvendte tungmetallet. Metallet kan bli brukt i batterier, katalysatorer, halvledere, elektroniske brikker, mobiltelefoner og metallbehandlingsprodukter (Chen, 2012). Kobber finnes hovedsakelig i elektrisk utstyr på grunn av de gode lederegenskapene. Kobber blir brukt som legeringsmetall i messing og bronse og blir brukt i mynter (Jartun et al., 2002). Kobberinnholdet vil ofte være forhøyet i industriområder (Ottesen og Langedal, 2006). Mesteparten av utslippene er lokale og vil sjeldent bli langtransportert (Jartun et al., 2002). Kobber blir også brukt i skipsmaling, impregneringsmiddel, medisinske artikler og i bunnstoff på skip (Jartun et al., 2002, Jartun et al., 2005). Bildekk inneholder kobber, og forurensning av kobber kan oppstå gjennom slitasje av bildekk og asfalt (Jørgensen, 2007, Rasmussen, 2003). Forbrenning av drivstoff og slitasje og korrosjon av materialer som brombelegg, dekk og galvaniserte detaljer fører også til forurensning av kobber (Rasmussen, 2003). Kobber finnes også i slam som blir produsert fra renseanlegg kan brukes til jordforbedring i landbruket og til produksjon av vekstjord og i gjødsel (Lovdata, 2003, Trondheim kommune, 2014).

3.11 Krom

Krom blir benyttet som fargestoff, korrosjonsbeskytter, legeringsmetall for stål, impregneringsmateriale for lær og i fotografisk industri. Krom blir også brukt i trykkimpregnert trevirke sammen med kobber og arsen (Jartun et al., 2002). Andre bruksområder for krom er blekk, halvledere, petroleum, kjemikalier, malingspigmenter og metall behandling (Chen, 2012). Krom forekommer naturlig i

berggrunnen (Jartun et al., 2005) og jord i Trøndelag er rik på krom. Innholdet av krom er forhøyet i området rundt industriområder (Ottesen og Langedal, 2006). Man finner også krom i bildekk (Jørgensen, 2007) og i forbindelser med veitrafikken gjennom forbrenning av drivstoff og slitasjeprodukter fra asfalt og bildekk (Rasmussen, 2003). Krom finnes i slam som blir produsert fra renseanlegg og kan brukes til jordforbedring i landbruket og til produksjon av vekstjord (Trondheim kommune, 2014).

3.12 Kvikksølv

Miljøet blir forurenset av kvikksølv både gjennom naturlige og menneskeskapt kilder. Naturlige kilder kan være vulkanske aktiviteter, som det er lite av i Norge, og erosjon av kvikksølvholdige sedimenter (Landis og Yu, 1999). Mennesker bruker kvikksølv i medisin, maling, speil, kosmetikk, plantevernmiddelproduksjonen, ugressmiddel, pesticider, gruvedrift, militærindustrien, termometre som elektrodemateriale og som tilsetning i amalgam (Chen, 2012, Jartun et al., 2002). Kvikksølv blir brukt under elektronisk produksjon og inngår i PCer, energisparepærer, Hg-batterier, barometre og annet elektrisk utstyr (Chen, 2012, Jartun et al., 2002, Landis og Yu, 1999). Jordprøver som er blitt samlet inn rundt industriområder eller rundt krematorier, og forbrenningsanlegg som er tilknyttet sykehus, kan inneholde kvikksølv. Kvikksølvet vil komme fra amalgamfyllinger i tenner (Ottesen og Langedal, 2006). Hovedkilden til kvikksølv i Norge er langtransportert atmosfærisk nedfall; dette på grunn av flyktigheten til metallet (Jartun et al., 2002).

3.13 Nikkel

Nikkel blir hovedsakelig brukt som legeringsmetall og som korrosjonsbeskytter og finnes i mynter (Jartun et al., 2002). Nikkel forekommer i forbindelse med nikkelproduksjon, galvanisering, sveising og fra stålproduksjon (Jartun et al., 2006). Nikkel er et viktig tungmetall i mange industrielle prosesser. Industrier som produserer metallprodukter som stål, kjøretøy, kjemikalier, katalysatorer, petroleumsprodukter og batterier, vil ha store mengder nikkel i avløpsvannet (Chen, 2012). En økning i bruk av nikkelholdige, oppladbare batterier vil være en vesentlig kilde til metallet (Jartun et al., 2002). Nikkel finnes naturlig i berggrunnen og jorda i

Trøndelag har et rikt innhold på nikkel (Jartun et al., 2005, Ottesen og Langedal, 2006). Den største punktkilden til nikkel i Norge er avrenning fra gruver (Jartun et al., 2002). Bildekk inneholder nikkel, og slitasjeprodukter fra bildekk og asfalt fører til forurensning av nikkel (Jørgensen, 2007, Rasmussen, 2003). Nikkelforurensning kommer også fra forbrenning av drivstoff (Rasmussen, 2003). Nikkel finnes i slam som blir produsert fra renseanlegg kan brukes til jordforbedring i landbruket og til produksjon av vekstjord (Trondheim kommune, 2014).

3.14 Sink

Sink blir først og fremst brukt som korrosjonsbeskytter av stål. Metallet blir også brukt som legeringsmiddel i messing og ammunisjon. Andre bruksområder er maling, gummi, plast, pesticider, bildeler, legemidler, fotokjemikalier, kosmetiske varer og bildekk (Jartun et al., 2002). Sinkinnholdet i bildekk ligger på 1,5 – 2 vektprosent. Slitasje fra dekk og asfalt vil være en av grunnene til oppkonsentrering av sink i jorden langs hovedveier (Ottesen og Volden, 1999, Rasmussen, 2003). Andre forurensningskilder fra trafikken er forbrenningsprodukt fra drivstoff og slitasje og korrosjon av materialer som brombelegg, dekk og galvaniserte detaljer (Rasmussen, 2003). Sinkinnholdet i byjord vil være forhøyet i industriområder (Ottesen og Langedal, 2006). Sink som blir sluppet ut i miljøet, kommer hovedsakelig fra menneskelige aktiviteter som stålproduksjon, kullbrenning, forbrenning av avfall og gruvedrift (Chen, 2012). Lokale punktutslipp av sink vil være gjennom avrenning fra tidligere gruver. Den langtransporterte andelen av sink er lav (Jartun et al., 2002). Sink finnes i slam som blir produsert fra renseanlegg kan brukes til jordforbedring i landbruket og til produksjon av vekstjord og finnes i gjødsel (Lovdata, 2003, Trondheim kommune, 2014).

Kapittel 4 Spredning av forurensning fra strøsand

Fra kapittel 3 ser man at strøsanden vil bli tilført tungmetaller fra ulike kilder når den ligger på veiene. Etter at sanden har ligget på veien en stund og snøen har smeltet om våren, vil store mengder av sand og grus som inneholder forurensning ligge på veiene (Westerlund og Viklander, 2006). Tungmetallene som ligger på veiene, kan bli spredt videre sammen med sanden når sanden blir spredt utover; for eksempel ved at sanden blir spredt i grøftkanten eller andre steder når mennesker går, sykler eller kjører på veien, mennesker sparker sanden, sanden blir spredt ved hjelp av vinden osv. Tungmetallene kan også bli vasket/blåst bort fra sanden ved hjelp av vann og vind eller når sanden feies opp og flyttes til deponi.

4.1 Spredning av tungmetaller gjennom jord og vann

Trafikk er hovedkilden til tungmetaller langs veikanter (Yassoglou et al., 1987). De høyeste konsentrasjonene av tungmetaller vil derfor bli funnet ved de veiene med høyest trafikk (Yan et al., 2013). Tungmetaller er blant de viktigste miljøgifter i avrenning av regnvann fra transportvirksomhet (s.1) (Harrison, R.M.; Wilson, S.J. 1985, Hrottker, M.C. 1987, som sitert i Mahbub et al., 2010).

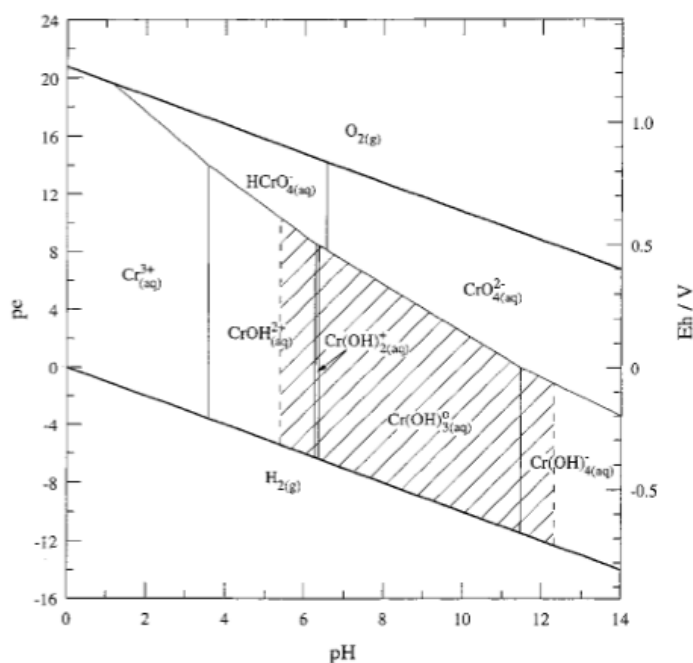
Under dynamiske forhold som avrenning, resuspensjon, utvasking og forvitring, vil partikkelstoffer og forurensninger fra jord og støv langs veikanten påvirke hydrosfæren og atmosfæren (Shi et al., 2008). Forurensning som blir skylt bort av regn eller avrenning av vann langs veikanten, kan bli ført til nærliggende elvesystemer eller innsjøer og påvirke vannanlegg. Tungmetaller kan også trenge inn i jorda gjennom ulike kjemiske, fysiske og biologiske prosesser (Yan et al., 2013).

Tungmetaller som ligger i jord eller vann, kan akkumulere inn i planter, dyr og menneskekroppen og dermed true helsa vår (s.2385) (Yan et al., 2013). Tungmetaller som akkumuleres inn i organismer i vann eller jord, kan akkumuleres videre i næringskjeder (s.2385) (s.401) (Bakirdere og Yaman, 2008, Yan et al., 2013).

Tungmetallene som kan påvirke det akvatiske økosystemet, kan også skape fare for helsa vår ved direkte kontakt med forurenset vann (Christensen et al., 1978). Kun ekstremt små doser av tungmetaller kan forårsake alvorlige sykdommer hos

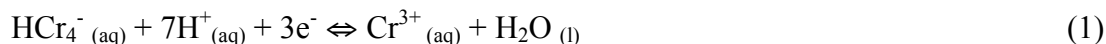
mennesker (s.2385) (Yan et al., 2013). Tungmetaller kan være både giftige og farlige i for store mengder (s.401) (Bakirdere og Yaman, 2008).

Oppførselen til et element eller en komponent i et miljø, er avhengig av dets kjemiske bindingsforhold, spesiering (VanLoon og Duffy, 2011). Den biologiske tilgjengeligheten av et spormetall som næringsstoff eller giftstoff er også avhengig av dens spesiering (Allen et al., 1980). De kjemiske formene som elementer opptrer i, betegnes som spesier. Et metall kan forekomme som frie metallioner (hydrerte ioner), som et molekyl og som et kompleks sammen med andre ion eller molekyl (Stumm og Morgan, 2012). I vandige miljøer vil pH og pE være faktorer som angir hvilke spesier vi finner (VanLoon og Duffy, 2011). Et pE-pH diagram viser de teoretiske områdene for stabilitet og grenselinjer for de ulike spesiene i vann (Manahan, 2010). Diagrammet viser på en omfattende måte hvordan protoner og elektroner vil forskyve likevekten under ulike tilstander, og angir hvilket spesie som dominerer under gitte betingelser av pE og pH (Stumm og Morgan, 2012). Figur 4.1 viser et eksempel på et pE-pH diagram for krom. Figuren viser ulike spesier av krom som vil kunne opptre under ulike oksidasjonstilstander og pH-verdier.



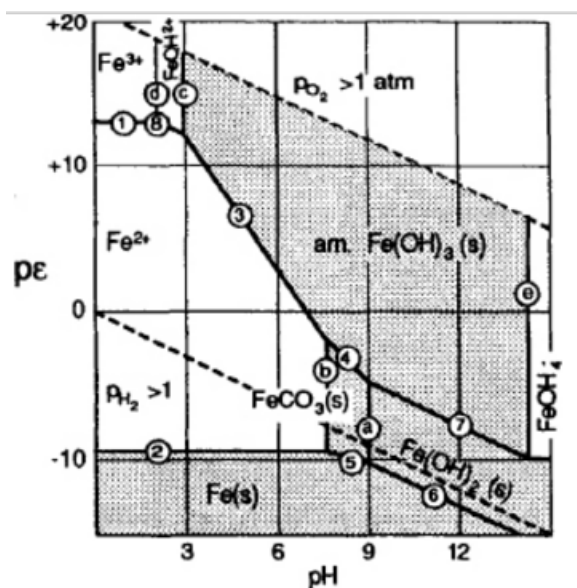
Figur 4.1: pE-pH for vandig uorganisk krom hydrolyse spesier (Ball og Nordstrom, 1998).

Ligning 1 (Ball og Nordstrom, 1998) viser hvordan Cr (VI) går til Cr (III) ved endrede pH og redoks betingelser:



Det skraverte området representerer det dominerende området for Cr(OH)₃ når (Cr_{TOT}) = 1,0*10⁻⁶ M (Ball og Nordstrom, 1998).

Figur 4.2 viser et eksempel på et pE-pH diagram for jern. Diagrammet viser i hvilke spesier jern vil forekomme som ved de ulike pH-verdiene og oksidasjonstilstandene.



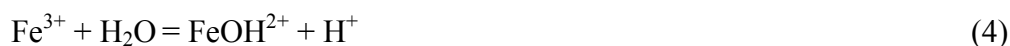
Figur 4.2: pE-pH digram for systemet Fe-CO₂-H₂O (Stumm og Morgan, 2012).

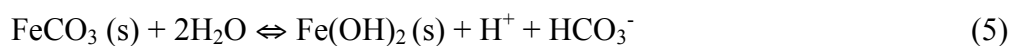
Linjene er beregnet for Fe(II) og Fe(III) = 10⁻⁵ M ved 25⁰C (Stumm og Morgan, 2012).

Ligning 2 og 3 (Stumm og Morgan, 2012) viser redoksreaksjoner for jern, der jern vil forekomme som et annet spesie ved endring av reduksjonspotensialet.



Ligning 4 og 5 (Stumm og Morgan, 2012) viser redoksreaksjoner for jern, der jern vil forekomme som et annet spesie ved endring av pH:





Ut i fra figur 4.1 og 4.2 og ligning 1-5 ser man at spesiering av elementer avhenger av reduksjonspotensialet, pH-verdien eller begge deler.

Tilgjengeligheten, mobiliteten og utviklingen av metallforurensningen i jord, er også avhengig av de fysiske og kjemiske formene som de er knyttet til jord eller støvpartikler på (Harrison et al., 1981). Konsentrasjonen av tungmetaller på partiklene er proporsjonal med størrelsen på partikkelen (German og Svensson, 2002). Konsentrasjonen minker med økende partikkelstørrelse (Viklander, 1998).

4.2 Forurensing fra sand til luft

Trafikk fører til økt resuspendering av PM₁₀ (partikler med en aerodynamisk diameter mindre enn 10 µm) gjennom våren i USA, Japan, Norge, Sverige, Finland og mange andre land (Kupiainen et al., 2003). I de nordskandinaviske gatene vil PM₁₀ utslippet være høyt om våren på grunn av bruk av piggdekk i kombinasjonen med bruk av veisalt og strøsand. Utslippet av PM₁₀ er konsekvent lavere i sommermånedene enn i resten av året (Ketzler et al., 2007). Grunnen til at støvepisodene kommer om våren, er fordi snøen og isen smelter da. Når snøen og isen smelter bort og bakken blir tørr, vil partikler som er avsatt fra forbrenningsprosesser og støvdannede partikler fra asfalt og gatesand, bli resuspendert av vinden og trafikken og inn i omgivelsene (s. 3824) (Hosiokangas et al., 1999). Hovedhypotesen er at strøsand er den viktigste kilden til veistøv om våren (Kupiainen et al., 2003). Kupiainen og Tervahattu (2005) har studert ulike faktorer som påvirker partikkelkonsentrasjonen. Det ble observert lavere partikkelkonsentrasjoner der hvor det ikke ble brukt strøsand. Konsentrasjonen økte når strøsand ble innført, og konsentrasjonen fortsatte å øke som funksjon av mengde sand som ble spredt. Partikkelkonsentrasjonen blir også påvirket av type dekk, egenskapene til strøsanden og kjørehastigheten (Kupiainen et al., 2005).

Ulike metaller kan reagere med ulike stoffer i atmosfæren som for eksempel oksygen, nitrogen, karbondioksid m.fl. Sink blir brukt i batterier som elementær sink og hovedsakelig som sinkoksid (ZnO). Dette kan bli redusert til metallisk sink gjennom følgende reaksjoner (Belardi et al., 2014):





Reaksjonsligning (6) skjer i en inert atmosfære, N_2 og karbon er nødvendig for at redoksreaksjonen skal gå. Reaksjon (7) vil forekomme i nærvær av luft eller karbondioksid (Belardi et al., 2014).

Strøsanden øker dannelsen og påfølgende utslipp av PM_{10} partiklene, men varigheten av økningen er begrenset til bare noen få timer (Kupiainen og Pirjola, 2011). Kupiainen og Pirjola (2011) mener at strøring av sand burde optimaliseres og konsentreres til de arealene hvor det er nødvendig. Strøsanden som er til overs på veibanen og dens omgivelser, burde bli samlet inn så fort som mulig. Dette for å hindre sanden i å forflytte seg inn på kjørefeltet igjen som kan føre til at det dannes nye partikler (Kupiainen og Pirjola, 2011). Veistøv er en viktig komponent som påvirker luftkvaliteten, spesielt i urbane miljøer med mye trafikk (Kupiainen et al., 2005). I tillegg til at veistøv fører ulike typer ubehag, vil det også føre til negative helseeffekter. Studier av eksponering for mineraler og resuspenderende partikler viser tegn på giftighet og muligheter for uønskede helseeffekter (P.Tiittanen et.al.1999, M.Klockars 2000, R.O Salonen et.al. 2000, som sitert i Tervahattu et al., 2006). De større partiklene som kommer fra veislitasje og knusing av strøsand, er så små at de kan trenge ned i lungene og føre til en forverring hos personer med lungesykdommer (folkehelseinstituttet, 2012a). Grovfraksjonsstøv har en sterk sammenheng med obstruktiv lungesykdom (KOLS), astma og innleggelse på sykehuset grunnet luftveisproblemer. I mange byer og tettsteder har fine partikler imidlertid en sammenheng med økt dødelighet. Studier av veislitasjepartikler viser en sammenheng mellom finfraksjonpartiklene og innleggelse på grunn av hjerte- og karsykdommer (folkehelseinstituttet, 2012b). Studier viser også sammenhenger mellom økt nivå av svevestøv og forverring av allerede eksisterende lunge- eller hjerte/karsykdommer (folkehelseinstituttet, 2012a). Et studie utført ved Folkehelseinstituttet viser at grovt støv og rene mineralpartikler fra veidekker kan gi betennelsesreaksjoner (folkehelseinstituttet, 2012b).

Kapittel 5 Prøvemethodikk

5.1 Analytiske metoder

5.1.1 UltraClave

For at sedimentprøvene skal kunne analyseres ved ICP-MS, må prøvene dekomponeres først. Microwave digestion (Mikrobølge nedbrytning) er en ledende teknikk som brukes til nedbryting av prøvene før de blir sendt til metall analyse som for eksempel ICP-MS (Milestone productivity tools, 2014a). UltraClave er en type mikrobølge nedbrytings- teknikk (Milestone productivity tools, 2014c). Mikrobølger varmer opp prøven. Ved et mikrobølgeprogram kan man kontrollere temperaturen, trykket og mikrobølge-effekten i forhold til tiden (Milestone, 2008). Det tilsettes salpetersyre til prøvene, og prøvene brytes så ned i UltraClave slik at alt fast materiale løses opp. Salpetersyra reagerer bedre ved høye temperaturer, og prosessen vil derfor være mer effektiv jo høyere temperatur det er (Overingeniør Syverin Lierhagen, NTNU, 2014 (pers.med.)). Figur 5.1 viser et bilde av en UltraClave- maskin fra Milestone.



Figur 5.1: Milestone- UltraClave Microwave Autoclave (European Virtual Institute for Speciation Analysis (EVISA), 2010).

5.1.2 Fordeler med UltraClave

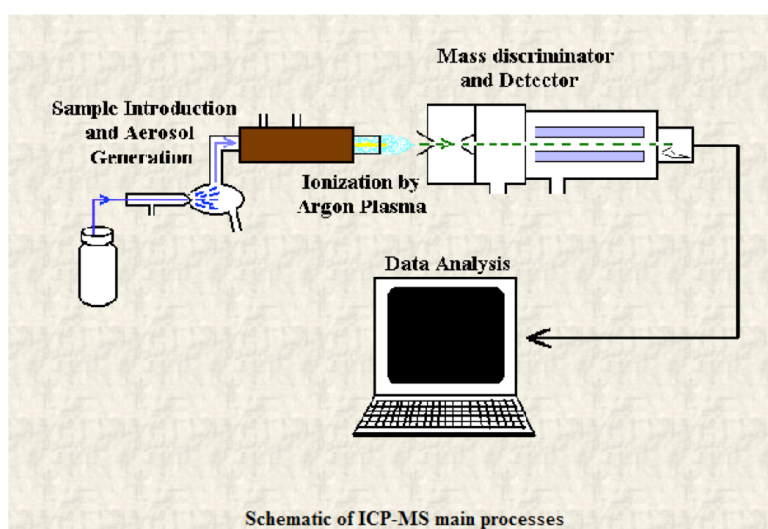
Fordeler med UltraClave er at man på en enkel måte kan varme opp prøven til en høy temperatur, og dermed tar dekomponeringen mindre tid (Milestone, 2008). Man kan også bestemme nøyaktig temperatur og trykkkontroll i hver prøve. Større prøver kan bli brutt ned. Det vil gi en økt produktivitet og lavere driftskostnader, og den maksimale prøvekapasiteten vil øke (Milestone productivity tools, 2014b). Mye av jobben blir gjort automatisk, der reaksjonskammeret blir forseglet, trykksatt, oppvarmet, avkjølt, luftet og åpnet under datastyring. UltraClave reduserer syreforbruket, forbruksvarer og behovet for arbeidskraft som vil gi langsiktige kostnadsbesparelse (Milestone, 2008).

5.1.3 ICP-MS

ICP-MS eller induktiv koblet plasma massespektrometri er en instrumentell analysemetode som brukes for å bestemme grunnstoffer. I dag er ICP-MS en teknikk som blir mye brukt og kan analysere over 70 grunnstoffer på en gang i løpet av noen få minutter (Skoog et al., 2004). ICP benyttes som ioniseringskilde for prøven (Wibetoe, 2009), og omdanner prøvens elementer fra atomer til ioner (Mikkelsen, 2013). Normalt blir prøven introdusert i et ICP plasma som en aerosol. Plasmatemperaturen ligger mellom 6000-10000⁰K. I ICP fakkelen vil elementene fullstendig gå over til en atomisk gass som videre blir ionisert mot enden av plasmaet. Når elementene har gått over på ioneform, blir de transportert via to grensekjegler til et massespekter (Mikkelsen, 2013).

Et problem som oppstår når ioner skal ekstraheres fra plasmaet er at en ICP kilde opererer ved atmosfærisk trykk mens et massespekter opererer ved høyt vakuum typisk $< 10^{-6}$ torr. Dette gjør at grensesnittet mellom ICP kilden og MS (massespektrometeret) er kritisk med hensyn på å sikre at en stor nok del av ionene blir transportert til MS. Grensesnittet består av to metallkjegler som blir kalt sampler og skimmer. Hver kjele har en åpning tilnærmet 1 mm for å tillate ionene til å passere gjennom til ioneoptikk, som leder dem til massespektrometeret. Strålen som blir introdusert i massespekteret, har omtrent samme ionesammensetning som plasmaområdet der hvor ionene kom fra (Skoog et al., 2004).

Massespekter benyttes for separasjon og deteksjon av ionene (Wibetoe, 2009). En av de mest populære massespektrene som blir brukt under ICP-MS analyse, er kvadrupol-analyse. Kvadrupol masseanalyse består av fire sylindformede rør. Kvadrupol-analyse har vanligvis et kvadrupol-massefilter som kun tillater ioner med et bestemt masse/ladnings (m/z) forhold å passere gjennom. Ionebevegelsen i et elektrisk felt danner basisen for separasjonen. Rørene som står motsatt av hverandre, er koblet til dc og radiofrekvens- (rf) spenninger. Ved å justere spenningen vil man opprettholde en stabil bane for ioner med et bestemt m/z forhold, og de vil kunne passere gjennom analysatoren og til detektoren. Massespekteret blir dannet ved å skanne spenningen som blir brukt på rørene. (Skoog et al., 2004). Figur 5.2 viser en skjematisk skisse over ICP-MS instrumentet.



Figur 5.2: Skjematisk skisse over ICP-MS instrumentet (Worley og Kvech, 2000).

I ICP-MS kan også en magnetisk sektor bli brukt. Her vil separasjonen basere seg på avbøying av ioner i et magnetisk felt. Banen til ionene er avhengig av deres masse/ladning (m/z) verdier (Skoog et al., 2004). I høyoppløselig massespekter som HR-ICP-MS- instrumenter, brukes både en magnetisk sektor og en elektrisk sektor til å separere og fokusere ionene (Mikkelsen, 2013).

Etter ionene har blitt separert på grunnlag av sitt m/z -forhold, må de telles av en detektor. Prinsippet med en detektor er å overføre antall ioner som treffer detektoren, til elektriske signaler, der signalene kan bli relatert til antall atomer det er av hvert spesifikt element som finnes i en prøve. En av de vanligste detektoren for ICP-MS-

systemer er elektronmultiplikator (Mikkelsen, 2013). Denne detektoren har en kjegleformet innretning som påtrykkes spenning motsatt av ionene som skal detekteres. Ionene treffer innsiden av kjeglen og elektroner blir generert som igjen genererer nye sekunder elektroner. Dette fører til at hvert enkelt ion som treffer innsiden av kjeglen, generere opp til 10^8 elektroner (Mikkelsen, 2011).

I denne masteroppgaven ble injeksjonssystemet SIS (sample introduction system), som kalles prepFAST brukt til å injisere prøvene til ICP-MS (Overingeniør Syverin Lierhagen, NTNU, 2014 (pers.med.). PrepFAST er et prøve- eller standard forsyningssystem som automatisk utfører nøyaktige og presise fortynninger av prøven. Denne metoden har evnen til å gjennomføre 200 fortynninger og vil være den raskeste og enkleste måten å sikre data av høy kvalitet (Nebraska, 2014). Systemet forenkler prøveopparbeidelsen som tillater høyere prøve- gjennomstrømning, samtidig som den minimerer feil og forurensning (Bradshaw og Thompson, 2013).

5.1.4 Fordeler og ulemper med ICP-MS

Det finnes flere fordeler ved å bruke ICP-MS til å bestemme konsentrasjoner. ICP-MS er en veldig rask metode. Metoden kan analysere flere elementer samtidig og på veldig kort tid. ICP-MS kan bestemme forholdstallene mellom isotopene. Metoden har også svært lave deteksjonsgrenser (Skoog et al., 2004).

Ionene som blir dannet fra utladningen i ICP er typisk positivt ladet. Det er derfor vanskelig å bestemme konsentrasjonen av elementer som danner negative ioner (Skoog et al., 2004). En ICP-MS maskin er et kostbart instrument.

Andre ulemper som kan oppstå ved bruk av ICP-MS, og som vil forstyrre resultatene, er overlappende signaltopper som oppstår på grunn av interferenser mellom analyttioner og andre ioner, og bakgrunnsstøy. Det finnes to typer interferenser i ICP-MS, dette er spektroskopiske interferenser og matriks effekter. Spektroskopiske interferenser oppstår når et ionisk spesie i plasmaen har samme m/z som analytten. Flesteparten av disse interferensene forekommer fra polyatomiske ioner, dobbelt ladede ioner, ildfaste oksidioner eller elementer som har isotoper med essensielt samme masse. Mange av disse interferensene kan bli redusert ved å bruke høyoppløsningsspektrometer (HR-ICP-MS). Matriks effekter blir merkbare ved

konsentrasjoner høyere enn rundt 500 til 1000 $\mu\text{m}/\text{mL}$. Vanligvis forårsaker disse effektene en reduksjon i analyttsignalet, men noen ganger har det også blitt observert forbedringer. Slike interferenser kan minimaliseres dersom man fortynner prøven ved å endre introduksjonsprosedyren eller ved å separere internerende spesier (Skoog et al., 2004).

5.1.5 Norsk standard for prøvetaking

I planleggingen før feltarbeid må man ta hensyn til (ISO, 2002b, ISO, 2002a, NS-ISO, 2006):

- Hva man skal ta prøve av
- Lokalisering
- Antall prøver og prøvepunkter
- Dybder som prøvene skal hentes fra
- Størrelsene på prøvene som skal samles inn
- Prøvetakingsmønster
- Metode for innsamling av prøver
- Spesielle forhold med prøvetaking
- Valg av egnet verktøy
- Krav til prøvebeholderne
- Analyser som skal gjennomføres
- Helse, miljø og sikkerhet
- Påkrevd tiltak mot forurensing av miljøet.
- Krav til disponering av materialet
- Krav om kvalitetssikring
- Tillatelse for å besøke lokaliteter

For å oppnå en indikasjon på variasjon av forurensning innenfor en sone, vil det som oftest kreves seks prøver fra ulike prøvepunkter. Antall prøvepunkter må også være i proporsjon med størrelsen på sonen, og man må derfor også ta hensyn til størrelsen av sonen. Et tilstrekkelig antall prøver burde analyseres for å teste hypotesene (NS-ISO, 2006).

Enkeltprøver burde hentes innenfor 0,1-0,5 m dybde for at det skal være representativt for dybder innenfor 1,0 m fra jordoverflaten (NS-ISO, 2006).

Norsk standard skriver at man fra starten av feltarbeidet burde samle inn tilstrekkelig med antall prøver for at det ikke senere skal være nødvendig å vende tilbake til lokalitetene for å innhente tilleggsprøver (NS-ISO, 2006).

Flyktige og semiflyktige forbindelser burde analyseres så raskt som mulig etter prøvetakingen, fordi det kan være umulig å oppbevare slike prøver for senere analyse. Et alternativ kan være feltmetoder eller bruk av andre metoder på stedet for prøving og analysering. Noen ganger kan det være nødvendig å ta tilleggsprøver hvis strategien blir justert eller for å ta nye forutsetninger i betraktning (NS-ISO, 2006).

Blandingsprøver kan bli fremstilt ved å kombinere flere delprøver. Bruk av blandingsprøver kan i enkelte tilfeller resultere i fortykning eller tap eller forurensende forbindelser. Dette kan gi en falsk indikasjon i relasjon til forurensning av området eller føre til at forurensninger ikke oppdages. Blandingsprøver kan også forsterke representativiteten av en prøve og øke sjansen for at en generell forurensning kan oppdages. Kun prøvene fra felles jordlag burde kombineres (NS-ISO, 2006).

Når det gjelder valg av prøveteknikker og hvilket prøvetakingsutstyr som blir benyttet, kommer dette an på målene ved prøvetakingen, området hvor prøven skal bli tatt, mulig forurensninger som kan skje og analysemetoden som skal bli brukt (ISO, 2002b).

Kjemiske egenskaper i jord kan bli endret på mange måter under prøvetaking. Egenskapene kan endres ved overføring av jorden til/fra beholderen, under transportering av prøven, ved tap av flyktige forbindelser, lekkasje eller mekanisk separasjon, forurensning fra hjelpemidler under prøvetaking eller ved forurensning av partikler fra vind eller nedbør. Uansett hvilken metode som blir brukt under prøvetaking, er det viktig at materiale eller andre ting under prøvetakingen ikke forurenser prøven. Prøvetakingsutstyret burde holdes rent så deler av tidligere prøver ikke overføres til følgende prøve. Kun utstyr med kontrollert kjemisk kvalitet og sammensetning skal benyttes til å håndtere prøver. For eksempel vil en spade av rustfritt stål bli brukt ved undersøkelse av organiske komponenter, mens plastikk

vanligvis ikke vil forstyrre tungmetaller. Enheter som har kontakt med prøvematerialet, skal aldri males, bli smurt eller ha en kjemisk behandlet overflate. Man må også passe på at utstyret ikke bli forurenset fra prøven ved for eksempel adsorpsjon eller fordampning (ISO, 2002b).

Det er viktig at beholderen som prøven oppbevares i, ikke overfører forurensning til prøven eller absorberer komponenter i prøven. Beholdere laget av plastikk er ikke egnet der hvor det kan oppstå organisk forurensning. Beholderen må være tett sånn at det ikke oppstår separering eller tap av flyktige komponenter. Hvis det ikke stilles spesifikke krav, vil plastikk bli brukt som prøvebeholdere. Beholderen må ha montert lokk eller være av sterke plastposer (ISO, 2002b). Minst 500 g fin jord som prøve, burde bli samlet inn ved kjemiske analyser. Dette gjelder både for enkeltprøver og blandede prøver (ISO, 2002a) Det er anbefalt å bruke plastikkbeholdere som kan inneholde ca. 2 kg prøvemateriale. I alle tilfeller burde prøvebeholderne fylles og tettes, slik at det er minst mulig luftrom i beholderen. Med en gang prøvematerialet tilsettes beholderen, burde den merkes (ISO, 2002b).

Prøvematerialet kan under lagring endre seg i ulik grad som følge av fysiske, kjemiske eller biologiske reaksjoner. Dette gjelder spesielt jord som er forurenset med flyktige bestanddeler. Grad av reaksjoner er en funksjon av de kjemiske og biologiske delene i prøven, eksponering for lys, hvor prøven oppbevares, tiden mellom prøvetakingen og analysen osv. Det er derfor viktig å ta nødvendige forhåndsregler for å minimalisere disse reaksjonene (ISO, 2002a). Jordprøver burde bli lagret på under 5⁰C for å unngå endringer eller skade på prøven (ISO, 2002b). Jordprøven burde også holdes kaldt og mørkt under transporten. Jordprøver som er lysfølsomme, burde også lagres i mørket eller i mindre lysabsorberende holdere (ISO, 2002a).

Kapittel 6 Tilstandsklasser

Hovedfunksjonen med tilstandsklasser er å indentifisere områder som kan være påvirket av lokale miljøavgifter og om det må gjøres eventuelle tiltak for forbedring av områdene (Bakke et al., 2008). Klasseinndelingen av tilstandsklassene for forurenset grunn tar utgangspunkt i konsentrasjoner av miljøgifter i jord. Hver tilstandsklasse er beskrevet med noen få ord som beskriver tilstanden (Hansen og Danielsberg, 2009) Tabell 6.1 representerer de fem ulike tilstandsklassene og hvilke påvirkning de ulike klassene kan ha på organismesamfunnet (Bakke et al., 2008).

Tabell 6.1: Oversikt over de fem tilstandsklassene og hvilke skader tilstandsklassene kan ha på organismesamfunnet (Bakke et al., 2008)

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

Inndelingen av tilstandsklassene kan bli brukt til klasseinndeling av jord for å kunne uttale seg om hvor forurenset den er. (Hansen og Danielsberg, 2009). De øvrige tilstandsklassene for sediment representerer en økende grad av skade på organismesamfunnet i sedimenter. Bakgrunnsnivået, tilstandsklasse I, er det laveste nivået for tilstandsklasser og tilsvarer konsentrasjoner funnet i sedimenter som er avsatt før den industrielle tiden. En overskridelse av grenseverdiene i klasse I vil tyde på påvirkning fra en eller flere punktkilder. Verdier i klasse I vil dermed ikke utelukke belastninger fra små utslipp som har lokale innflytelser. I øverste sjiktet av klasse II, finner man de konsentrasjonene som antas å ha en negativ effekt på levende organismer. Konsentrasjoner i øvre grense av klasse III kan ventes å gi akutt toksiske effekter på enkelte arter i miljøet. Øvre grense av klasse IV relateres også til akutt toksisitet, men toksisiteten vil ha større effekter og gi større og flere skader på ulike arter (Bakke et al., 2008).

Tilstandsklasser gir føring i hvor høy konsentrasjon av miljøgifter som er helsemessig akseptert ved ulike typer arealbruk. Tilstandsklassene blir satt opp ut i fra beregning av de helsemessige akseptkriteriene, som blir beregnet ved hjelp av en revidert versjon av statens forurensingstilsyn sin risikobergeningsverktøy (Hansen og Danielsberg, 2009). Tabell 6.2 gir en klassifisering av de ulike tilstandsklassene ut i fra innhold av metaller i vann angitt i µg/L (Bakke et al., 2008).

Tabell 6.2: Klassifisering av tilstandsklasser ut fra innhold av metaller i vann. Tabellen er hentet fra statens forurensningstilsyn (Bakke et al., 2008).

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

Tabell 6.3 gir en klassifisering av de ulike tilstandsklassene ut i fra innhold av metaller i forurenset grunn angitt i mg/kg (Hansen og Danielsberg, 2009).

Tabell 6.3: Tilstandsklasser for forurenset grunn, der konsentrasjonen er oppgitt i mg/kg (Hansen og Danielsberg, 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

I NGU sin rapport om forslag til tilstandsklasser for jord (2007) har de presentert tabeller som inneholder tilstandsklasser for andre land. Verdiene innenfor de ulike tilstandsklassene vil variere litt fra land til land. Dette skyldes forskjellige dataprogrammer, ulike humantoksikologiske kriterier, ulik TDI og politiske vedtak. En annen viktig faktor som påvirker de ulike verdiene, er bakgrunnseksposeringen (den eksponeringen som ikke er knyttet til forurenset grunn). I England sin tabell over tilstandsklassene har de tatt med verdier for vanadium, magnesium og mangan i tillegg til tungmetaller (Ottesen et al., 2007). Klor og brom vil som nevnt tidligere, finnes ikke i ren form i naturen og vil derfor ikke være oppgitt på ren form i tabeller over tilstandsklasser. Noen tabeller har dermed oppgitt stoffer der brom og klor er i kjemisk forbindelse med andre metaller. Tabell 6.4 viser en oversikt over engelske tilstandsklasser for forurenset jord basert på innhold av vanadium, magnesium og mangan i sediment.

Tabell 6.4: Tilstandsklasser for vanadium, magnesium og mangan for forurenset jord i England (Ottesen et al., 2007).

Parameter	Ren jord	Lite forurenset	Moderat forurenset	Sterkt forurenset	Meget sterkt forurenset
Vanadium	0-100	100-200	200-500	500-2500	>2500
Magnesium	0-500	500-1000	1000-2000	2000-10000	>10000
Mangan	0-500	500-1000	1000-2000	2000-10000	>10000

Kapittel 7 Materialer og metoder

7.1 Planlegging og feltarbeid

Prøvetakingen ble utført i september 2013. Prøvetakingsområdene ble valgt etter innspill fra Trondheim kommune. Prøvene ble hentet fra ni ulike mellomlager rundt om i Trondheim, og er de samme som er oppgitt i datarapporten til Trondheim bydrift (se tabell 7.1) (Støver, 2013). Strøsanden fra de ni ulike mellomlagrene samles til slutt på et stort deponi på Tiller, det ble også hentet prøver fra den samlede strøsanden på dette deponiet (tabell 7.1).

Tabell 7.1: Prøvetakingsområder oppgitt med nummer, navn og koordinater (Støver, 2013).

Prøve nr:	Sted	Koordinat (nord)	Koordinat (øst)
1	Solbakken skole	63 ⁰ 24' 12,289''	10 ⁰ 31' 38,547''
2	Ny Jordveien	63 ⁰ 22' 45,315''	10 ⁰ 32' 17,695''
3	Granåsen gård	63 ⁰ 24' 53,75''	10 ⁰ 28' 19,19''
4	Være vestre	63 ⁰ 25' 37,345''	10 ⁰ 34' 3,726''
5	Blomsterbyen	63 ⁰ 24' 49,196''	10 ⁰ 25' 25,562''
6	Kyvannet	63 ⁰ 24' 7,767''	10 ⁰ 20' 28,861''
7	Kongsvegen	63 ⁰ 21' 30,113''	10 ⁰ 20' 33,829''
8	Fossegrenda	63 ⁰ 23' 24,203''	10 ⁰ 24' 16,748''
9	Buran driftsstasjon	63 ⁰ 26' 6,894''	10 ⁰ 25' 26,640''
10	Tiller	63 ⁰ 21' 32,36''	10 ⁰ 24' 21,87''

På hvert mellomlager var det to hauger. Den ene haugen med sand ble bestemt til å være strøsand på grunnlag av informasjon fra Trondheim kommune som sier at strøsanden har størrelse 2-6 mm (Rolf Magne Brødreskift, 2013 (pers.med.)). Den andre hagen besto av en blanding av sand, grus og jord, og innholdet ble derfor kalt gatefei. Det ble tatt prøver fra begge haugene (strøsand og gatefei). Det ble samlet inn to prøver fra hver haug, der hver individuelle prøvene som ble tatt var blandingsprøver. Til hver blandingsprøve ble det tatt sand fra ti ulike steder i hver haug. Figur 7.1 a) viser bilde av en haug som inneholder gatefei (bildet er tatt etter prøvetakingen og viser derfor hvordan blandingsprøvene ble tatt i de ulike haugene), mens bilde i figur 7.1 b) viser en haug som inneholder strøsand.



a)



b)

Figur 7.1: a) Gatefei fra Fossegrenda, b) Strøsand fra Fossegrenda.

Det ble brukt en planteskje i plast (Fiskars planteskje) til å spa opp prøvegropene og til å ta sandprøver med. De første 10-15 centimeterne av overflatesanden ble skrapet bort før sandprøven ble tatt ut. Sandprøvene ble samlet inn i og oppbevart i GRIPPIE glidelåposer (Leverandør: Staples, Produsent: Scandinavia ab, Arlöv Sweden) Prøvene ble markert med navnet på stedet og bokstavene A,B,C eller D der A og B

betegner prøvemateriale fra den ene haugen (gatefei/strøsand) mens C og D betegner prøvemateriale fra den andre haugen (gatefei/strøsand). På Tiller var det bare strøsand. Prøvetakingen på Tiller ble gjort på tilsvarende måte som på mellomlagrene.

7.2 Kart over prøvetakingsområdene samt bilder

Figur 7.2 viser en oversikt over hvor prøvetakingsområdene ligger i Trondheim.



Figur 7.2: Oversikt over prøvetakingsområdene (kartet er hentet fra ArcGIS).

Det ble tatt bilder av begge sandhaugene (både strøsand og gatefei) fra alle mellomlagrene og av haugen med strøsand fra deponiet på Tiller. Bildene fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller er vist i Figur 7.3 – 7.11, med unntak av bildene fra Fossegrenda som er vist tidligere i kapittel 7.1.



Figur 7.3: Mellomlagrene fra Solbakken skole, der bilde a) viser strøsand og bilde b) viser gatefei.



Figur 7.4: Mellomlagrene fra Ny Jordveien, der bilde a) viser strøsand og bilde b) viser gatefei.



Figur 7.5: Mellomlagrene fra Granåsen gård, der bilde a) viser strøssand og bilde b) viser gatefei.



a)



b)

Figur 7.6: Mellomlagrene fra Være vestre, der bilde a) viser strøsand og bilde b) viser gatefei.



a)



b)

Figur 7.7: Mellomlagrene fra Blomsterbyen, der bilde a) viser strøsand og bilde b) viser gatefei.



a)



b)

Figur 7.8: Mellomlagrene fra Kyvannet, der bilde a) viser strøsand og bilde b) viser gatefei.



a)

Figur 7.9: Mellomlageret fra Kongsvegen. Den fremste sanden på bilde viser strøsand, mens den bakerste sanden representerer gatefei.



a)



b)

Figur 7.10: Mellomlagrene fra Buran driftsstasjon, der bilde a) viser strøsand og bilde b) viser gatefei.



Figur 7.11: Deponiet på Tiller.

7.3 Preparering av prøver og kjemisk analyse

7.3.1 Vasking av prøvemateriale og filtrering av vaskevannet før ICP-MS

Etter at sandprøvene var hentet ble de satt inn på et laboratorium på NTNU, der de lå opp til tre uker. Her ble prøvene lagret tørt og ved romtemperatur til de ble behandlet. Rett før sanden skulle behandles ble den ristet godt i glidelåsposene for å blande sanden.

Sand fra hver pose (ca. 10 gram) ble veid ut og overført polypropylen plastikkør (60 mL) med lokk (Leverandør: Sarstedt). Deretter ble rørene tilsatt ionebyttervann (ca. 40 gram). Rørene ble påført lokk ristet i ca. 2 minutter. Vaskevannet ble så helt raskt over i et nytt plastikkør (60 mL). Sanden som var igjen i det gamle røret ble kastet. Hver sandtype ble vasket på tre ulike måter. Første gangen ble sanden bare vasket med ionebyttervann, mens andre og tredje gangen ble det tilsatt salpetersyre (HNO_3) i til ionebyttervann før risting:

1. gang: Ionebyttervann
2. gang: Ionebyttervann + salpetersyre (HNO_3 , 1 M, 1 dråpe).
3. gang: Ionebyttervann + salpetersyre (HNO_3 , 0,1 M, 1 dråpe).

Rørene med vaskevann sto i avtrekkskap i fem dager før vaskevannet ble filtrert over i ICP-MS rør (VWR 525-0461, centrifuge Tube, Trece metall frie polypropylen rør, 15 mL) ved hjelp av en sprøyte (NORM-JECT, 20 mL) og et filterpapir (VWR, European Article no. 524-0074). Først ble vaskevannet tilsatt sprøyten (5 ml), sprøyten ble vendt opp ned og håndtaket ble dratt ut slik at hele sprøyten ble skylt

med det vaskevannet som skulle filtreres. Deretter ble sprøyten fylt opp med vaskevannet (15 ml). De første 5 ml ble tømt ut i et begerglass mens de siste 10 ml ble filtrert over i ICP- MS rørene gjennom filtrerpapir. Dette ble gjort med vaskevannet til alle prøvene. Hele sprøyten ble skylt med ionebyttervann og utsiden av sprøytespissen ble skylt med destillert vann mellom hver gang. Det resterende vaskevannet i plastikkørerne ble sakte tømt ut til bare støvet fra vaskevannet som hadde dannet bunnfall lå igjen i rørene. Rørene med kun støvet ble satt til tørking i varmeskap på 45⁰C i 4 dager før støvet ble preparert ved hjelp av UltraClave.

7.3.2 Preparering av støvprøvene fra vaskevannet ved hjelp av Ultra Clave før ICP-MS

UltraClaverørene (PFA teflonrør, 18 mL) var lagret med konsentrert salpetersyre (HNO₃, Ultra Pure grade, laget ved Milestone SubPur). Dette ble tømt ut og rørene ble vasket med MQ-vann (ELGA Purelab Option-Q: 18,2 MΩ- cm) to ganger. Støvet fra plastikkørerne ble tilsatt UltraClave-rørene, 220-350 mg i hvert rør. UltraClave-rørene med støvet ble tilsatt salpetersyre (50 % HNO₃ v/v, 9 mL) og satt i et stativ som ble plassert i UltraClave maskinen. I tillegg til støvprøvene ble det kjørt to blankprøver (50 % HNO₃ v/v, 9 mL) og en referanseprøve (soil GBW07408, 250 mg) med tilsatt salpetersyre (50 % HNO₃ v/v, 9 mL) hver runde.

Da prøvene var ferdige i UltraClave ble de tatt ut og hvert UltraClaverørene ble kakkert på toppen før de ble åpnet. En måleflaske ble skylt med MQ-vann to ganger. Deretter ble løsningen helt over i en måleflasken. UltraClaverørene ble skylt med MQ-vann to ganger og innholdet ble helt over i måleflaska. Deretter ble måleflasken tilsatt MQ-vann til vekten lå innenfor 109,8±0,5 gram. Et ICP-MS rør ble skylt to ganger med prøveløsningen fra måleflaske før den ble fylt opp. UltraClave rørene ble fylt med MQ-vann og konsentrert salpetersyre (50 % HNO₃ v/v, 9 mL) før de ble satt bort. Måleflaska ble skylt to ganger med MQ-vann før den ble brukt til neste prøve.

Vannprøvene og de dekomponerte støvprøvene ble så analysert med ICP-MS. Denne analysen ble utført av Syverin Lierhagen ved NTNU i Trondheim. Det ble benyttet Thermo Scientific element 2 HR-ICP-MS til analysen. PrepFAST (Leverandør: ESI, elemental Scientific) ble brukt som injeksjonssystem til ICP-MS. Resultatene fra ICP-

MS analysen ble korrigert for fortynning og blankprøve, og er redegjort for i kapittel 8.

Kapittel 8 Resultater

Strøsand og gatefei fra de ulike mellomlagrene og fra deponiet på Tiller (se tabell 7.1) har blitt vasket ved å blande 10 gram sand med 40 gram ionebyttervann, med og uten tilsatt salpetersyre (HNO_3). I kapittel 7.3.1 ble det nevnt at både strøsanden og gatefei ble vasket på tre ulike måter. I denne oppgaven blir det kun sett på resultater fra vasking av strøsand og gatefei med rent ionebyttervann og ionebyttervann tilsatt salpetersyre (HNO_3 , 1 M, 1 dråpe). Støvet fra vaskevannet ble dekomponert ved hjelp av UltraClave. Vaskevannet og de dekomponerte støvprøvene ble analysert med ICP-MS. De metallene det var størst interesse for, og som blir presentert i resultatene er magnesium, jern, mangan, vanadium, klor, brom, arsen, bly, kadmium, kvikksølv, kobber, sink, krom og nikkel. Som nevnt i innledningen vil metallene arsen, bly, kadmium, kvikksølv, nikkel, krom og sink defineres som ”tungmetaller” i denne oppgaven, selv om ikke alle disse metallene er tungmetaller i følge kjemisk definisjon.

Resultatet er presentert i tre hovedkapittel. Første hovedkapittelet presenterer analyseresultatene fra strøsand. I det andre hovedkapittelet blir analyseresultatene for gatefei presentert. I det siste hovedkapittelet blir innholdet av salt (NaCl) i vaskevannet til strøsand fra de ulike mellomlagrene og fra deponiet på Tiller presentert. De to første hovedkapittel er videre delt opp i tre underkapittel, der følgende resultater blir presentert:

- Metallinnholdet i **støvet fra vaskevannet** etter vasking av strøsand/gatefei (kap. 8.1.1 og 8.2.1)
- Metallinnholdet i **vaskevannet** etter vasking av strøsand/gatefei (kap. 8.1.2 og 8.2.2)
- Endringer av metallinnholdet i **vaskevannet** etter vasking av strøsand/gatefei med syretilsatt ionebyttervann (kap. 8.1.3 og 8.2.3)

Med syretilsatt ionebyttervann menes rent ionebyttervann som er tilsatt salpetersyre (1 dråpe, 1M, HNO_3). Resultatene som viser endring av metallinnhold ved vasking av strøsand/gatefei med syretilsatt ionebyttervann fremfor bruk av rent ionebyttervann viser kun endringer for et utvalgt av metaller som er nevnt over. Metallene som vart

sammenlignet er arsen, jern, mangan, vanadium, nikkel, kobber, sink, kvikksølv, kadmium, bly og krom.

8.1 Strøsand

Strøsanden som ligger på de ulike mellomlagrene er samlet inn fra ulike områder i Trondheim, disse områdene er gitt i tabell 8.1. Områdene strøsanden er hentet fra er også tegnet inn i figur 8.1. Områdene som hører til Ny Jordveien er uvisst og er derfor ikke tegnet inn i figur 8.1.

Tabell 8.1: Oversikt over områder strøsanden på de ulike mellomlagrene er hentet fra.

Mellomlager	Områder
Solbakken skole	Vikåsen, Markaplassen, Reppe
Ny Jordveien	Usikker
Granåsen gård	Angelltrøa, Granåslia, Brundalen
Være vestre	Ranheim
Blomsterbyen	Nardo, Blussuvold, Berg
Kyvannet	Byåsen, øver deler
Kongsveien	Kolstad, Heimdal, Kattem
Fossegrenda	Fossegrenda,
Buran	Lade, Lademoen, Rosenborg



Figur 8.1: Oversikt over områder strøsanden på de ulike mellomlagrene er hentet fra.

8.1.1 Metallinnhold i støvet fra vaskevannet til strøsand fra de ulike mellomlagrene og fra deponiet på Tiller

Dette delkapittelet presenterer metallinnholdet i støvet fra vaskevannet etter vasking av strøsand fra de ulike mellomlagrene og fra deponiet på Tiller. De utvalgte metallene er nevnt i innledningen til dette kapittelet. Tabell 8.1 viser en oversikt over metallkonsentrasjonen i støvet fra vaskevannet fra de ulike mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.

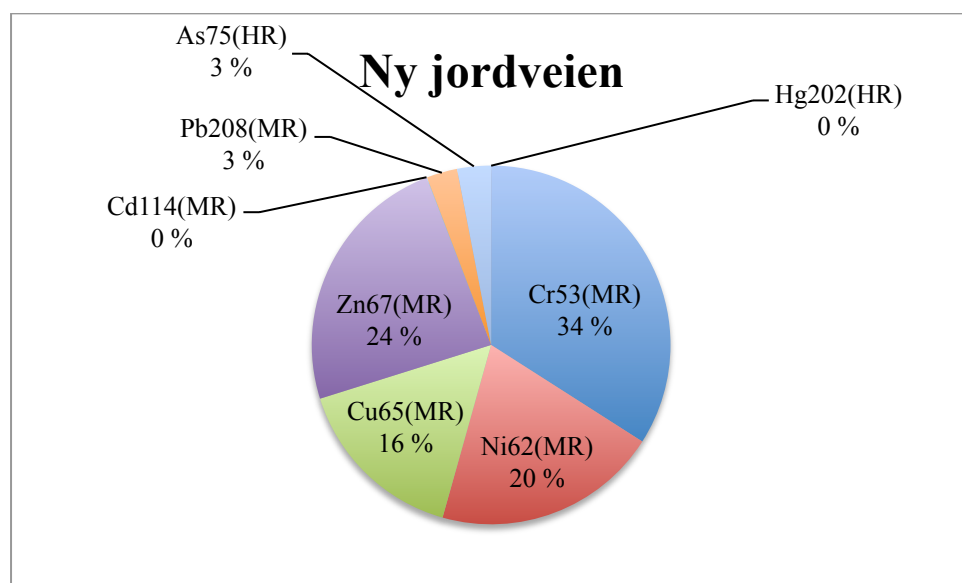
Tabell 8.1: Metallinnholdet oppgitt i µg/g i støvet fra vaskevannet etter vasking av strøsand.

Steder	Mg25 (MR) µg/g	Cr53 (MR) µg/g	Mn55 (MR) µg/g	Fe57 (MR) µg/g	Ni62 (MR) µg/g	Cu65 (MR) µg/g
Solbakken skole	38040	216	1050	67100	99,4	52,8
Ny Jordveien	27050	134	999	59500	79,9	62,1
Granåsen gård	38400	161	1360	83800	85,1	74,5
Være vestre	28600	113	1280	73001	67,1	77,5
Blomsterbyen	36400	205	1040	64400	86,6	33,2
Kyvannet	33990	207	913	56100	76,2	17,7
Kongsvegen	29020	172	976	59700	114	69,2
Fossegrenda	38700	214	1120	69400	81,1	40,0
Buran driftsstasjon	38300	217	1030	61600	84,3	23,5
Tiller	15020	97,1	660	35700	44,8	75,2
	V51 (MR) µg/g	Zn67 (MR) µg/g	Cd114 (MR) µg/g	Pb208 (MR) µg/g	As75 (HR) µg/g	Hg202 (HR) µg/g
Solbakken skole	174	54,1	0,0982	3,88	6,68	0,00712
Ny Jordveien	155	94,3	0,150	10,9	12,0	0,00930
Granåsen gård	186	178	0,248	12,2	10,1	0,0142
Være vestre	149	146	0,156	13,7	12,2	0,0126
Blomsterbyen	157	62,0	0,0772	7,10	3,91	0,0193
Kyvannet	140	33,2	0,0566	1,09	6,54	0,00696
Kongsvegen	149	82,9	0,228	16,2	23,0	0,00354
Fossegrenda	172	62,1	0,0543	3,49	7,09	0,011
Buran driftsstasjon	148	50,8	0,0598	2,09	5,44	0,00601
Tiller	103	160	0,137	45,1	4,90	0,418

Tabell 8.1 viser at metallene jern og magnesium var dominerende i støvet. Høyest konsentrasjoner av jern ble detektert i støvet fra Granåsen gård og Være vestre, der konsentrasjonen var på 83800 og 73001 µg/g. Resultatene viser lavest konsentrasjon av jern i støvet fra deponiet på Tiller, der konsentrasjonen var på 35700 µg/g. Videre var konsentrasjonen av jern i støvet fra strøsanden ved de andre mellomlagene og fra deponiet på Tiller i området 56100 – 69400 µg/g. Det ble observert nokså like verdier av magnesium i støvet fra de ulike mellomlagene. Tabell 8.1 viser at konsentrasjonen av magnesium i støvet fra mellomlagene varierte fra 27050 til 38700 µg/g. Lavest konsentrasjon av magnesium ble observert i støvet fra deponiet på Tiller der konsentrasjonen var 15020 µg/g.

Det ble registrert nokså like verdier av mangan i støvet fra de ulike mellomlagrene. Tabellen viser at konsentrasjonen av mangan varierte fra 913 – 1360 µg/g i støvet fra alle mellomlagrene. Manganinnholdet var høyest i støvet fra Granåsen gård og Være vestre. Konsentrasjonen av mangan i støvet fra deponiet på Tiller var på 660 µg/g, som var lavere enn manganinnholdet i støvet fra mellomlagrene. Det ble observert liten variasjon av vanadium i støvet til strøsand fra de ulike mellomlagrene. Tabell 8.1 viser at konsentrasjonen av vanadium var i området 103 – 186 µg/g.

Innholdet av tungmetallene er også fremstilt i sektordiagram (vedlegg C) som viser den prosentvise metallfordelingen av tungmetaller i støvet fra vaskevannet til strøsand fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller. Av tungmetallene var det krom, nikkel, kobber og sink som dominerte i støvet. Det ble observert en relativt jevn fordeling av metallene krom, nikkel, kobber og sink i støvet, selv om prosentandelen varierte litt fra sted til sted. Figur 8.2 viser et eksempel på den generell fordelingen av tungmetallene (i strøsanden fra Ny Jordveien)



Figur 8.2: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i støvet fra vaskevannet til strøsand fra Ny Jordveien.

Det ble observert at krom dominerte blant tungmetallene i støvet fra alle mellomlagrene bortsett fra Granåsen gård, Være vestre og fra deponiet på Tiller. Innholdet av krom utgjorde 34 % og 36 % av tungmetallinnholdet i støvet fra Ny Jordveien og Kongsvegen. Videre viser resultatene at i støvet fra Solbakken skole,

Blomsterbyen, Kyvannet, Fossegrenda og Buran driftsstasjon utgjorde krominnholdet 50-61 % (som tilsvarer halvparten eller mer av tungmetallinnholdet). Selv om krom ikke var det dominerende metallet i støvet fra Granåsen gård, Være vestre og fra deponiet på Tiller, utgjorde krominnholdet hele 31 %, 26 % og 23 %. Det ble observert at sink var dominerende i støvet fra disse tre plassene. Innholdet av sink utgjorde 34-37 % i støvet fra disse to mellomlagrene og fra deponiet på Tiller. I støvet fra strøsanden fra de andre mellomlagrene utgjorde sinkinnholdet 10-24 % av tungmetallinnholdet. Resultatene viser at nikkellinnholdet utgjorde 10 % av tungmetallinnholdet i støvet fra deponiet på Tiller. Nikkellinnholdet i støvet fra Granåsen og Være vestre utgjorde 16 %, mens det utgjorde 20-24 % i støvet fra de resterende mellomlagrene. Resultatene viser laveste prosentene av kobber blant tungmetallene i støvet fra Blomsterbyen, Kyvannet og Buran driftsstasjon, der kobberinnholdet utgjorde 5-8 %. I støvet fra resten av mellomlagrene og fra deponiet på Tiller utgjorde kobberinnholdet 10-18 %.

Det ble observert små mengder arsen i støvet fra strøsand ved mellomlagrene og fra deponiet på Tiller. Innholdet av arsen utgjorde 1-3 % av tungmetallinnholdet i støvet fra deponiet på Tiller og alle mellomlagrene bortsett fra Kongsvegen, der arseninnholdet utgjorde 5 %. Det ble observert små mengder bly i støvet fra alle mellomlagrene og fra deponiet på Tiller. Resultatene viser høyeste prosenten av bly i støvet fra deponiet på Tiller, der blyinnholdet utgjorde 11 % av tungmetallinnholdet. Blyinnholdet utgjorde under 1 % i støvet fra Kyvannet, mens det utgjorde 1-3 % i støvet fra vaskevannet til strøsanden fra de andre mellomlagrene. Resultatene viser at innholdet av kvikksølv og kadmium var under 1 % av tungmetallinnholdet i støvet fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.

I denne oppgaven har det blitt sett på endring av metallinnholdet i støvet fra vaskevannet ved bruk syretilsatt ionebyttervann fremfor rent ionebyttervann til vasking strøsand. Resultatene (vedlegg I) viser at endringene av metallinnholdet i støvet fra vaskevannet ved bruk syretilsatt ionebyttervann fremfor rent ionebyttervann til vasking av strøsand var minimale, og de blir derfor ikke presentert her.

8.1.2 Metallinnholdet i vaskevannet etter vasking av strøsand fra de ulike mellomlagrene og fra deponiet på Tiller

I dette delkapittelet blir resultatene for metallinnholdet i vaskevannet etter vasking av strøsand fra de ulike mellomlagrene og fra deponiet på Tiller presentert. De utvalgte metallene er nevnt i innledningen til dette kapittelet. Tabell 8.2 viser en oversikt over metallinnholdet i vaskevannet til strøsanden fra de ulike prøvetakingsområdene.

Tabell 8.2: Metallinnholdet oppgitt i µg/L i vaskevannet etter vasking av strøsand.

	Br81 (HR) µg/L	Cd114 (LR) µg/L	Pb208 (LR) µg/L	Mg25 (MR) µg/L	Cl35 (MR) µg/L	Cr52 (MR) µg/L	Mn55 (MR) µg/L
Solbakken skole	405	0,00168	0,00700	461	2820000	0,0577	2,66
Ny Jordveien	13,1	0,0000777	0,0593	159	124000	0,212	1,40
Granåsen gård	2,27	0,000941	0,147	73,6	9180	0,142	1,63
Være vestre	0,912	0,000890	0,207	149	1180	0,130	1,98
Blomsterbyen	2,69	0,000940	0,182	136	4110	0,749	3,91
Kyvannet	1840	0,00407	0,00708	2780	9790000	0,138	22,2
Kongsvegen	87,6	0	0	409	667000	0,0555	0,214
Fossegrenda	5,95	0	0,0256	105	3320	0,180	1,19
Buran driftsstasjon	797	0,00125	0,00169	3120	3750000	0,187	14,8
Tiller	3,16	0,000178	0,398	635	1950	0,206	0,534
	Fe56 (MR) µg/L	Ni60 (MR) µg/L	Cu63 (MR) µg/L	V51 (MR) µg/L	Zn66 (MR) µg/L	As75 (HR) µg/L	Hg202 (LR) µg/L
Solbakken skole	87,7	0,114	0,350	8,89	3,25	37,8	0,0212
Ny Jordveien	80,1	0,438	1,12	2,23	0,338	4,89	0,00521
Granåsen gård	81,6	0,285	0,640	5,29	0,590	29,2	0,000875
Være vestre	95,3	0,289	0,412	3,49	0,840	18,3	0
Blomsterbyen	187	0,742	1,56	12,3	0,659	57,8	0
Kyvannet	232	0,297	0,951	6,51	1,33	15,2	0,00657
Kongsvegen	18,7	0,0611	0,129	1,86	0,833	7,95	0,00232
Fossegrenda	48,4	0,141	0,219	6,87	0,183	32,1	0,00138
Buran driftsstasjon	71,6	0,188	0,297	5,83	1,06	19,3	0,00379
Tiller	47,2	0,408	4,13	2,01	0,786	2,69	0,00345

Tabell 8.2 viser at klor dominerte i vaskevannet til strøsand fra alle mellomlagrene og fra deponiet på Tiller. Konsentrasjonen av klor i vaskevannet var i området 1000-

10.000.000 µg/L. Dette er en markant høyere konsentrasjon enn konsentrasjonen av de andre metallene i vaskevannet.

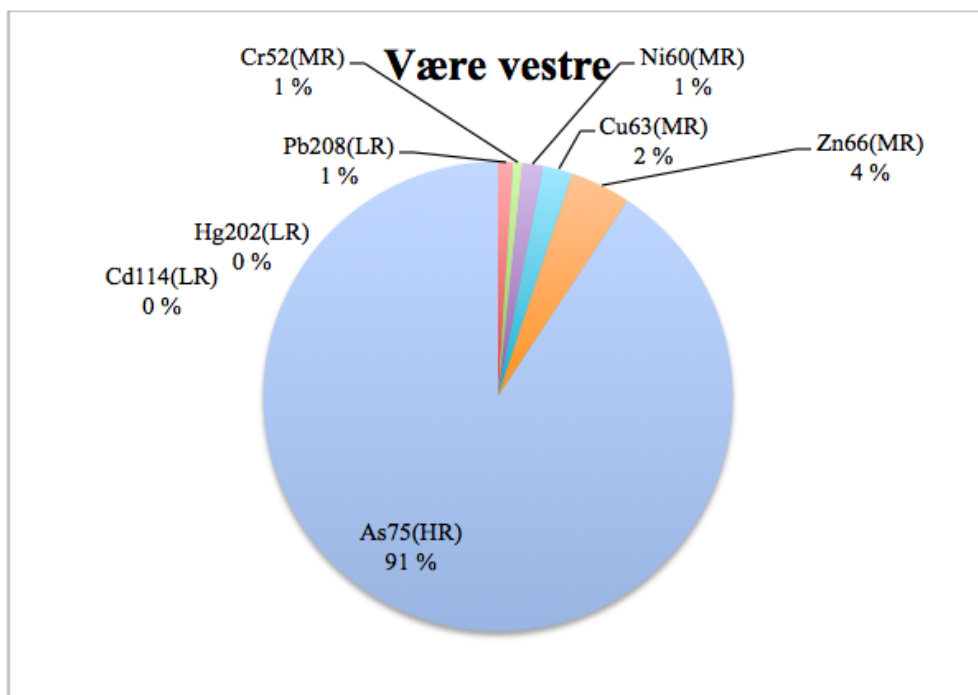
Tabell 8.2 viser også at verdiene for magnesium var markant høyere enn for de andre metallene. Verdier for magnesiuminnholdet i vaskevannet fra alle mellomlagrene, bortsett fra i prøvene fra Granåsen gård lå mellom 100-3000 µg/L. Som tabell 8.2 viser, var konsentrasjonen av de andre metallene under 100 µg/L. De høyeste verdiene av magnesium ble observert i vaskevannet fra Kyvannet og Buran driftsstasjon, der konsentrasjonen var rundt 3000 µg/L.

Det ble observert stor variasjon i krominnholdet i vaskevannet til strøsand. Tabell 8.2 viser at konsentrasjonen av brom varierte fra 0,912 µg/L og opp til 1840 µg/L. Høyest innhold av krom var i vaskevannet fra Kyvannet, og lavest innholdet av krom var i vaskevannet fra Ny Jordveien, Granåsen gård, Være vestre, Blomsterbyen, Fossegrenda og deponiet på Tiller, der konsentrasjonen var på fra 0,912-5,98 µg/L. Videre viser tabellen at konsentrasjonen av jern varierte fra 18,7 – 232 µg/L. Høyest innhold av jern var i vaskevannet fra Kyvannet og Blomsterbyen der innholdet var på 232 og 187 µg/L. Lavest innhold av jern var i vaskevannet fra Kongsvegen, Fossegrenda og fra deponiet på Tiller, der konsentrasjonen var på 18,7, 48,4 og 47,2 µg/L. Det ble observert at konsentrasjonen av mangan varierte fra 0,214 – 3,91 µg/L i vaskevannet fra deponiet på Tiller og fra alle mellomlager bortsett fra prøvene i fra Kyvannet og Buran driftsstasjon der mangankonsentrasjonen ble observert til å være 14,8 og 22,2 µg/L. Resultatene viser at innholdet av vanadium varierte fra 1,86 – 8,89 µg/L i vaskevannet fra deponiet på Tiller og fra alle mellomlagrene, bortsett fra Blomsterbyen der konsentrasjonen var på 12,3 µg/L.

Av tungmetaller var det arsen som dominerte i vaskevannet til strøsand fra alle mellomlagrene. Arseninnholdet varierte fra 2,69 – 57,8 µg/L. Tabellen 8.2 viser at innholdet av alle de andre tungmetallene var under 1 µg/L i vaskevannet fra nesten alle mellomlagrene og deponiet på Tiller. Resultatene viser derfor et generelt lavere innhold av tungmetaller enn av de andre metallene i vaskevannet til strøsand.

Innholdet av tungmetallene i vaskevannet til strøstanden er også fremstilt i sektordiagram (vedlegg A) som viser den prosentvise metallfordelingen av tungmetaller i vaskevannet til strøstanden fra mellomlagrene og på fra deponiet på Tiller.

Resultatene viser at i vaskevannet fra nesten alle mellomlagrene utgjorde arseninnholdet 85 % eller mer av tungmetallinnholdet. Det ble observert at arseninnholdet utgjorde en mindre andel i vaskevannet fra Ny Jordveien der arseninnholdet bare utgjorde 69 %. Arseninnholdet var kun 31 % i vaskevannet fra deponiet på Tiller. Figur 8.3 viser et eksempel på hvor stor del arsen utgjorde av tungmetallene i prøvene fra Være vestre.



Figur 8.3: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i vaskevannet til strøsanden fra Være vestre.

Resultatene viser at det i vaskevannet fra deponiet på Tiller var kobber som dominerte blant tungmetallene der kobber utgjorde 48 %. Kobber utgjorde 16 % i vaskevannet fra Ny Jordveien. I vaskevannet fra Kyvannet og Blomsterbyen utgjorde kobberinnholdet 5 % og 3 % og ved de resterende mellomlageret utgjorde kobberinnholdet mellom 1-2 %. Det ble observert små mengder sink i vaskevannet til strøsand fra de fleste mellomlagrene. Innholdet av sink utgjorde alt fra 1 % i vaskevannet fra Blomsterbyen og Fossegrenda og opp til 9 % i vaskevannet fra Kongsvegen. Den høyeste prosentvise andelen av sinkinnhold ble funnet i vaskevannet fra Kyvannet, Solbakken skole, Kongsvegen og fra deponiet på Tiller der sinkinnholdet utgjorde 7 %, 8 %, 9% og 9 %. Resultatene viser at nikkellinnholdet

utgjorde 2 % eller mindre av tungmetallinnholdet i vaskevannet fra alle mellomlagrene bortsett fra Ny Jordveien der nikkelinholder utgjorde og 6 %. Nikkelinnholdet utgjorde 5 % i vaskevannet fra deponiet på Tiller. Det ble observert at krominnholdet utgjorde mellom 1-3 % av tungmetallinnholdet i vaskevannet fra deponiet på Tiller og fra alle mellomlagrene bortsett fra Solbakken skole, Granåsen gård og Fossegrenda, der krominnholdet utgjorde under 1 %. Resultatene viser at blyinnholdet utgjorde 5 % av tungmetallinnholdet i vaskevannet fra deponiet på Tiller. Innholdet av bly i vaskevannet fra fleste mellomlagrene utgjorde under 1 %, bortsett fra vaskevannet fra Ny Jordveien, Granåsen gård og Være vestre der blyinnholdet i vaskevannet utgjorde 1 %. Resultatene viser at kadmium- og kvikksølvinnholdet utgjorde under 1 % av tungmetallinnholdet i vaskevannet til strøsand fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.

8.1.3 Endring av metallinnholdet i vaskevannet ved bruk av syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand

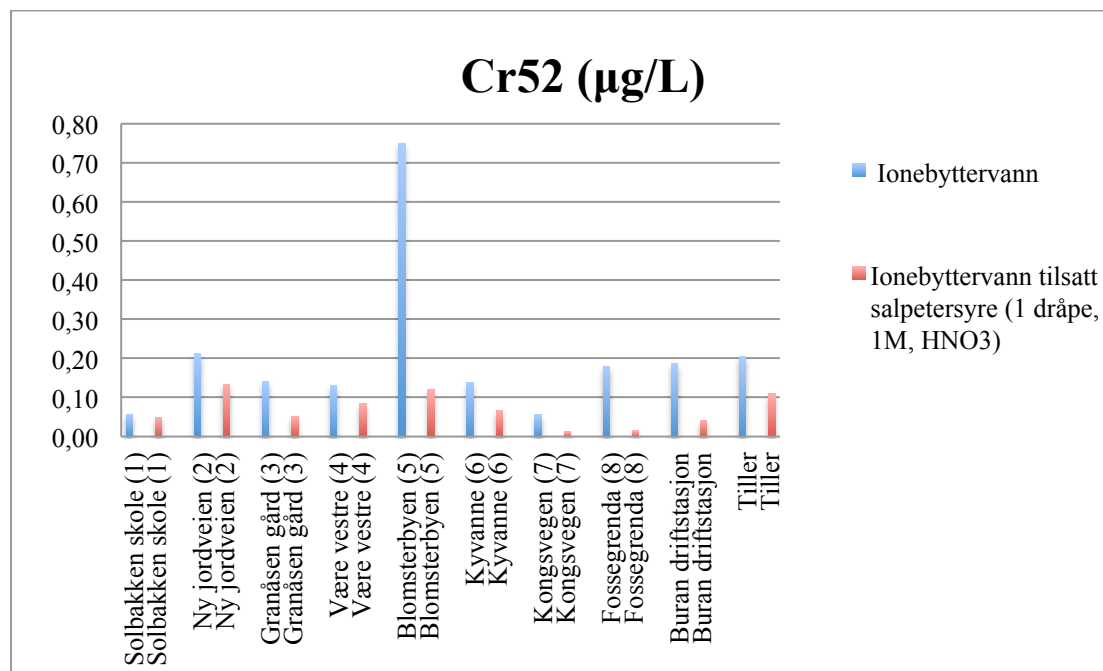
Dette delkapittelet tar for seg endring av metallinnholdet i vaskevannet til strøsand ved vasking av strøsand med syretilsatt ionebyttervann fremfor rent ionebyttervann. Endringene i vaskevannet fra alle mellomlager og fra deponiet på Tiller er presentert. Diagrammer som viser sammenligning av metallinnholdet i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand i vedlegg E.

8.1.3.1 Jern, arsen, vanadium og krom

Resultatene viser at innholdet av jern, arsen, vanadium og krom var lavere i vaskevannet ved bruk av syretilsatt ionebyttervann fremfor rent ionebyttervann til vasking av strøsand fra alle mellomlager og fra deponiet på Tiller. Jerninnholdet var 1,18-1,30 ganger lavere i vaskevannet fra Solbakken skole, Kyvannet, Kongsvegen og Buran driftsstasjon, 8,65 – 14,46 ganger lavere i vaskevannet fra Ny Jordveien, Granåsen gård, Blomsterbyen og 32,3 og 34,9 ganger lavere i vaskevannet fra Fossegrenda og Være vestre. Videre viser resultatene at arseninnholdet var 1,38-2,93 ganger lavere i vaskevannet fra deponiet på Tiller og alle mellomlagrene bortsett fra Kongsvegen der arseninnholdet var 4,30 ganger lavere. Det ble observert at

vanadiuminnholdet var 1,95 – 4,14 ganger lavere i vaskevannet fra alle mellomlager og fra deponiet på Tiller.

Figur 8.4 viser en sammenligning av krominnholdet i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.



Figur 8.4: Innholdet av krom i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.

Figur 8.4 viser at krominnholdet var 1,19 – 4,45 ganger lavere i vaskevannet ved bruk av syretilsatt ionebyttervann fremfor rent ionebyttervann til vasking av strøsand fra deponiet på Tiller og fra alle mellomlagrene bortsett fra Blomsterbyen og Fossegrenda, der krominnholdet var 6,27 og 12,16 ganger lavere.

8.1.3.2 Sink

Resultatene viser at sinkinnholdet i vaskevannet økte ved bruk av syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand fra nesten alle mellomlagrene og fra deponiet på Tiller. Sinkinnholdet økte mest i vaskevannet fra Fossegrenda, der innholdet av sink var 6,40 ganger høyere. Sinkinnholdet i vaskevannet fra Ny Jordveien, Granåsen

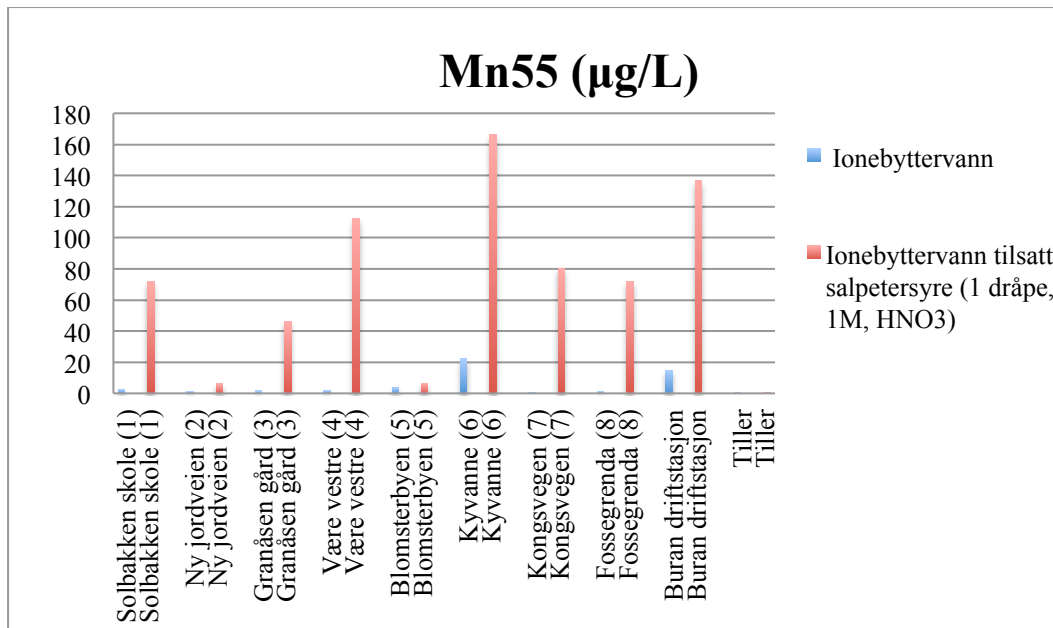
gård, Være vestre, Kyvannet, Kongsvegen, Buran driftsstasjon og fra deponiet på Tiller var rundt 1,20-3,95 ganger høyere. Videre viser resultatene en reduksjon av sinkinnholdet i vaskevannet fra Solbakken skole og Blomsterbyen, der sinkinnholdet var 1,28 og 1,97 ganger lavere.

8.1.3.3 Nikkel

Det ble observert at nikkelinholdet økte ved bruk av syretilsatt ionebyttervann fremfor rent ionebyttervann til vasking av strøsand fra nesten alle mellomlager og fra deponiet på Tiller. Nikkelinnholdet økte mest i vaskevannet fra Kongsvegen, der sinkinnholdet var 31,51 ganger høyere. Nikkelinnholdet i vaskevannet fra Solbakken skole, Ny Jordveien, Granåsen gård, Være vestre, Kyvannet, Fossegrenda og Buran driftsstasjon økte 1,69 – 6,71 ganger. Videre viser resultatet at nikkelinholdet ble redusert i vaskevannet til strøsanden fra Blomsterbyen og fra deponiet på Tiller, der nikkelinholdet var 3,39 og 1,01 ganger lavere.

8.1.3.4 Mangan

Figur 8.5 viser en sammenligning av manganinnholdet i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand fra mellomlagrene og fra deponiet fra deponiet på Tiller.



Figur 8.5: Innholdet av mangan i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand fra mellomlagene og fra deponiet på Tiller.

Figur 8.5 viser at innholdet mangan var høyere i vaskevannet ved bruk av syretilsatt ionebyttervann fremfor rent ionebyttervann til vasking av strøsand fra alle mellomlager. Manganinnholdet var 1,69 – 9,22 ganger så høyt i vaskevannet fra Ny Jordveien, Blomsterbyen, Kyvannet Buran driftsstasjon. Innholdet var rundt 28 ganger høyere i vaskevannet fra Solbakken skole og Granåsen gård, og rundt 60 ganger høyere i vaskevannet fra Være vestre og Fossegrenda. Størst forskjell er det i vaskevannet fra Kongsvegen der innholdet av mangan var 376 ganger så høyt. Videre viser resultatene viser at manganinnholdet blir redusert i vaskevannet fra deponiet på Tiller, der manganinnholdet i vaskevannet var 1,47 ganger lavere.

8.1.3.5 Bly

Resultatene viser at innholdet av bly ble redusert i vaskevannet ved bruk av syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand fra nesten alle mellomlager og fra deponiet på Tiller. Blyinnholdet er 1,15-5,96 ganger lavere i vaskevannet fra Ny Jordveien, Blomsterbyen, Kyvannet Buran driftsstasjon og fra deponiet på Tiller. Innholdet var 11,6 ganger lavere i vaskevannet fra Granåsen gård, og 51,1 ganger så lavt i vaskevannet fra Være vestre. Størst forskjell var det i vaskevannet fra Fossegrenda

der innholdet av bly var 399 ganger lavere. Videre viser resultatene at blyinnholdet økte i vaskevannet fra Solbakken skole, der blyinnholdet var 1,48 ganger høyere. Blyinnholdet økte også i vaskevannet fra Kongsvegen. Fordi blyinnholdet i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann var under deteksjonsgrensa var det umulig å si hvor mange ganger blyinnholdet økte, men innholdet var til 0,001 µg/L i vaskevannet ved vasking av strøsand med syretilsatt ionebyttervann.

8.1.3.6 Kobber

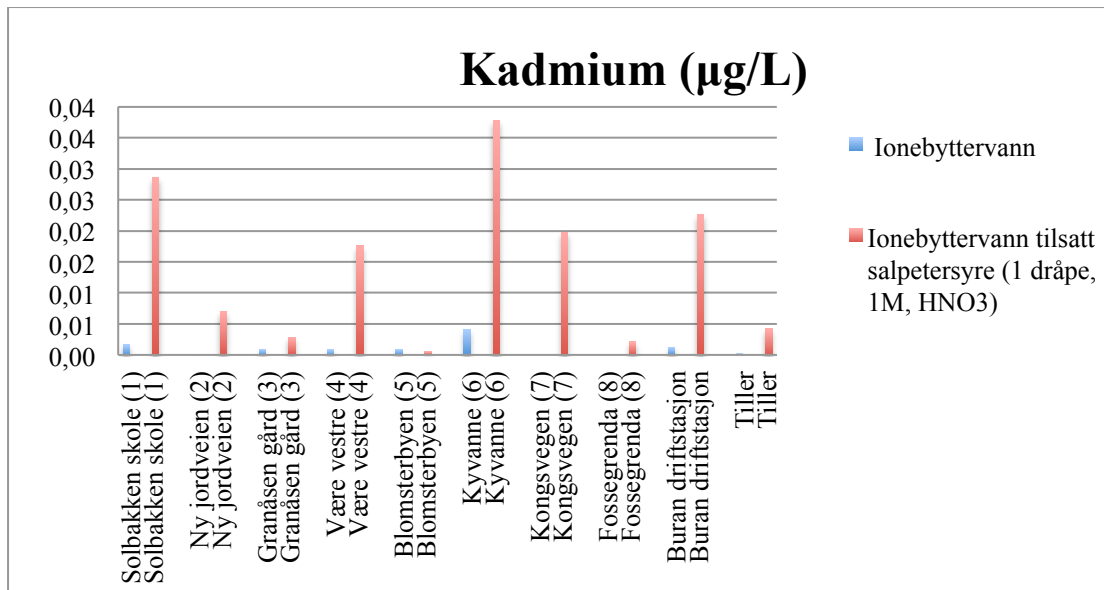
Det ble observert at kobberinnholdet ble redusert 1,02-3,30 ganger i vaskevannet ved bruk av syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand fra deponiet på Tiller og alle mellomlagrene bortsett fra Kongsvegen der kobberinnholdet økte 1,04 ganger.

8.1.3.7 Kvikksølv

Resultatene viser at innholdet av kvikksølv ble redusert i vaskevannet ved bruk av syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand fra Solbakken skole, Ny Jordveien, Kyvannet, Kongsvegen og Fossegrenda, der kvikksølvinnholdet var 1,02-1,80 lavere. Videre viser resultatene at innholdet av kvikksølv økte i vaskevannet fra Granåsen gård, Buran driftsstasjon og fra deponiet på Tiller, der innholdet var 1,30-3,54 ganger så høyt. Kvikksølvinnholdet økte også i vaskevannet fra Være vestre og Blomsterbyen. På grunn av at kvikksølvinnholdet i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann var under deteksjonsgrensa vil det være umulig å si hvor mange ganger blyinnholdet økte med. Kvikksølvinnholdet ble registrert til å være knapt over null i vaskevannet etter vasking av strøsand med syretilsatt ionebyttervann.

8.1.3.8 Kadmium

Figur 8.6 viser en sammenligning av kadmiuminnholdet i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.



Figur 8.6: Innholdet av kadmium i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand fra mellomlagene og fra deponiet på Tiller.

Figur 8.6 viser at innholdet av kadmium økte i vaskevannet ved bruk av syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand fra nesten alle mellomlager og fra deponiet på Tiller. Kadmiuminnholdet var 17,1 – 23,5 ganger høyere i vaskevannet fra Solbakken skole, Være vestre, Buran driftsstasjon og Tiller. Kadmiuminnholdet var 3,00 ganger høyere i vaskevannet Granåsen gård, 9,29 ganger høyere i vaskevannet fra Kyvannet og 90,26 ganger høyere i vaskevannet fra Ny Jordveien. Kadmiuminnholdet økte også i vaskevannet fra Kongsvegen og Fossegrenda. Fordi kadmiuminnholdet i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann var under deteksjonsgrensa var det være umulig å si hvor mange ganger kadmiuminnholdet økte med, men kadmiuminnholdet økte til 0,020 og 0,002 µg/L i vaskevannet til strøsand fra Kongsvegen og Fossegrenda. Resultatene viser at kadmiuminnholdet ble redusert i vaskevannet til strøsanden fra Blomsterbyen der innholdet var 1,63 ganger lavere.

8.2 Gatefei

8.2.1 Metallinnholdet i støvet fra vaskevannet til gatefei fra de ulike mellomlagrene.

I dette delkapittelet blir resultatene av metallinnholdet i støvet fra vaskevannet etter vasking av gatefei fra de ulike mellomlagrene og fra deponiet på Tiller presentert. De utvalgte metallene er nevnt i innledningen til dette kapittelet. Tabell 8.3 viser en oversikt over metallkonsentrasjonen i støvet fra vaskevannet til gatefei fra de ulike mellomlagrene.

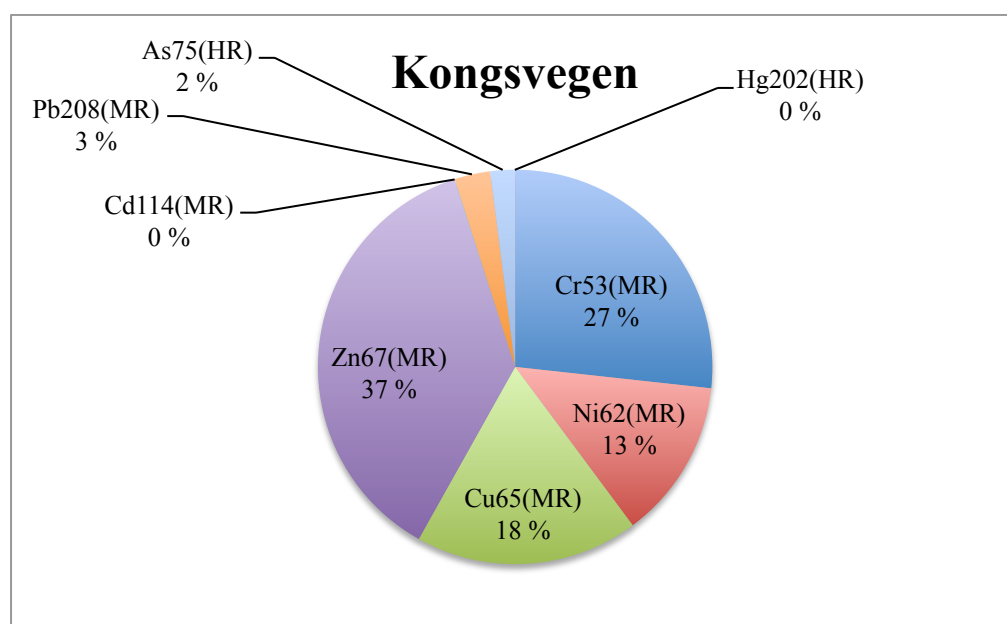
Tabell 8.3: Metallinnholdet oppgitt i µg/g i støvet fra vaskevannet etter vasking av gatefei.

	Mg25 (MR) µg/g	Cr53 (MR) µg/g	Mn55 (MR) µg/g	Fe57 (MR) µg/g	Ni62 (MR) µg/g	Cu65 (MR) µg/g
Solbakken skole	22400	122	1170	78300	162	208
Ny Jordveien	29400	140	1230	68500	91,3	92,0
Granåsen gård	25800	139	943	56600	77,5	78,8
Være vestre	21200	131	933	49200	106	77,0
Blomsterbyen	32200	181	1060	63200	105	88,8
Kyvannet	31200	231	1770	62200	120	102
Kongsvegen	21500	134	874	49700	65,7	91,7
Fossegrenda	26300	141	994	57000	73,8	85,4
Buran driftsstasjon	24700	173	1003	52000	89,7	72,6
	V51 (MR) µg/g	Zn67 (MR) µg/g	Cd114 (MR) µg/g	Pb208 (MR) µg/g	As75 (HR) µg/g	Hg202 (HR) µg/g
Solbakken skole	104	147	0,518	51,1	72,8	0,0214
Ny Jordveien	141	152	0,222	24,0	13,6	0,0165
Granåsen gård	154	191	0,161	21,4	10,6	0,0347
Være vestre	91,2	84,6	0,145	17,1	17,2	0,0113
Blomsterbyen	125	188	0,158	55,6	12,0	0,140
Kyvannet	120	127	0,148	12,8	6,77	0,0220
Kongsvegen	153	185	0,149	14,7	10,1	0,0354
Fossegrenda	153	220	0,145	15,3	9,87	0,0175
Buran driftsstasjon	154	112	0,198	17,7	12,0	0,0326

Det ble observert at jern og magnesium var de dominerende metallene i støvet. Tabell 8.3 viser at mengden jern var omtrent dobbel så høy som mengden av magnesium. Jerninnholdet i støvet varierte fra 49200 – 68500 µg/g i prøvene fra alle mellomlagrene, bortsett fra Solbakken skole, der jerninnholdet var 78300 µg/g. Det ble observert små variasjoner i magnesiuminnholdet i støvet. Tabell 8.3 viser at konsentrasjonen av magnesium i støvet fra alle mellomlagrene varierte fra 21200 –

32200 µg/g. Videre ble det registrert at manganinnholdet var høyest i støvet fra Kyvannet, der konsentrasjonen av mangan var på 1770 µg/g. I støvet fra de andre mellomlagrene varierte manganinnholdet fra 874 – 1230 µg/g. Det ble observert små variasjoner når det gjelder konsentrasjonen av vanadium i støvet fra mellomlagrene. Tabell 8.3 viser at konsentrasjonen av vanadium i støvet varierte fra 91,2 – 154 µg/g fra alle mellomlagre.

Innholdet av tungmetaller er også fremstilt i sektordiagram (vedlegg D) som viser den prosentvise metallfordelingen av tungmetaller i støvet fra vaskevannet til gatefei fra mellomlagrene. Disse resultatene følger de samme trendene som for tungmetallinnholdet i støvet til strøsand. Krom, nikkel, kobber og sink dominerer i støvet, og det er en jevn fordeling av disse. Figur 8.7 viser et eksempel på en generell fordeling av tungmetallinnholdet i støvet fra vaskevannet til gatefei fra Kongsvegen.



Figur 8.7: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i støvet fra vaskevannet til gatefei fra Kongsvegen.

De ble observert høyeste andel av sink i støvet fra Ny Jordveien, Granåsen gård, Blomsterbyen, Kongsvegen og Fossegrenda, der sinkinnholdet utgjorde mellom 30-40 % av tungmetallinnholdet. Innholdet av sink utgjorde 19-23 % i støvet fra de resterende mellomlagrene. Den høyeste prosentandelen av krom ble observert i støvet fra Være vestre, Kyvannet og Buran driftsstasjon, der krominnholdet utgjorde 30 %,

39 % og 36 % av tungmetallinnholdet. Resultatene viser at krominnholdet utgjorde 26-29 % i støvet fra i fra de andre mellomlagrene bortsett fra Solbakken skole, der krominnholdet utgjorde 16 % av tungmetallinnholdet. Videre viser resultatene de høyeste prosentandelene av nikkel i støvet fra Solbakken skole, Ny Jordveien, Være vestre, Kyvannet og Buran driftsstasjon, der nikkellinnholdet utgjorde 18-25 % av tungmetallinnholdet. Innholdet av nikkel utgjorde 13-16 % av tungmetallinnholdet i støvet fra Granåsen gård, Blomsterbyen, Kongsvegen og Fossegrenda. Høyest innhold av kobber ble funnet i støvet fra Solbakken skole, der kobberinnholdet utgjorde 27 % av tungmetallinnholdet. Innholdet av kobber i støvet fra de andre mellomlagrene utgjorde 14-18 % av tungmetallinnholdet.

Resultatene viser høyest andel av arsen i støvet fra Solbakken skole, der arseninnholdet utgjorde 10 % av tungmetallinnholdet. Innholdet av arsen i støvet fra de andre mellomlagrene utgjorde 1-4 %. Videre viser resultatene de høyeste prosentandelene av bly i støvet fra Solbakken skole og Blomsterbyen, der blyinnholdet utgjorde 7 og 9 % av tungmetallinnholdet. Blyinnholdet i støvet fra de andre mellomlagrene utgjorde 2-5 %. Det ble observert at kvikksølv og kadmiuminnholdet utgjorde under 1 % av tungmetallinnholdet i støvet fra alle mellomlagrene .

I denne oppgaven har det blitt sett på endring av metallinnholdet i støvet fra vaskevannet ved bruk syretilsatt ionebyttervann fremfor rent ionebyttervann til vasking gatefei. Resultatene (vedlegg I) viser at endringene av metallinnholdet i støvet fra vaskevannet ved bruk syretilsatt ionebyttervann fremfor rent ionebyttervann til vasking av gatefei var minimale og blir derfor ikke presentert her.

8.2.2 Metallinnholdet i vaskevannet etter vasking av gatefei fra de ulike mellomlagrene og fra deponiet på Tiller

Resultatene i dette delkapittelet presenterer metallinnholdet i vaskevannet etter vasking av gatefei fra de ulike mellomlagrene og fra deponiet på Tiller. De utvalgte metallene er i innledningen til dette kapittelet.

Resultatene av metallinnholdet i vaskevannet fra de ulike mellomlagrene viser at mengden klor dominerte (tabell 8.4). Det var spesielt høyt klorinnhold i vaskevannet

fra noen mellomlagre, og lavere i vaskevannet fra andre mellomlager. Innholdet av klor i vaskevannet varierte fra 528-62500 µg/L. Den høyeste verdiene av klor ble observert i vaskevannet fra Solbakken skole, mens den laveste verdien var i vaskevannet fra Kongsvegen (tabell 8.4)

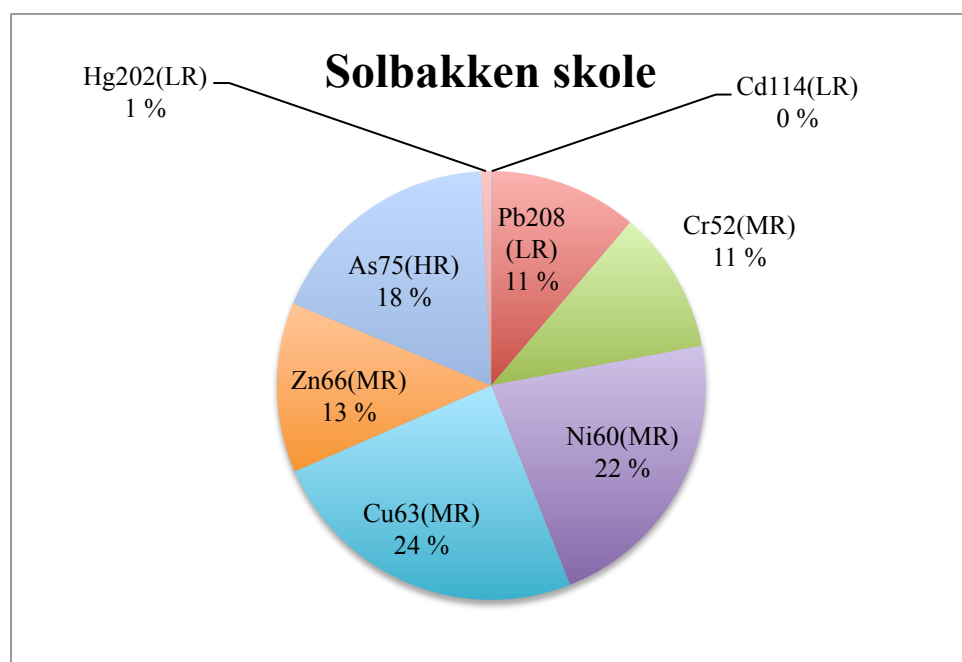
Tabell 8.4: Metallinnholdet oppgitt i µg/L i vaskevannet etter vasking av gatefei.

Steder	Br81 (HR) µg/L	Cd114 (LR) µg/L	Pb208 (LR) µg/L	Mg25 (MR) µg/L	Cl35 (MR) µg/L	Cr52 (MR) µg/L	Mn55 (MR) µg/L
Solbakken skole	16,2	0,00248	0,325	92,9	62500	0,315	6,93
Ny Jordveien	19,7	0,00396	0,542	159	11900	0,694	10,2
Granåsen gård	13,8	0,00389	0,225	990	3750	0,259	2,61
Være vestre	2,44	0,00236	0,181	148	1440	0,328	4,33
Blomsterbyen	22,4	0,00823	3,96	313	12200	2,42	16,9
Kyvannet	6,60	0,000345	0,0735	662	1050	0,226	5,13
Kongsvegen	2,74	0,00144	0,154	459	528	0,222	2,51
Fossegrenda	5,79	0,00289	0,0802	1250	7940	0,157	7,15
Buran driftsstasjon	4,45	0,00260	0,267	561	1099	0,484	4,13
	Fe56 (MR) µg/L	Ni60 (MR) µg/L	Cu63 (MR) µg/L	V51 (MR) µg/L	Zn66 (MR) µg/L	As75 (HR) µg/L	Hg202 (LR) µg/L
Solbakken skole	156	0,642	0,713	0,211	0,374	0,526	0,021
Ny Jordveien	327	1,40	4,79	2,405	2,11	5,50	0,00228
Granåsen gård	106	1,23	4,51	1,71	2,33	7,80	0,00777
Være vestre	136	0,911	0,954	1,52	0,468	6,50	0,00266
Blomsterbyen	932	3,37	17,7	11,6	6,50	30,7	0,00306
Kyvannet	60,6	0,451	2,91	0,967	0,248	1,34	0,0113
Kongsvegen	82,1	0,580	4,17	0,644	1,43	2,13	0,00953
Fossegrenda	46,2	1,59	6,15	1,45	1,65	9,34	0,0173
Buran driftsstasjon	159	0,8295	2,89	2,93	0,804	4,79	0,00166

Den høyeste konsentrasjonen av magnesium ble observert i vaskevannet fra Fossegrenda, der konsentrasjonen var på 1250 µg/L, og den laveste konsentrasjon av magnesium ble observert i vaskevannet fra Solbakken skole der konsentrasjonen var på 92,2 µg/L. I vaskevannet fra de andre mellomlagrene var magnesiuminnholdet på 148 µg/L til 990 µg/L. Resultatene viser høyest konsentrasjon av jern i vaskevannet fra Blomsterbyen, der innholdet av jern var på 932 µg/L, og lavest konsentrasjon av jern i vaskevannet fra Fossegrenda, der innholdet av jern var på 46,2 µg/L. Jerninnholdet i vaskevannet fra de andre mellomlagrene var 60,6-327 µg/L. Det ble

observert høyest konsentrasjon av brom i vaskevannet fra Solbakken skole, Ny Jordveien, Granåsen gård og Blomsterbyen der konsentrasjonen var mellom 13,8 – 22,4 µg/L. Brominnholdet i vaskevannet fra de resterende mellomlagrene var i området 2,44 – 6,60 µg/L, som er noe lavere. Som det illustreres i tabell 8.4 var konsentrasjonen av mangan høyest i vaskevannet til gatefei fra Blomsterbyen der innholdet var 16,9 µg/L. Mangankonsentrasjonen i vaskevannet fra de andre mellomlagrene variere fra 2,51 til 10,2 µg/L. Resultatene viser at konsentrasjonen av vanadium var høyest i vaskevannet fra Blomsterbyen der konsentrasjonen var 11,6 µg/L. Den laveste konsentrasjonen av vanadium var i vaskevannet fra Solbakken skole og Kongsvegen, der konsentrasjonen var 0,211 og 0,644 µg/L. I vaskevannet fra den andre mellomlagrene varierte vanadiumkonsentrasjonen fra 0,967 – 2,93 µg/L.

Innholdet av tungmetallene er også fremstilt i sektordiagram (vedlegg B) som viser den prosentvise metallfordelingen av tungmetaller i vaskevannet til gatefei fra mellomlagrene. Resultatene viser at tungmetallinnholdet i vaskevannet til gatefei var mye mer fordelt enn innholdet av tungmetaller i vaskevannet til strøsand. Figur 8.8 viser et eksempel på fordelingen av tungmetallene. Denne figuren viser fordelingen av tungmetaller i vaskevannet til gatefei fra Solbakken skole.



Figur 8.8: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i vaskevannet til gatefei fra Solbakken skole.

Det ble observert at kobber og arsen utgjorde den største delen av tungmetallene i vaskevannet fra de ulike mellomlagrene. Det ble observert variasjoner mellom hvilke av de to metallene som dominerer i vaskevannet fra de ulike mellomlagrene.

Resultatene viser at de høyeste prosentandelene av kobber i vaskevannet fra Kyvannet og Kongvegen, der kobberinnholdet utgjorde 55 % og 48 %. Kobber utgjorde 24-32 % i vaskevannet fra de andre mellomlagrene, med unntak av vaskevannet fra Være vestre der kobberinnholdet utgjorde 10 %. Det ble observert at arseninnholdet utgjorde 36 % og 70 % i vaskevannet fra Ny Jordveien og Være vestre og 47-49 % i vaskevannet fra Granåsen gård, Blomsterbyen, Fossegrenda og Buran driftsstasjon. I vaskevannet fra de resterende mellomlagrene utgjorde arseninnholdet 18-26 %.

Resultatene viser høyest prosentandel av nikkel i vaskevannet til gatefei fra Solbakken skole der nikkelinholdet utgjorde 22 % av tungmetallinnholdet. Nikkelinnholdet utgjorde 5-10 % i vaskevannet fra de andre mellomlagrene. Sinkinnholdet utgjorde 8-16 % av tungmetallinnholdet i vaskevannet fra alle mellomlagrene bortsett fra Være vestre og Kyvannet, der sink utgjorde 5 %. Høyest andel av bly ble observert i vaskevannet fra Solbakken skole der blyinnholdet utgjorde 11 % av tungmetallinnholdet. Blyinnholdet utgjorde 6 % i vaskevannet fra Blomsterbyen og 1-4 % i vaskevannet fra de andre mellomlagrene. Resultatet viser høyest andel av kvikksølv i vaskevannet fra Solbakken skole der kvikksølvinnholdet utgjorde 1 %. Kvikksølvinnholdet utgjorde under 1 % i vaskevann til gatefei fra de andre mellomlagrene. Kadmiuminnholdet utgjorde under 1 % av tungmetallinnholdet i vaskevann fra alle mellomlagrene.

8.2.3 Endring av metallinnholdet i vaskevannet ved bruk syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei

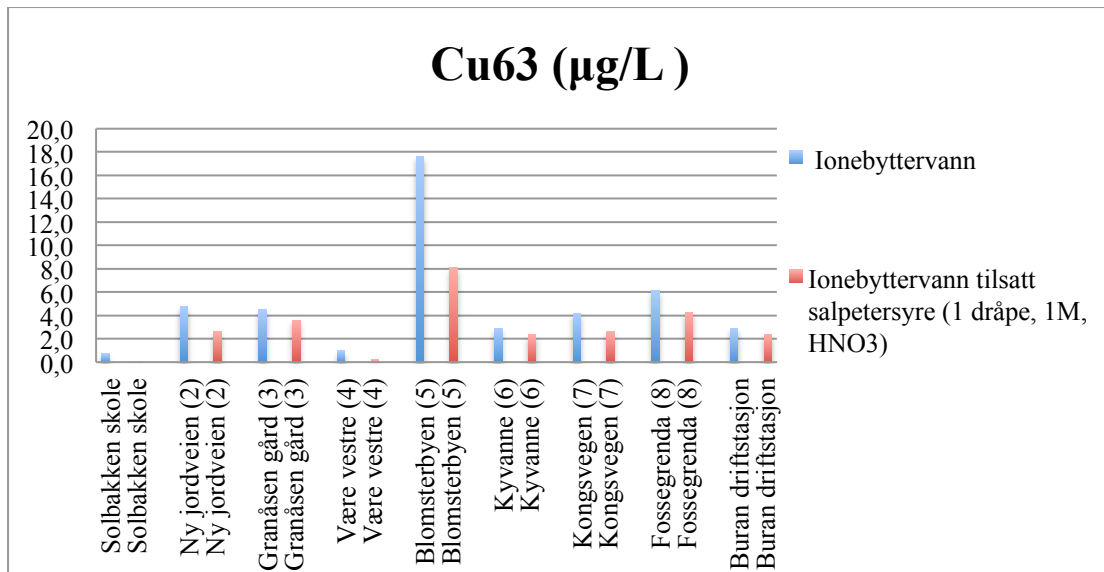
Dette delkapittelet tar for seg endring av metallinnholdet i vaskevannet til gatefei ved vasking av gatefei med syretilsatt ionebyttervann fremfor rent ionebyttervann.

Endringene i vaskevannet fra alle mellomlagrene er presentert. Diagrammer som viser en sammenligning av metallinnholdet i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei er vist i vedlegg F.

8.2.3.1 Jern, arsen, vanadium, krom, bly og kobber

Resultatene viser at innholdet av jern, arsen, vanadium, krom, bly og kobber ble redusert i vaskevannet ved bruk av syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei fra alle mellomlagrene. Innholdet av jern ble redusert 2,18-5,13 ganger i vaskevannet fra Ny Jordveien, Granåsen gård, Blomsterbyen, Kyvannet, Kongsvegen og Fossegrenda. Jerninnholdet ble redusert 11,4 ganger i vaskevannet fra Buran driftsstasjon, 38,5 ganger i vaskevannet fra Være vestre og 363 ganger i vaskevannet fra Solbakken skole. Videre viser resultatene at arseninnholdet var ble redusert 1,39-3,94 ganger i vaskevannet fra alle mellomlager bortsett fra Ny Jordveien, der innholdet ble redusert 5,03 ganger. Det ble observert at innholdet av vanadium ble redusert 1,15 – 4,47 ganger i vaskevannet fra alle mellomlager bortsett fra Solbakken skole, der innholdet av vanadium ble redusert 10,2 ganger. Krominnholdet ble redusert 1,16 – 4,03 ganger i vaskevannet til gatefei fra alle mellomlagrene. Resultatene viser at blyinnholdet ble redusert 1,96-4,96 ganger i vaskevannet fra Ny Jordveien, Granåsen gård, Blomsterbyen, Kyvannet, Kongsvegen og Fossegrenda. Blyinnholdet ble redusert 8,01 ganger i vaskevannet fra Buran driftsstasjon og 51,0 ganger i vaskevannet fra Være vestre. Størst forskjell ble registrert for vaskevannet fra Solbakken skole der innholdet av bly ble redusert 252 ganger.

Figur 8.9 viser en sammenligning av kobberinnholdet i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei fra de ulike mellomlagrene.



Figur 8.9: Innholdet av kobber i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.

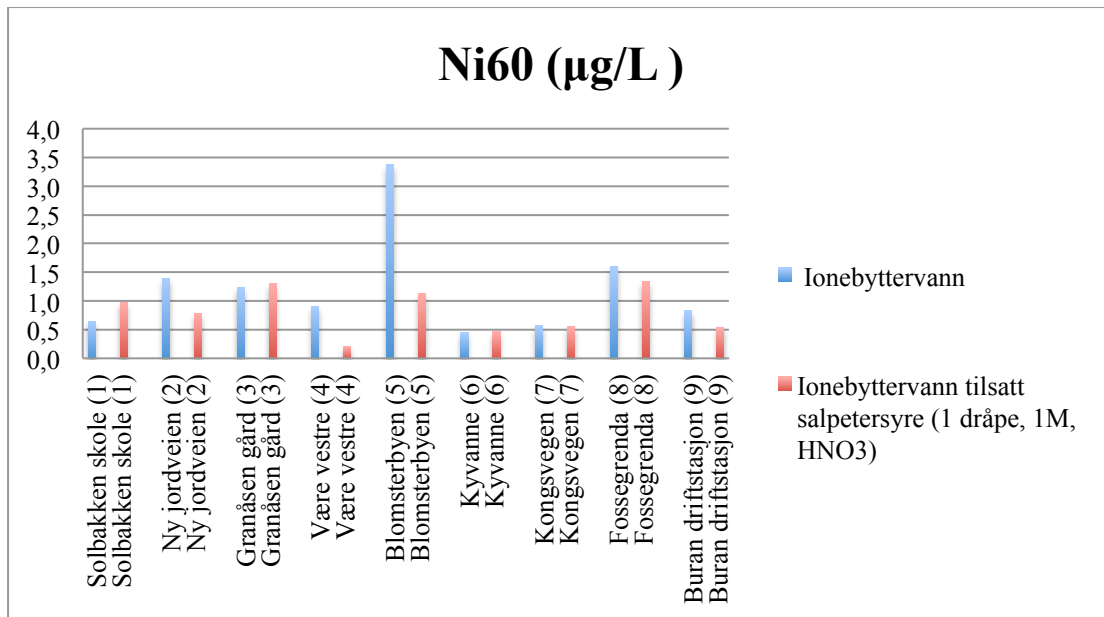
Figur 8.9 viser at kobberinnholdet var 1,21-4,72 ganger lavere i vaskevannet ved bruk av syretilsatt ionebyttervann fremfor rent ionebyttervann til vasking av gatefei fra alle mellomlagrene fra Solbakken skole, der innholdet var 10,4 ganger lavere.

8.2.3.2 Sink

Resultatene viser at sinkinnholdet økte i vaskevannet ved bruk av syretilsatt ionebyttervann fremfor bruk av retn ionebyttervann til vasking av gatefei fra Solbakken skole, Være vestre, Kyvannet og Fossegrenda, der sinkinnholdet var 1,06-5,22 ganger høyere. Innholdet av sink ble derimot redusert i vaskevannet fra de andre mellomlagrene. Sinkinnholdet i vaskevannet Ny Jordveien, Granåsen gård, Kongsvegen og Buran driftsstasjon var 1,25-3,65 ganger lavere, mens sinkinnholdet i vaskevannet fra Blomsterbyen var 7,27 ganger lavere.

8.2.3.3 Nikkel

Figur 8.10 viser en sammenligning av nikkelinholdet i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei fra de ulike mellomlagrene.



Figur 8.10: Innholdet av nikkell i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.

Figur 8.10 viser en reduksjon i nikkellinnholdet ved bruk av syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei fra Ny Jordveien, Være vestre, Blomsterbyen, Kongsvegen, Fossegrenda og Buran driftstasjon, der nikkellinnholdet var 1,05 – 4,31 ganger lavere. Videre var det en økning av nikkellinnholdet i vaskevannet fra Solbakken skole, Granåsen gård og Kyvannet, der nikkellinnholdet var 1,02-1,52 ganger høyere.

8.2.3.4 Mangan

Manganinnholdet ble redusert i vaskevannet ved bruk av syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei fra alle mellomlager bortsett fra Solbakken skole.

Manganinnholdet var 2,23-4,72 ganger lavere i vaskevannet fra Ny Jordveien, Granåsen gård, Blomsterbyen, Kyvannet, Kongsvegen og Fossegrenda, og 6,90 og 7,70 ganger lavere i vaskevannet fra Være vestre og Buran driftstasjon. Resultatet viser en økning av mangan i vaskevannet fra Solbakken skole der innholdet var 1,12 ganger høyere.

8.2.3.5 Kvikksølv

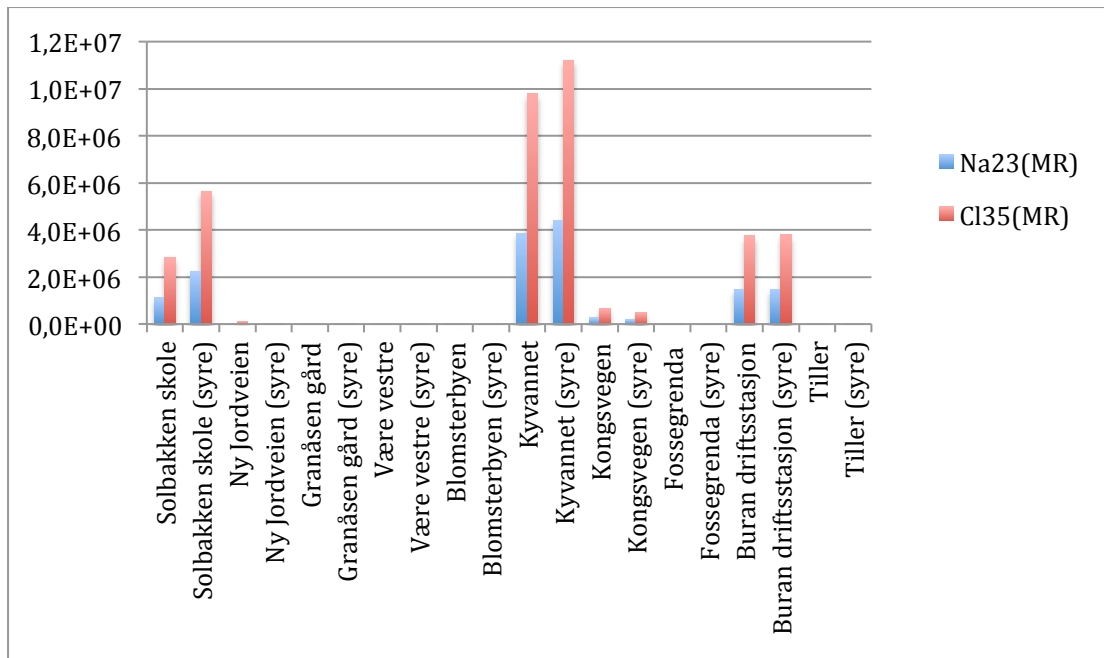
Resultatene viser at innholdet kvikksølvinnholdet ble redusert i vaskevannet ved bruk av syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei fra alle mellomlagrene bortsett fra Ny Jordveien. Kvikksølvinnholdet var 2,14 – 3,86 ganger lavere i vaskevannet fra Solbakken skole, Granåsen gård, Kongsvegen og Fossegrenda og 8,24 ganger lavere i vaskevannet til gatefei fra Kyvannet. Kvikksølvinnholdet var også lavere i vaskevannet fra Være vestre, Blomsterbyen og Buran driftsstasjon. Fordi kvikksølvinnholdet i vaskevannet ved bruk av syretilsatt ionebyttervann var under deteksjonsgrensen vil det være umulig å si hvor mange ganger lavere kvikksølvinnholdet var i vaskevannet til syretilsatt ionebyttervann. Kvikksølvinnholdet i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann var på 0,003 µg/L fra Være vestre og Blomsterbyen og 0,002 µg/L fra Buran driftsstasjon. Resultatene viser en økning av kvikksølv i vaskevannet fra Ny Jordveien der innholdet var 1,36 ganger høyere.

8.2.3.6 Kadmium

Resultatene viser en økning i kadmiuminnholdet i vaskevannet ved bruk av syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei fra Solbakken skole, Granåsen gård, Kyvannet og Fossegrenda, der kadmiuminnholdet var 1,01-3,69 ganger høyere. Videre viser resultatene en reduksjon av kadmium i vaskevannet fra de resterende mellomlagrene, der kadmiuminnholdet var 1,39 – 3,24 ganger lavere.

8.3 Innholdet av salt (NaCl) i vaskevannet i vaskevannet til strøsand fra de ulike mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.

Figur 8.11 viser saltinnholdet, innholdet av natrium og klor i vaskevannet til strøsanden fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.



Figur 8.11: Innholdet av salt (NaCl) i vaskevannet til strøsenden fra de ulike mellomlagrene og Tiller.

Kapittel 9 Diskusjon

Diskusjonen er delt inn i tre hovedkapitler. Første hovedkapittelet diskuterer analyseresultatene fra strøsand. I det andre hovedkapittelet blir analyseresultatene for gatefei diskutert. Det er lagt mest vekt på resultater fra strøsanden, da det er disse Trondheim kommune hovedsakelig er interessert i. Tredje hovedkapittelet tar for seg vurdering av prøvetaking og kvalitetskontroll i forbindelse med analyse. I det første hovedkapittelet som omhandler analyseresultatene fra strøsand blir metallinnholdet i støvet fra brukt strøsand sammenlignet med metallinnholdet i ny strøsand, og metallinnholdet i støvet blir knyttet opp mot tilstandsklasser for forurenset grunn eller jord. I begge hovedkapitlene blir eventuelle kilder til metaller som har blitt tilført strøsanden/gatefei blir diskutert. Deretter knyttes metallinnholdet i vaskevannet til strøsand/gatefei mot KLIFs tilstandsklasser for metallinnhold i vann, og endringer av metallinnholdet i vaskevannet ved vasking av strøsand/gatefei med syretilsatt ionebyttervann diskuteres. Med syretilsatt ionebyttervann menes rent ionebyttervann som er tilsatt salpetersyre (1 dråpe, 1M, HNO₃).

9.1 Strøsand

9.1.1 Metallinnhold i støvet fra vaskevannet til strøsand og mulige kilder til metaller som har blitt tilført strøsanden

I denne delen av diskusjonen sammenlignes metallinnholdet i støvet fra vaskevannet til brukt strøsanden med metallinnholdet i ny strøsand. Metallinnholdet i støvet blir knyttet opp mot KLIFs tilstandsklasser for forurenset grunn og engelske tilstandsklasser for forurenset jord. Videre blir aktuelle kilder til metaller som har blitt tilført sanden diskutert. De ulike metallene som er presentert i oppgaven (oppgitt i innledningen av resultatet) blir behandlet i separate delkapitler. For hvert metall diskuteres eventuelle kilder til metaller som har blitt tilført strøsanden fra de ulike mellomlagrene. Eventuelle kilder til metaller som har blitt tilført strøsanden fra deponiet på Tiller blir diskutert for seg selv. Dette er på grunn av at strøsanden fra deponiet på Tiller er en samling av strøsand fra alle mellomlagrene. Derfor vil metaller som er tilført strøsanden ved deponiet på Tiller, ha mange av de samme kilder som metallene som er tilført strøsanden på mellomlagrene.

Figurer som viser tilstandsklasser for forurenset grunn/jord basert på metallinnholdet i støvet til strøsand fra hvert mellomlager og fra deponiet på Tiller er vist i vedlegg G.

I kapittel 2.4.1. og 2.4.2 i teoridelen blir det gitt en oversikt over metallinnholdet i ny strøsand. Når metallinnholdet i støvet fra vaskevannet til strøsanden blir sammenlignet med metallinnholdet for ny strøsand, blir verdiene for metallinnhold i ny strøsand fra tabell 2.1, 2.2, 2.3, 2.4 brukt. Innholdet av jern, magnesium, vanadium og mangan i ny strøsand er hentet fra tabell 2.1 og innholdet av tungmetaller i ny strøsand er hentet fra tabell 2.2, 2.3 og 2.4.

Metallinnholdet som er i støvet fra vaskevannet etter vasking av brukt strøsand representerer metallinnholdet i det finstoffet som vil ligge som et lag utenpå strøsanden etter bruk. Metallinnholdet i støvet vil derfor representere metaller som blir tilført strøsanden når den har ligget på veiene gjennom vinteren. Resultatene viser at ny strøsand vil inneholde alle de utvalgte metallene som blir nevnt i diskusjonen. En av kildene til metallinnholdet i støvet fra strøsanden kan derfor være strøsanden i seg selv, ved at trafikken kjører over strøsanden og knuser den. Når strøsanden blir knust ved at trafikk kjører over den kan metaller fra strøsanden slev kunne legge seg som et lag utenpå strøsanden.

9.1.1.1 Jern og magnesium

Resultatene viser at innholdet av både jern og magnesium i støvet til strøsand fra alle mellomlager var mellom 6-11 ganger høyere enn for ny strøsand. Innholdet av jern og magnesium var noe lavere i støvet fra strøsand fra deponiet på Tiller, men innholdet av jern og magnesium var fremdeles ca. 5 og 3 ganger høyere enn i ny strøsand.

Innholdet av jern og magnesium i støvet var høyere enn innholdet i ny sand, noe som tyder på at jern og magnesium er tilført fra eksterne kilder.

For jern er det ikke oppgitt tilstandsklasser for metallinnhold. Verdiene i tabell 8.1 tyder på at magnesiuminnholdet i støvet fra strøsanden fra alle mellomlagrene og fra deponiet på Tiller var innenfor tilstandsklasse (V) som tilsvarer dårlig (vedlegg G, figur 9). Så høye mengder av magnesium som resultatene i denne oppgaven peker på kan være giftig for miljøet.

Magnesium og jern kan tilføres sanden fra kjøretøy i trafikken som nevnt tidligere i oppgaven. Den største delen av jernproduksjon går til stål som blir anvendt til utallige ting som for eksempel i kjøretøy (Bekkevold, 2013, Haraldsen et al., 2012).

Magnesium blir brukt som deoksidasjon av metaller som for eksempel stål (Kofstad og Pedersen, 2009a). Magnesium kan bli leget sammen med aluminium og blir brukt ved fremstilling av stål (Kofstad og Pedersen, 2009a). Fordi den ytre delen av biler hovedsakelig er laget av stål eller aluminium vil biler kunne være en stor kilde til jern og magnesium som tilføres sanden (Bekkevold, 2013). Magnesium blir også brukt som konstruksjonsmetall til støping av bildeler som vifter, rattstrammer, dashboard osv (Mostad). Flere kilder til magnesium står oppnevnt i kapittel 3.4. De høyeste konsentrasjonene av jern ble funnet i støvet fra strøsand fra Granåsen gård og Være vestre. Eventuelle kilder til de høye konsentrasjonen av jern kan være gjødsling på åkrer eller enger i områdene (Lovdata, 2003). Flere mulige grunner til det høye innholdet av jern i støvet til strøsanden i disse områdene kan være at det blir strødd mer sand i disse områdene eller at trafikken er høyere.

9.1.1.2 Mangan

Innholdet av mangan i støvet til strøsand var mellom 6-9 ganger høyere enn innholdet i ny strøsand. Dette tyder på at mangan som er blitt tilført sanden er fra andre kilder enn sanden i seg selv.

Verdiene i tabell 8.1 tyder på at manganinnholdet i støvet til strøsanden fra Kyvannet, Ny Jordveien, Kongsvegen og fra deponiet på Tiller var innenfor tilstandsklasse (II) og (III) som klassifiseres som god. Manganinnholdet i støvet fra de andre mellomlagrene var innenfor tilstandsklasse (III) som klassifiseres som moderat (vedlegg G, figur 10).

Mangan forekommer ofte sammen med jern i naturen på fordi jernmalm og manganmalm ofte finnes sammen, eller fordi mangan substituerer for jern i malm (Kofstad, 2009). Resultatene viser at mangankonsentrasjonen er høyest i støvet fra strøsanden fra Granåsen gård og Være vestre. Ved disse mellomlagrene var også jernkonsentrasjonen høyest. Mangan brukes i metallisk legering av stål, ofte sammen med jern. Fordi mange biler er laget av stål kan trafikken være en kilde til både jern og mangan. Stål med høyt innhold av mangan blir brukt i knusemaskiner for stein og

malm (Nilsen). Andre kilder til mangan er nevnt i kapittel 3.3. En mulig kilde som kan bidra til at manganinnholdet er høyt ved Granåsen gård er at mangan finner i kunstgjødsel som kan bli brukt på gårdene i området (Nilsen). Det høye innholdet av mangan ved Være vestre kan muligens skyldes at E6 ligger rett ved. Her er det mye trafikk som fører til trafikkrelatert tilførsel av mangan som kan påvirke naboområder.

9.1.1.3 Vanadium

Det ble påvist små forskjeller i vanadiuminnholdet i støvet fra de ulike mellomlagrene (tabell 8.1). Til tross for dette var innholdet av vanadium mellom 9-12 ganger så høyt som innholdet i ny strøsand ved alle mellomlagrene. I støvet fra deponiet på Tiller var innholdet av vanadium ca. 7 ganger høyere. Dette tyder på at vanadium som har blitt tilført sanden kommer fra eksterne kilder.

Verdier oppgitt i tabell 8.1 viser at innholdet av vanadium i støvet fra strøsanden ved alle mellomlagrene og fra deponiet på Tiller var innenfor tilstandsklasse (II) som tilsvarer klassifiseringen god (vedlegg G, figur 11).

En stor kilde til vanadium som blir tilført strøsanden i Trondheim kan være trafikkrelaterte kilder. Vanadium blir anvendt som konstruksjonsstål, i biler og motorindustrien, som legeringsmetall for jern og stål, og som legeringsmiddel sammen med aluminium. Vanadium blir brukt som katalysator under industrielle prosesser til fremstilling av bensin (Kofstad og Pedersen, 2009b). Flere kilder til vanadium er nevnt i kapittel 3.2. Tabell 8.1 viser at det er høyest innhold av vanadium i støvet fra strøsand fra Solbakken skole, Granåsen gård og Fossegrenda. Vanadium finnes i råolje og bensin, derfor kan søling av olje eller bensin ved fylling av bensin på kjøretøy, under reparasjoner på kjøretøy eller søling under andre tilfeller være en kilde til vanadium.

Tungmetaller

Av tungmetallene var det krom som dominerte i støvet fra vaskevannet til strøsanden fra bortimot alle mellomlagrene (tabell 8.1). Funnene i dette studiet viser også at mengden nikkell, kobber og sink var nesten like høy som krom og en del høyere enn

verdiene for bly, arsen, kvikksølv og kadmium. Trafikken på veiene er mest sannsynlig hovedkilden til det høye innholdet av krom, nikkel, kobber og sink. Eventuelle kilder er forbrenningsprodukter fra drivstoff og slitasje fra asfalt og bildekk. Kobber kan komme fra slitasje og korrosjon av materialer som krombelegg, maling, dekk og galvaniserte detaljer er også kilder (Rasmussen, 2003).

9.1.1.4 Krom

Innholdet av krom i støvet fra strøsand var mellom 4-9 ganger så høyt som krominnholdet i ny strøsand, noe som kan tyde på at krom er tilført sanden blitt tilført fra eksterne kilder.

Verdier for krom i tabell 8.1 peker på at innholdet av krom i støvet fra strøsanden ved Buran driftsstasjon, Kyvannet, Solbakken skole, Blomsterbyen og Fossegrenda var innenfor tilstandsklasse (III) som klassifiseres som moderat. Krominnholdet i støvet fra de andre mellomlagrene og fra deponiet på Tiller var innenfor tilstandsklasse (II) som klassifiseres som god (vedlegg G, figur 5).

I tillegg til kildene som er nevnt tidligere i kapittelet blir krom brukt som korrosjonsbeskytter og som legeringsmetall for stål. Dette medfører at kjøretøy i trafikken samt andre gjenstander som er laget av stål er kilder til krom. Krom blir brukt som malingspigmenter og i trykkimpregnert trevirke sammen med kobber og arsen. Fordi strøsanden fra de fleste mellomlagrene er blitt samlet inn fra boligområder vil bygninger og rekkverk som er malt eller trykkimpregnert kunne være kilder til krom (Chen, 2012, Jartun et al., 2002). Tabell 8.1 viser at innholdet av krom var litt høyere i støvet til strøsanden fra Solbakken skole, Blomsterbyen, Kyvannet, Fossegrenda og Buran driftstasjon enn fra de andre mellomlagrene. Jord i Trøndelag er rik på krom (Ottesen og Langedal, 2006). I områdene på Lerkendal har det foregått en del bygging og graving som kan ha ført til høyt krominnhold i svevestøvet i områdene rundt. Dette kan igjen påvirke det høye nivået av krom i støvet fra strøsanden ved Blomsterbyen. Krom finnes i slam som blir produsert fra renseanlegg som Ladehammeren renseanlegg. Dette slammet kan brukes til jordforbedring i landbruket og til produksjon av vekstjord, og kan være brukt på jorder i områder rundt Solbakken skole, og derfor være en kilde til krom som har blitt tilført strøsanden i dette området (Trondheim kommune, 2014). En mulig forklaring

på det høye krominnholdet i støvet fra de fire mellomlagrene kan være det er blitt sølt kjemikalier, olje eller maling i områdene som har blandet seg med strøsanden (Chen, 2012).

9.1.1.5 Nikkel

Innholdet av nikkel i støvet fra strøsand var mellom 5-10 ganger høyere enn nikkelinholdet i ny strøsand, bortsett fra i støvet fra strøsanden fra deponiet på Tiller der innholdet vil være ca. 3 ganger høyere. Mye av nikkelinholdet som har blitt tilført sanden er sannsynligvis tilført fra eksterne kilder.

Verdiene for nikkel i tabell 8.1 viser at nikkelinholdet i støvet fra strøsanden fra alle mellomlagrene var innenfor tilstandsklasse (II), som tilsvarer klassifiseringen god. Nikkelinnholdet i støvet fra strøsanden fra deponiet fra deponiet på Tiller var innenfor tilstandsklasse (I), som tilsvarer klassifiseringen meget god (vedlegg G, figur 7).

Det ble observert at nikkelinholdet i støvet var meget likt i strøsanden fra de ulike mellomlagrene i Trondheim. I tillegg til kildene som er nevnt tidligere i kapittelet blir nikkel brukt som legeringsmetall i metalliske produkter (Jartun et al., 2002).

Innholdet av nikkel er høyt i jordsmonnet i Trondheim og derfra kan nikkel bli tilført strøsanden. (Ottesen og Langedal, 2006). Tabell 8.1 viser at nikkelinholdet var høyest i støvet fra strøsand fra Solbakken skole og Kongsvegen. Eventuelle kilder til dette kan være at nikkel har blitt tilført strøsanden gjennom mineralgjødsel eller bruk av nikkellholdige oljeprodukter i områder der sanden har blitt strødd (Aas-Aune og Huse, 2003). Flere kilder til nikkel i støvet til strøsand fra Solbakken skole kan være slam fra renseanlegg som blir brukt til jordforbedring i landbruket og produksjon av vekstjord i områder rundt (Trondheim kommune, 2014).

9.1.1.6 Kobber

Det er vist store variasjoner i mengden tilført kobber til strøsanden fra ulike mellomlagrene. I støvet fra Kyvannet ble det observert at kobberinnholdet var det dobbeltesammenlignet med kobberinnholdet i den nye strøsanden, mens i støvet fra Være vestre ble det observert at kobberinnholdet var ca. 9 ganger høyere enn innholdet i ny sand.

Verdiene i tabell 8.1 tyder på at kobberinnholdet i støvet fra strøsanden ved alle mellomlagrene og fra deponiet på Tiller var innenfor tilstandsklasse (I), som tilsvarer klassifiseringen meget god (vedlegg G, figur 4).

I tillegg til de kildene som er nevnt tidligere i kapittelet blir kobber brukt i impregneringsmiddel i tremateriale (Jartun et al., 2005). Tabell 8.1 viser høyest innhold av kobber i støvet fra strøsanden ved Granåsen gård og Være vestre, som også viser et høyt innholdet av mangan. En forklaring på dette dette kan være at mindre mengder mangan blir brukt i kobberlegeringer (Kofstad, 2009). Andre kilder til den høye konsentrasjonen av kobber fra Granåsen gård og Være vestre kan være gjødsling på åkrene eller enger i områdene (Lovdata, 2003). Eller bruk av slam til jordforbedring i landbruket og produksjon av vekstjord (Trondheim kommune, 2014).

9.1.1.7 Kadmium

Tabell 2.2 viser at innholdet av kadmium i ny sand er under 0,1 mg/kg. Da det ikke er oppgitt noen spesifikk verdi for kadmiuminnholdet i ny sand og resultatene fra støvprøvene viser et kadmiuminnhold på under 0,1 mg/kg til strøsanden fra de fleste mellomlagrene, er det vanskelig å si om innholdet i støvet er høyere eller lavere enn i ny sand. Tabell 8.1 viser at kadmiuminnholdet i støvet til strøsanden fra Ny Jordveien, Granåsen gård, Være vestre og fra deponiet på Tiller var over 0,1 mg/kg.

Verdier vist i tabell 8.1 tyder på at innholdet av kadmium i støvet fra strøsanden fra alle mellomlagrene og fra deponiet på Tiller var innenfor tilstandsklasse (I), som tilsvarer klassifiseringen meget god (vedlegg G, figur 3).

Kadmium kan bli tilført strøsanden gjennom trafikken, ved at kadmium kommer fra forbrenningsprodukter fra drivstoff og slitasje fra asfalt og bildekk. Kadmium kan også komme fra slitasje og korrosjon av materialer som krombelegg, maling, dekk og galvaniserte detaljer er også kilder. Kadmium finnes i bilradiatorer, som legeringsmetall og som korrosjonsbeskytter på ulike materialer som bildeler og skruer (Jartun et al., 2002). Tabell 8.1 viser at de høyeste verdier av kadmium var i støvet fra strøsanden ved Granåsen gård og Kongsvegen. På Heimdal finnes det et forbrenningsanlegg som kan være kilden til det høye kadmiuminnholdet ved Kongsvegen. Atmosfærisk utslipp av kadmium kan oppstå gjennom forbrenning av

kadmiumholdige produkter (Landis og Yu, 1999). Kadmium kan også bli tilført strøsanden ved at mennesker i området bruker innsektsmiddel, syntetiske kjemikalier, tobakk, kunstgjødsel, soppmiddel osv. (Chen, 2012, Jartun et al., 2002, Landis og Yu, 1999). En annen kilde er slam fra renseanlegg som inneholder kadmium. Slikt slam kan være tilført områder ved jordforbedring og til produksjon av vekstjord på markene rundt Granåsen gård (Trondheim kommune, 2014).

9.1.1.8 Sink

Innholdet av sink i støvet fra strøsand var høyere enn innholdet i ny sand.

Sinkinnholdet var 21,5 mg/kg i ny sand og varierte fra 33,2 – 178 mg/kg i støvet fra vaskevannet. Dette tyder på at mye av sinkinnholdet som har blitt tilført sanden har blitt tilført fra andre kilder.

Verdier fra tabell 8.1 tyder på at sinkinnholdet i støvet fra strøsanden fra alle mellomlagrene og fra deponiet på Tiller var innenfor tilstandsklasse (I), som tilsvarer klassifiseringen meget god (vedlegg G, figur 8).

Sink som blir sluppet ut i miljøet kommer hovedsakelig fra menneskelige aktiviteter (Chen, 2012). Det finnes mange kilder til sink i trafikken. I tillegg til kildene som er nevnt tidligere i kapitlet, finnes sink brukt i bildeler og blir brukt som korrosjonsbeskytter av stål (Jartun et al., 2002). Fordi mange kjøretøy er laget av stål kan disse være en kilde til sinkinnholdet som blir tilført strøsanden. Sink blir brukt i maling, derfor kan bygninger eller andre byggematerialer som er malt med sinkinnholdig maling være kilder (Jartun et al., 2002). Tabell 8.1 viser at innholdet av sink var høyest i støvet til strøsanden fra Granåsen gård og Være vestre. Dette kan skyldes krematoriene på Moholt og Lademoen (Bjervamoen et al., 2006). Også gjødsling av åkrer eller enger i områdene kan tilføre områdene sink (Lovdata, 2003). En annen kilde kan være bruk av slam til jordforbedring i landbruket og produksjon av vekstjord (Trondheim kommune, 2014).

9.1.1.9 Arsen

Tabell 2.4 viser at innholdet av arsen i ny sand er under 1 mg/kg. Fordi det ikke er oppgitt noen spesifikk verdi for arseninnholdet i ny sand er det vanskelig å si noe om

hvor mye høyere verdiene er i støvet fra strøsand. Tabell 8.1 viser at innholdet av arsen varierte fra 3,91 mg/kg i støvet fra Blomsterbyen og opp til 23,0 mg/kg i støvet fra Kongsvegen. Eventuelle kilder som kan være årsaken til at arsen har blitt tilført sanden blir nevnt under.

Verdier fra tabell 8.1 tyder på at arseninnholdet i støvet fra strøsand ved Kongsvegen var innenfor tilstandsklasse (III), som tilsvarer klassifiseringen moderat. Arseninnholdet i støvet fra Granåsen gård, Være vestre og Ny-Jordveien var innenfor tilstandsklasse (II), som tilsvarer klassifiseringen god. Ellers viser verdier fra tabell 8.1 at arseninnholdet var innenfor tilstandsklasse (I), som klassifiseres som meget god (vedlegg G, figur 1).

Arsen kan komme fra maling som er brukt på bygninger i områdene eller impregneringsmiddel som blir brukt i trevirke (Jartun et al., 2005). Arsen blir brukt til skadedyrbekjempelse og ble tidligere tilsatt sprøytemiddel (Jartun et al., 2002, Ottesen og Volden, 1999). Bruk av skadedyrbekjempelse eller bruk av gammelt sprøytemiddel som inneholder arsen på jordbruk eller på andre marker kan være en kilde til arsen.

9.1.1.10 Bly

Tabell 2.2 viser at innholdet av bly i ny sand er under 2 mg/kg. Fordi det ikke er oppgitt noen spesifikk verdi for blyinnholdet i ny sand, er det vanskelig å si noe om hvor mye høyere verdiene av bly var i støvet fra strøsand ved de ulike mellomlagrene og fra deponiet på Tiller. Tabell 8.1 viser at innholdet av bly i støvet fra strøsand varierte fra 1,09 mg/kg fra Kyvannet og opp til 13,7 mg/kg i prøvene fra Være vestre. I støvet fra deponiet på Tiller var blyinnholdet på 45,1 mg/kg. Så høye verdier av bly som resultatene viser kan tyde på at bly har blitt tilført sanden fra andre kilder i tillegg til sanden i seg selv.

Verdier oppgitt i tabell 8.1 tyder på at blyinnholdet i støvet fra strøsand fra alle mellomlagrene og fra deponiet på Tiller var innenfor tilstandsklasse (I), som tilsvarer klassifiseringen meget god (vedlegg G, figur 2).

Trafikk er en stor forurensningskilde til bly fordi både bensin, bildekk og bilbatterier inneholder bly (Chen, 2012, Jartun et al., 2002, Jørgensen, 2007). En annen kilde kan

være bygninger i områdene der sanden ble tatt opp, da malingen kan inneholde bly (Jartun et al., 2002). Resultatene viser at blyinnholdet var størst i støvet fra strøsand fra Kongsvegen. Fordi en av kildene til bly kan være forbrenning av materiale som inneholder bly, kan forbrenningsanlegget på Heimdal være en av kildene til dette (Landis og Yu, 1999).

9.1.1.11 Kvikksølv

Tabell 2.3 viser at innholdet av kvikksølv i ny sand er under 0,01 mg/kg. Fordi det ikke er oppgitt noen spesifikk verdier for kvikksølvinnholdet i ny strøsand, og resultatene fra støvprøvene viser et kvikksølvinnhold på under 0,01 mg/kg i strøsanden fra mange av mellomlagrene, er det vanskelig å si om innholdet i støvet var høyere eller lavere enn i ny sand. Tabell 8.1 viser at kvikksølvinnholdet i støvet fra strøsanden ved Granåsen gård, Være vestre, Blomsterbyen, Fossegrenda og fra deponiet på Tiller var over 0,1 mg/kg.

Verdier i tabell 8.1 tyder på at kvikksølvinnholdet i støvet fra strøsanden fra alle mellomlagrene var innenfor tilstandsklasse (I) som tilsvarer klassifiseringen meget god (vedlegg G, figur 6).

Kvikksølv kan bli tilført strøsanden fra langtransport av atmosfærisk nedfall, og er hovedkilden til kvikksølv i Norge (Jartun et al., 2002). Tabell 8.1 viser at kvikksølvinnholdet er høyest i støvet til strøsanden fra Blomsterbyen, Være vestre og Granåsen gård. Kvikksølv er et flyktig metall (Jartun et al., 2002), dermed kan krematoriene som er på Moholt og Lademoen være kilder til det høye kvikksølvinnholdet ved disse mellomlagrene (Bjervamoen et al., 2006). Tidligere ble kvikksølv tilsatt ugressmiddel, og en kilde til kvikksølv kan derfor være bruk av gammelt ugressmiddel. En annen kilde kan være maling som er tilsatt kvikksølv som er brukt på bygningene i området (Chen, 2012, Jartun et al., 2002).

For noen metaller kan det være vanskelig å forklare de høye verdiene i støvet fra strøsand fra de ulike mellomlagrene. Områdene der hvor strøsanden har vært oppbevart etter bruk har vært åpne og tilgjengelig for alle. Det kan ha blitt kastet diverse skrot på haugene av strøsand og gatefei som ligger på mellomlagrene og dette skrotet kan være kilder til noen av disse metallene. I det asfalten blir slitt (av trafikk)

vil metaller fra asfalten kunne bli tilført strøsanden som ligger på veiene. Innholdet av ulike metaller i asfalten på stedet vil derfor ha en betydning på metaller som ble tilført sanden.

9.1.1.12 Kilder til metaller som har blitt tilført strøsanden fra deponiet på Tiller

Strøsanden som ligger på deponiet på Tiller er en samling av all strøsanden fra de ulike mellomlagrene. Derfor er derfor stor sannsynlighet for at det høye innholdet av kobber, sink, kvikksølv og bly i støvet til strøsand fra deponiet på Tiller komme fra kilder i områdene der strøsanden har ligget på veiene. Strøsanden kan også ha blitt tilført metaller fra ulike kilder mens den har ligget på deponiet på Tiller, men dette vil i hovedsak påvirke det øverste laget av sand. Hvor lenge sanden ligger på deponiet på Tiller har også en betydning på hvor stor påvirkning diverse kilder fra Tiller områdene har. Tabell 8.1 viser høye konsentrasjoner av sink og kvikksølv i støvet fra strøsanden fra deponiet på Tiller. En eventuell kilde som kan ha tilført sink og kvikksølv til strøsanden kan være forbrenningsanlegget på Heimdal (Bjervamoen et al., 2006). Resultatene viser videre at blyinnholdet var størst i støvet fra vaskevannet til strøsand fra deponiet på Tiller. Siden en av kildene til bly kan være forbrenning av materiale som inneholder bly kan forbrenningsanlegget på Heimdal være en mulig kildene til dette (Landis og Yu, 1999).

9.1.2. Metallinnholdet i vaskevannet til strøsand, samt endring av metallinnhold i vaskevannet ved vasking av strøsanden med syretilsatt ionebyttervann.

I første del av dette delkapittelet vil eventuelle kilder til klor og brom som har blitt tilført vaskevannet til strøsand bli diskutert, deretter vil innholdet av tungmetaller i vaskevannet blir knyttet opp mot KLIFs tilstandsklasser for metallinnhold i vann. Når det gjelder tilstandsklasser for metallinnhold i vann, er det bare oppgitt verdier for de såkalte tungmetallene. Derfor er det kun tungmetallene som blir knyttet opp mot tilstandsklassene. I andre del av dette delkapittelet vil endringer av metallinnholdet i vaskevannet ved bruk av syretilsatt ionebyttervann fremfor rent ionebyttervann til vasking av strøsand bli diskutert.

9.1.2.1 Metallinnhold i vaskevannet til strøsand der innholdet av tungmetaller blir knyttet opp mot KLIFs tilstandsklasser for metallinnhold i vann

Innholdet av mangan, klor, magnesium, brom, jern og vanadium er i vaskevannet til strøsand fremstilt i Tabell 8.2. Det er ikke angitt noen tilstandsklasser for disse metallene, det er derfor kun tungmetallene som blir sammenlignet med tilstandsklasser for vann. Mulige kilder til alle metallene bortsett fra brom og klor er gitt i kapittel 9.1.1.1 – 9.1.1.11. Kildene som er nevnt der vil være de samme som for metaller som er tilført støvet i vaskevannet til strøsand. Eventuelle kilder for klor og brom som har blitt tilført sanden blir nevnt under i neste avsnitt.

Tabell 8.2 viser et høyt innhold av klor i vaskevannet fra strøsand, der klorinnholdet var markant høyere enn innholdet av de andre metallene. Tabell 8.2 og Figur 8.11 viser høyest innhold av klor i vaskevannet til strøsanden fra Solbakken skole, Kyvannet og Buran driftsstasjon. Det høye innholdet av klor i vaskevannet kan skyldes NaCl som blir brukt til salting av veien om vinteren. Klor finnes også i sjøvann og i jordskorpen som kan være eventuelle kilder til klor som blir tilført strøsanden (Pedersen og Kofstad, 2013). Brom finnes i fargestoffer og noen typer mineraler, i blekningsmidler, desinfeksjonsmidler, brannslukningsmidler, bromerte flammehemmere og i mange kjemiske forbindelser (Kofstad og Pedersen, 2012, Stølen). Dette kan være kilder som påvirker det høye innholdet av brom i vaskevannet til strøsand. Flere kilder er nevnt i kapittel 3.6

For å sammenligne innholdet av tungmetaller i vaskevannet med tilstandsklassene for metallinnhold i vann, er det først laget en tabell som viser fargekoder for hver tilstandsklasse, tabell 9.1. Deretter er det blitt laget en tabell som viser tilstandsklasser basert på metallinnholdet i vaskevannet til strøsand fra de ulike mellomlagrene, tabell 9.2.

Tabell 9.1: Fargekoder som representerer de ulike tilstandsklasser for vann.

Tilstandsklasse	1	2	3	4	5
	Meget god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig

Tabell 9.2: Tilstandsklasser ut fra metallinnholdet i vaskevannet til strøsand fra de ulike mellomlagrene.

Mellomlager	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
Solbakken skole	Orange	Blå	Blå	Grønn	Blå	Grønn	Blå	Gul
Ny Jordveien	Gul	Grønn	Blå	Orange	Grønn	Grønn	Blå	Blå
Granåsen gård	Orange	Grønn	Blå	Grønn	Blå	Blå	Blå	Blå
Være vestre	Orange	Grønn	Blå	Grønn	Blå	Blå	Blå	Blå
Blomsterbyen	Orange	Grønn	Blå	Orange	Grønn	Blå	Grønn	Blå
Kyvannet	Orange	Blå	Blå	Orange	Blå	Grønn	Blå	Blå
Kongsvegen	Gul	Blå	Blå	Blå	Blå	Grønn	Blå	Blå
Fossegrenda	Orange	Blå	Blå	Blå	Blå	Grønn	Blå	Blå
Buran driftsstasjon	Orange	Blå	Blå	Blå	Blå	Grønn	Blå	Blå
Tiller	Grønn	Grønn	Blå	Orange	Grønn	Grønn	Blå	Blå

Tabell 9.2 viser at metallinnholdet i vaskevannet til strøsand fra de fleste mellomlagrene var innenfor tilstandsklasse (I) eller (II), som klassifiseres som meget god eller god. Arseninnholdet i vaskevannet fra Ny Jordveien og Kongsvegen og sinkinnholdet i vaskevannet fra Solbakken skole var innenfor tilstandsklasse (III), som klassifiseres som moderat. Så høye konsentrasjoner kan ha en negativ effekt på levende organismer (Bakke et al., 2008). Det ble observert at arseninnholdet og kobberinnholdet i vaskevannet fra flere mellomlager var innenfor tilstandsklasse (IV). Arseninnholdet i vaskevannet fra Solbakken skole, Granåsen gård, Være vestre, Blomsterbyen, Kyvannet, Fossegrenda og Buran driftsstasjon, og kobberinnholdet i vaskevannet til strøsand fra Ny- Jordveien, Blomsterbyen, Kyvannet og Tiller var innenfor tilstandsklasse (IV), som klassifiseres som dårlig. Så høye konsentrasjoner av arsen og kobber som resultatene viser kan gi akutt toksiske effekter på enkelte arter i miljøet (Bakke et al., 2008).

9.1.2.2 Endringer av metallinnholdet i vaskevannet ved vasking av strøsand med syretilsatt vaskevann

Resultatene viser at manganinnholdet i vaskevannet gikk opp ved bruk av syretilsatt ionebyttervann framfor rent ionebyttervann til vasking av strøsand fra alle mellomlagrene. En av grunnen til at manganinnholdet gikk opp kan være

redoksreaksjoner. Redokskjemi har stor betydning for utfelling og oppløsning av fast jern og mangan (Martin, 2005). Innholdet av jern ble redusert i vaskevannet ved bruk av syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand fra alle mellomlagrene og Tiller. Dette kan også skyldes redoksreaksjoner. Redoksreaksjoner som inkluderer jern og mangan kan spille en viktig rolle her. Andre grunner til reduksjon av jern kan være felling av jern i løsningen (Stumm og Morgan, 2012).

Jern og mangan vil ikke bare ha påvirkning på redoksreaksjoner, men også på felling og oppløsning av jern og mangan mineraler (Banchuen, 2002). Redokskjemien til jern (II) og (II) og mangan (II), (III) og (IV) vil kunne spille en viktig rolle og ha påvirkning på miljøet og andre metaller i vann. Tungmetaller, spesielt i grunnvann kan også bli adsorbent på overflaten jern og manganoksid (Martin, 2005).

Som nevnt tidligere i dette delkapittelet viser resultatene at manganinnholdet gikk opp og jerninnholdet gikk ned i vaskevannet fra mellomlagrene etter vasking med syretilsatt ionebyttervann. Hvor mye manganinnholdet økte og jerninnholdet ble redusert varierte i vaskevannet fra de ulike mellomlagrene. Videre viser resultatene at innholdet av vanadium og arsen også gikk ned i vaskevannet til strøsand ved syretilsatt ionebyttervann, men at endringene var små i forhold til endringene i metallinnholdet av mange andre metaller. pH verdien i det syretilsatte ionebyttervannet ble ikke målt når ionebyttervannet ble tilsatt syre. Derfor er det uvisst hvor mye pH verdien ble redusert i det det syretilsatte ionebyttervannet. Bufferkapasiteten kan være en faktor som påvirker liten endring i pH-verdien etter at syren ble tilsatt ionebyttervannet. Fordi det ikke ble kjørt flere paralleller under vasking av strøsanden er det vanskelig å si om noen om de små forskjellene som oppstår under vasking av sanden med syretilsatt ionebyttervann kan være tilfeldige. Kanskje de små forskjellene kan komme av at strøsanden som ble vasket med rent ionebyttervann ble ristet lengre enn den strøsanden som ble vasket med rent ionebyttervann eller omvendt. Det er mye som kan ha påvirket de små endringene av metallinnholdet ved vasking med syretilsatt ionebyttervann og derfor blir de små endringene utelukket i diskusjonen. Det er de store endringene som i hovedsak vil bli diskutert.

I vaskevannet fra Kongsvegen, Solbakken skole, Buran driftsstasjon og Kyvannet økte innholdet av mangan 376, 27,0 9,22 og 7,49 ganger ved vasking av strøsand med

syretilsatt ionebyttervann. Resultatene viser små endringer av jerninnholdet i vaskevannet. I vaskevannet fra Fossegrenda, Være vestre, Granåsen gård økte manganinnholdet med 28,4 – 60,6 ganger ved vasking av strøsand med syretilsatt ionebyttervann. Det ble observert en større reduksjon av jern her, der jerninnholdet ble redusert med 12,0 – 34,9 ganger. Dette kan tyde på at det har skjedd en redoksreaksjon som inkluderer jern og mangan. Innholdet av krom ble redusert 12,16 ganger i vaskevannet til strøsand fra Fossegrenda, og innholdet av bly ble redusert med 399, 51,10 og 11,64 ganger i vaskevannet til vasking av strøsand fra Fossegrenda, Være vestre og Granåsen gård. Dette kan skyldes at metallene blir adsorbent på overflaten til jernoksid og felles ut sammen med jern eller ved at metallene deltar i en redoksreaksjon (Martin, 2005, Stumm og Morgan, 2012).

Ved bruk av syretilsatt ionebyttervann ved vasking av strøsand fra Blomsterbyen ble jerninnholdet i vaskevannet redusert 14,46 ganger. Innholdet av krom ble redusert 6,27 ganger i samme vaskevannet. En mulig forklaring kan være at krom har bli adsorbent på overflaten jernoksid og felt ut sammen med jern (Martin, 2005).

Resultatene viser at manganinnholdet i vaskevannet fra Tiller ble redusert ved vasking av strøsand med syretilsatt ionebyttervann. Innholdet av jern ble også redusert, innholdet ble redusert 11,4 ganger. Siden resultatene viser både reduksjon av jern og mangan vil det være liten sannsynlighet for at reduksjonen skyldes en redoksreaksjon mellom disse metallene. Fellingsreaksjoner kan være en mulig forklaring på reduksjonen av jern og mangan. I vaskevannet til strøsand fra deponiet på Tiller ble det også observert en reduksjon av arsen, vanadium, krom, sink, bly og kobber. En mulig forklaring på reduksjonen av disse metallene kan være at metallene har blitt adsorbent på overflaten av jern eller manganoksid og felles ut sammen med disse. Fordi reduksjonen av metallinnholdet var så liten, kan dette også skyldes tilfeldigheter som nevnt tidligere i dette delkapittelet (Martin, 2005, Stumm og Morgan, 2012).

Videre viser resultatene at innholdet av nikkell økte fra 5,00 – 31,5 ganger i vaskevannet til strøsand fra Kongsvegen, Fossegrenda og Være vestre og at innholdet av sink økte 6,4 ganger i vaskevannet til strøsanden fra Fossegrenda. Økningen av sink og nikkell i vaskevannet kan påvirkes av løselighetsproduktet. En annen forklaring kan være at nikkell eller sink har deltatt i en redoksreaksjon.

Det ble observert at innholdet av kadmium økte fra 9,29 – 90,3 i vaskevannet til strøsanden fra Fossegrenda, Solbakken skole, Buran driftsstasjon, Kyvannet, Ny Jordveien og Buran driftsstasjon og Tiller. Resultatene viser at usikkerheten for kadmium er høy, RSD > 10 %. Presisjonen av målingene var dårlig og man burde derfor være forsiktig med å tolke resultatene.

9.2 Gatefei

9.2.1 Metallinnhold i støvet fra vaskevannet til gatefei, samt mulige kilder til metallene som har blitt tilført gatefei

I denne oppgaven har det blitt oppgitt resultater av metallinnholdet i støvet fra vaskevannet til gatefei. Kart som viser tilstandsklasser for forurenset grunn/jord basert på metallinnholdet i støvet fra vaskevannet til gatefei er vist i vedlegg H. Der er det tilstandsklasser for forurenset grunn eller jord som har blitt brukt (Ottesen et al., 2007, Hansen og Danielsberg). Det er ikke helt sikkert hva gatefei er. Det kan være alt fra hageavfall, jord og sand som ligger langs veien, skrot som har blitt dumpet som avfall og mye annet. Det er derfor vanskelig å angi, bakgrunnsverdier og kilder for metaller som har blitt tilført gatefei. Det er heller ingen informasjon over hvor gatefei som ligger i haugene kommer fra. Dette gjør det også vanskelig å angi kilder til metallene som har blitt tilført sanden. Kildene som er nevnt i kapittel 9.1.1 er også typiske kilder som kan påvirke metallinnhold i jord og annen sand ved bakken. Tabell 8.1 og 8.3 viser at konsentrasjonen av metaller i støvet fra vaskevannet til gatefei og strøsand vil ligge rundt de samme verdiene. Dette kan også tyde på at metallene som blir tilført gatefei kommer fra samme kilde som metallene som blir tilført strøsanden. Haugene med gatefei har også ligget åpen og tilgjengelig slik at hvem som helt kan ha kastet ting her som påvirker metallinnholdet i støvet fra gatefei. I neste de avsnittene nevnes kilder som kan være årsaken til høye verdier av metaller som er observert i støvet fra gatefei.

Tabell 8.3 viser at innholdet av nikkel var høyest i støvet fra gatefei fra Solbakken skole. De høye verdiene av nikkel i støvet fra gatefei fra Solbakken skole kan ha blitt tilført strøsanden gjennom mineralgjødsel som har blitt brukt på marker i området (Aas-Aune og Huse, 2003). Andre kilder til det høye nikkelinnholdet i støvet kan

være slam fra renseanlegg som blir brukt til jordforbedring i landbruket og produksjon av vekstjord i områder rundt (Trondheim kommune, 2014).

Fra tabell 8.3 ble det observert at innholdet av sink var høyest i støvet til strøsanden fra Granåsen gård, Blomsterbyen, Kongsvegen og Fossegrenda. Det høye sinkinnholdet i støvet fra gatefei fra Kongsvegen og Fossegrenda kan komme fra forbrenningsanlegget på Heimdal (Chen, 2012). Det høye sinkinnholdet i støvet til gatefei fra Granåsen gård og Blomsterbyen kan skyldes krematoriene på Moholt (Bjervamoen et al., 2006). Sink finnes i slam fra renseanlegg som blir brukt til jordforbedring i landbruket og produksjon av vekstjord (Trondheim kommune, 2014). Dette kan være en kilde til det høye sinkinnholdet i støvet til gatefei fra Granåsen gård.

Videre viser tabell 8.3 viser at innholdet av kvikksølv var høyest i støvet til strøsanden fra Blomsterbyen. Kvikksølv er et flyktig metall (Jartun et al., 2002), dermed kan krematoriet som er på Moholt kan være kilder til det høye kvikksølvinnholdet i gatefei fra Blomsterbyen (Bjervamoen et al., 2006).

9.2.2. Metallinnholdet i vaskevannet til gatefei, samt endring av metallinnhold i vaskevannet ved vasking av gatefei med syretilsatt ionebyttervann

I dette delkapittelet vil metallinnholdet i vaskevannet til gatefei først bli knyttet opp mot KLIFs tilstandsklasser for metallinnhold i vann. Når det gjelder tilstandsklasser for metallinnhold i vann er det bare oppgitt verdier for de såkalte tungmetallene. Derfor er det kun tungmetallene som blir knyttet opp mot tilstandsklassene. Deretter vil endringer av metallinnholdet i vaskevannet ved vasking av gatefei med syretilsatt ionebyttervann fremfor bruk av rent ionebyttervann blir diskutert.

9.2.2.1 Metallinnholdet i vaskevannet til gatefei knyttet opp mot KLIFs tilstandsklasser for metallinnhold i vann

For å sammenligne metallinnholdet i vaskevannet fra gatefei med KLIFs tilstandsklasser for metallinnhold i vann, er det først laget en tabell som viser fargekoder for hver tilstandsklasse, tabell 9.3. Deretter er det blitt laget en tabell som viser tilstandsklasser basert på metallinnholdet i vaskevannet til gatefei fra de ulike mellomlagrene, tabell 9.4.

Tabell 9.3: Fargekoder som representerer de ulike tilstandsklasser for vann.

Tilstandsklasse	1	2	3	4	5
	Meget god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig

Tabell 9.4: Tilstandsklasser ut i fra metallinnholdet i vaskevannet til gatefei fra de ulike mellomlagrene.

Mellomlager	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
Solbakken skole	Meget god	God	Meget god	Moderat	God	God	God	Meget god
Ny Jordveien	Moderat	God	Meget god	Dårlig	God	God	God	God
Granåsen gård	Moderat	God	Meget god	Dårlig	God	God	God	God
Være vestre	Moderat	God	Meget god	Dårlig	God	God	God	Meget god
Blomsterbyen	Dårlig	Dårlig	Meget god	Svært dårlig	God	God	Moderat	Dårlig
Kyvannet	Meget god	God	Meget god	Dårlig	God	God	Meget god	Meget god
Kongsvegen	God	God	Meget god	Dårlig	God	God	God	Meget god
Fossegrenda	Dårlig	God	Meget god	Dårlig	Meget god	God	God	God
Buran driftsstasjon	God	God	Meget god	Dårlig	God	God	God	Meget god

Tabell 9.4 viser at metallinnholdet i vaskevannet til gatefei fra de fleste mellomlagrene var innenfor tilstandsklasse (I) eller (II) som klassifiseres som meget god eller god. Vider viser tabell 9.4 at arseninnholdet i vaskevannet fra Ny Jordveien , Granåsen gård og Være vestre, kobberinnholdet i vaskevannet fra Solbakken skole og nikkelinholdet i vaskevannet fra Blomsterbyen var innenfor tilstandsklasse (III), som klassifiseres som moderat. Så høye konsentrasjoner av arsen, kobber og nikkell som resultatene i denne oppgaven viser kan ha en negativ effekt på levende organismer (Bakke et al., 2008).

I følge tabell 9.4 ble det observert at metallinnholdet av arsen, bly, kobber og sink i vaskevannet til gatefei fra noen mellomlager var innenfor tilstandsklasse (IV). Innholdet av arsen i vaskevannet fra Blomsterbyen og Fossegrenda, bly i vaskevannet fra Blomsterbyen og sink i vaskevannet fra Blomsterbyen var innenfor tilstandsklasse (IV). Kobberinnholdet i vaskevannet til gatefei fra alle mellomlager bortsett fra Solbakken skole og Blomsterbyen var innenfor tilstandsklasse (IV), som klassifiseres som dårlig. Så høye konsentrasjoner kan gi akutt toksiske effekter på enkelte arter i

miljøet (Bakke et al., 2008). Det ble observert at kobberinnholdet i vaskevannet til gatefei fra Blomsterbyen var innenfor tilstandsklasse (V). Så høye konsentrasjoner av kobber kan gi akutt toksitet med større effekt enn i tilstandsklasse (IV) og gi større og flere skader på ulike arter (Bakke et al., 2008).

9.2.2.2 Endringer av metallinnholdet i vaskevannet ved vasking av gatefei med syretilsatt vaskevann

På samme måte som for strøsand, vil de små endringene av metallinnhold ved bruk av syretilsatt ionebyttervann fremfor rent ionebyttervann til vasking av gatefei bli utelukket i diskusjonen. Det er de store endringene som i hovedsak blir diskutert. Forklaringen finnes i kapittel 9.1.2.2.

Resultatene viser at i vaskevannet til gatefei fra Kongsvegen, Fossegrenda og Granåsen gård var det ingen store endringer i metallinnholdet ved bruk av syretilsatt ionebyttervann til vasking av sanden.

Videre viser resultatene at i vaskevannet til gatefei fra Være vestre og Buran driftstasjon sank innholdet av mangan 6,90 og 7,70 ganger ved vasking med syretilsatt ionebyttervann. I vaskevannet til gatefei fra disse mellomlagrene sank også innholdet av jern med 38,5 og 11,4 ganger. Nedgangen i metallinnholdet av jern og mangan kan skyldes fellingsreaksjoner (Martin, 2005). Det ble observert at blyinnholdet sank 51,0 og 8,01 ganger i vaskevannet til gatefei fra de samme mellomlagrene. Mulige grunner til dette kan være at bly kan bli adsorbent på overflaten av jern og manganoksid og felles sammen med disse (Martin, 2005).

Resultatene viser at i vaskevannet til Solbakken skole og Blomsterbyen sank innholdet av jern 363 og 5,13 ganger ved vasking med syretilsatt ionebyttervann. Grunner kan til dette kan være felling av jern. I vaskevannet fra Solbakken skole sank innholdet av vanadium og kobber 10,2 og 10,4 ganger ved vasking med syretilsatt ionebyttervann. Mulige grunner vil at kobberinnholdet sank kan være at kobber blir adsorbent på overflaten av jernoksid og felles sammen med jern. Redoksreaksjoner kan også påvirke innholdet av vanadium og kobber. Det ble observert at i vaskevannet fra Blomsterbyen var innholdet av sink 7,27 ganger lavere i vaskevannet ved vasking med syretilsatt ionebyttervann fremfor rent ionebyttervann. Mulige grunner vil at

sinkinnholdet var lavere kan være at sink blir adsorbent på overflaten av jernoksid og felles sammen med jern. Resultatene viser også at innholdet at sink økte i vaskevannet til gatefei fra Solbakken skole ved vasking av syretilsatt ionebyttervann. Her kan løselighetsproduktet til sink ha en betydning. Andre mulige grunner til en økning i innholdet at sink har deltatte i en redoksreaksjon (Martin, 2005).

Det ble observert at kvikksølvinnholdet i vaskevannet var 8,24 ganger mindre ved vasking av gatefei fra Kyvannet med syretilsatt ionebyttervann. Ut i fra resultatene vil verdiene for innholdet av kvikksølv i vaskevannet ved vasking av ionebyttervann viser høy usikkerheten da $RSD > 10 \%$. Dette viser at presisjonen av målingene var dårlig og man burde derfor være forsiktig med å tolke resultatene.

9.3 vurdering av metode

9.3.1 Vurdering av prøvetaking

I følge NS-ISO (norsk standard NS-ISO) er det viktig med planlegging før feltarbeid og prøvetaking. (NS-ISO, 2006). Punkter over hva man bør tenkte over og planlegge før feltarbeid er oppgitt i kapittel 5.1.5.

I følge NS-ISO kreves det omtrent seks prøver fra ulike prøvepunkter for å oppnå en indikasjon på variasjon av forurensning innenfor en sone. Norsk standard skriver også om blandingsprøver som kan bli fremstilt ved å kombinere flere delprøver. Ulempen med blandingsprøver er at det kan resultere i tap eller fortykning av forurensende forbindelser, mens fordelene er at blandingsprøver kan forsterke representativiteten av en prøve og øke sjansen for at en generell forurensning kan oppdages (NS-ISO, 2006). Ved prøvetakingen av materiale til denne masteroppgaven har det blitt tatt blandingsprøver med minimum ti prøvetak fra hvert prøvepunkt for å gi en god representativitet av prøvemateriale og forurensingen av strøsand og gatefei.

Til prøvetaking ble det brukt en spade av plast. Denne ble brukt fordi plastikk vanligvis ikke vil forstyrre tungmetaller (ISO, 2002b). Det er også viktig at prøvetakingsutstyret holdes så rent som mulig slik at ikke deler av tidligere prøver overføres til følgende prøve. Spaden som ble brukt til prøvetaking av prøvemateriale til denne oppgaven ble ikke vasket eller rengjort på andre måter mellom de

prøvetaking ved de ulike prøvepunkter. Dette kan ha ført til at partikler fra det forrige prøvetakingsmateriale har blitt overført til den nye prøven.

Videre skriver NS-ISO at enkeltprøver burde hentes innenfor 0,1-0,5 meter dybde for at prøven skal være representativ. Under innsamling av prøver til denne oppgaven ble de 10-15 øverste centimeterne skrapet bort før prøven ble tatt. Prøvematerialet ble samlet inn i 2L glidelåsposer av plastikk, der hver pose ble fylt med ca. 1 kg prøvemateriale som er over minimumsgrensa for ISO (International standard) ved kjemiske analyser (ISO, 2002a). Prøvebeholderen var av plastikk for å unngå forstyrrelser av tungmetaller. Det ble også samlet inn mer enn nok strøsand og gatefei enn det var behov for i denne oppgaven slik at det senere ikke var nødvendig å dra tilbake å ta flere prøver.

Prøvemateriale burde i følge ISO lagres under 5⁰C for å unngå skade eller endringer på prøver (ISO, 2002b). Prøvemateriale burde også holdes kaldt og mørkt under transporten (ISO, 2002a). Dette ble ikke tatt hensyn til under transport og lagring av prøvematerialet som ble brukt i denne masteren. Prøvemateriale ble transportert i baksete på en bil og lagret på et laboratorium der temperaturen var langt over 5⁰C.

9.3.2 Kvalitetskontroll i forbindelse ved analyse

Ved preparering av prøvene ble det brukt rør, filter, sprøyter og måleflaske som var laget av plastikk og som var metallfrie, for å unngå mest mulig kontaminering av prøvematerialet. ICP-MS ble kontrollert ved at det ble kjørt tre referanseprøver, og to blankprøver for hver gang de dekomponerte støvprøvene ble analysert.

Referansemateriale som ble kjørt var Soil GBW-07408.

10 Konklusjon

Hovedfokuset i denne masteren var å undersøke metallinnholdet (av utvalgte metaller) i vaskevannet og i støvet fra vaskevannet etter vasking av strøsand og gatefei fra ulike mellomlager i Trondheim og fra hoveddeponiet på Tiller. Deretter diskutere eventuelle kilder til metallinnholdet som har blitt tilført sanden. I denne oppgaven ble det lagt størst vekt på resultatene fra strøsand, da det er disse resultatene Trondheim kommune hovedsakelig er interessert i.

10.1 Strøsand

Innholdet av jern og magnesium dominerte i støvet fra strøsanden. Innholdet av magnesium i støvet var innenfor tilstandsklasse (V) fra alle mellomlagrene og fra deponiet på Tiller. Blant tungmetallene var det innholdet av krom, nikkel, kobber og sink som dominerer i støvet. Videre ble det observert at innholdet av arsen, krom og mangan var innenfor tilstandsklasse (III) i støvet fra strøsanden ved ett eller flere mellomlager. Ellers var metallinnholdet innenfor tilstandsklasse (I) eller (II) i støvet til strøsanden fra alle mellomlagrene og fra deponiet på Tiller. Det er trolig at hovedkilden til metaller som blir tilført strøsanden er trafikken. Jern, magnesium og mangan blir brukt mye i forbindelse med stål, aluminium og som konstruksjonsmetall til støpning av bildeler. Det høye innholdet av krom, nikkel, kobber og sink i støvet fra strøsanden kan komme fra forbrenningsprodukter fra drivstoff, slitasje fra asfalt og bildekk, slitasje og korrosjon av materialer som krombelegg, maling, dekk og galvaniserte detaljer. Det høye arseninnholdet i støvet vil trolig komme fra maling eller trykkimpregnert tremateriale.

Det ble observert et høyt innhold av klor i vaskevannet til strøsand fra de ulike mellomlagrene. Hovedkilden til klor vil i hovedsak være salting med salt (NaCl) på vegene og tilsetningen av salt i strøsanden. Arsen og kobberinnholdet var innenfor tilstandsklasse (III) og (IV) i vaskevannet til strøsanden fra flere av mellomlagrene. Ellers var innholdet av de andre metallene innenfor tilstandsklasse (I) eller (II) i vaskevannet til strøsand fra de resterende mellomlagrene og fra deponiet på Tiller. Typiske kilder til arsen er nevnt over mens typiske kilder til kobber kan være trafikk og trykkimpregnert tremateriale.

Ved bruk av syretilsatt ionebyttervann fremfor rent ionebyttervann til vasking av strøsand økte innholdet av mangan i vaskevannet til alle mellomlagrene bortsett fra Tiller. Innholdet av innholdet av jern, arsen, vanadium og krom ble redusert i vaskevannet til strøsand fra alle mellomlagrene. For de resterende metallene ble det vist både økning og reduksjon av innholdet i vaskevannet til strøsand fra alle mellomlagrene.

10.2 Gatefei

Innholdet av jern og magnesium dominerte i støvet fra gatefei. Innholdet av magnesium i støvet var innenfor tilstandsklasse (V) fra alle mellomlagrene. Blant tungmetallene var det innholdet av krom nikkel, kobber og sink som dominerer i støvet. Det ble observert at innholdet av arsen var innenfor tilstandsklasse (IV) i støvet til gatefei fra Solbakken skole, og at manganinnholdet var innenfor tilstandsklasse (III) i støvet fra flere av mellomlagrene. Ellers var innholdet av de andre metallene innenfor tilstandsklasse (I) eller (II) i støvet fra bortimot alle mellomlagrene. Det er uvisst hvor gatefeien kommer fra og det kan derfor være vanskelig å si hva som er hovedkildene. Siden resultatene fra metallinnholdet i støvet fra gatefei viser nokså like trender som for metallinnholdet i støvet fra strøsand, vil det være en sannsynlighet for at mange av hovedkildene er de samme.

Innholdet av klor var også høyt i vaskevannet fra gatefei fra mange av mellomlagrene. Innholdet av arsen og kobber utmerket seg i vaskevannet fra gatefei, der innholdet vil være innenfor tilstandsklasse (III), (IV) eller (V) fra de fleste mellomlagrene. Innholdet av de andre metallene var innenfor tilstandsklasse (I) eller (II) i vaskevannet til gatefei fra bortimot alle mellomlagrene. Ved bruk av syretilsatt ionebyttervann fremfor rent ionebyttervann til vasking av gatefei ble innholdet av mangan redusert i vaskevannet fra alle mellomlagrene bortsett fra Solbakken skole. Innholdet av jern, arsen, vanadium, krom bly og kobber ble redusert i vaskevannet til gatefei fra alle mellomlagrene. For de resterende metallene ble det vist både økning og reduksjon av innholdet i vaskevannet til gatefei fra alle mellomlagrene.

Vurdering

Innholdet av magnesium, arsen, krom og mangan i støvet fra vaskevannet og innholdet av arsen og kobber i vaskevannet til deler av den brukte strøsand ble funnet til å være over tilstandsklasse (II). Det burde derfor tas en vurdering på hvordan vaskevannet og støvet fra vaskevannet skal behandles ved eventuell gjenbruk av strøsanden. Det må vurderes om gjenbruken av strøsanden vil være lønnsomt med hensyn på kostnader/utgifter ved rensing av vaskevann og behandling av støvet.

11 Forslag til videre arbeid

Denne masteren viser metallinnholdet (av utvalgte metaller) i vaskevannet og i støvet fra vaskevannet etter vasking av brukt strøsand fra ulike mellomlager i Trondheim og fra deponiet på Tiller. Innholdet av magnesium, arsen, krom og mangan i støvet,- og innholdet av arsen og kobber i vaskevannet til deler av den brukte strøsand er over tilstandsklasse (II). Det burde derfor gjøres en vurdering over hva som skal gjøres videre med støvet fra vaskevannet og vaskevannet til strøsanden.

Asfalt kan være en av kildene til metallene som blir tilført strøsanden mens den ligger på veiene. Hvilken type metaller som er i steinen asfalten er laget av, og om asfalten er ny eller gammel vil ha betydning for metaller som blir tilført strøsanden. Det kunne vært nyttig å undersøke hvordan ulike typer asfalt som blir brukt i Trondheim påvirker metallinnholdet i strøsanden.

I denne oppgaven ble strøsanden vasket med syretilsatt ionebyttervann der vaskevannet ble tilsatt salpetersyre (1 dråpe, 1M, HNO_3). pH- verdien på vaskevannet ble ikke målt. Derfor hadde det vært spennende å undersøke nøyere hvordan vaskevann med ulik pH påvirker metallinnholdet i vaskevannet til strøsand

12 Litteraturliste

- AAS-AUNE, S. & HUSE, A. 2003. Miljøgifter i produkter - data for 2002. 58 + vedlegg.
- ALLEN, H. E., HALL, R. H. & BRISBIN, T. D. 1980. Metal speciation. Effects on aquatic toxicity. *Environmental science & technology*, 14, 441-443.
- ALLOWAY, B. J. 2013. *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*, 3rd ed. Dordrecht, Springer Netherlands.
- AMUNDSEN, C. E. & ROSETH, R. 2004. Utslippsfaktorer fra veg til vann og jord i Norge: beregning og verifisering av utslippsfaktorer. Oslo: Utbyggingsavdelingen.
- AURSTAD, J. 2011. Lærebok Drift og vedlikehold av veger, rapport Nr. 53, statens vegvesen.
- BAKIRDERE, S. & YAMAN, M. 2008. Determination of lead, cadmium and copper in roadside soil and plants in Elazig, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 136, 401-410.
- BAKKE, T., BREEDVELD, G., KÄLLQVIST, T., OEN, A., EEK, E., RUUS, A., KIBSGAARD, A., HELLAND, A. & HYLLAND, K. 2008. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann- Revisjon av klassifisering av metaller og organsike miljøgifter i vann og sedimenter. Oslo.
- BALL, J. W. & NORDSTROM, D. K. 1998. Critical evaluation and selection of standard state thermodynamic properties for chromium metal and its aqueous ions, hydrolysis species, oxides, and hydroxides. *Journal of Chemical and Engineering Data*, 43, 895-918.
- BANCHUEN, T. 2002. Oxidation-Reduction (Redox) Reactions and Potentials, http://scholar.lib.vt.edu/theses/available/etd-01102003-162857/unrestricted/%2808%29Lit_Rev_2.pdf. Hentet 27.05.2014.
- BEKKEVOLD, S. 2013. *bil-karosseri* [Online]. Store norske leksikon. Available: <http://snl.no/bil%2Fkarosseri>. Hentet 08.05.2014.

- BELARDI, G., MEDICI, F. & PIGA, L. 2014. Influence of gaseous atmosphere during a thermal process for recovery of manganese and zinc from spent batteries. *Journal of Power Sources*, 248, 1290-1298.
- BERTHELSEN, B. O. 2010. Gjenbruk av strøsand-anbefalinger og krav basert på kornfordeling og innhold av miljøgifter. Trondheim kommune.
- BJERVAMOEN, S. G., BJØRK, T., B, ELGEN, M., GAUT, S., HAUAN, G., HERMAN, S., ILESTAD, I., JOHNSEN C, C., KNAPSTAD, H., NORDLØKKEN, M., STOECKERT, K., STOKKAN, T. & OTTESEN, R. T. 2006. *Spredning av miljøgifter fra tetteflater i Trondheim*, Trondheim, NGU.
- BRADSHAW, D. K. & THOMPSON, L. 2013. The Analysis of Water and Wastes by U.S. EPA Method 200.7 Using the Optima 8300 ICP OES and prepFAST Auto-Dilution/ Calibration System.
http://www.perkinelmer.com/cmsresources/images/44-153346app_optima-8300-prepfast-us-epa-200.pdf. Hentet 27.05.2014.
- CHEN, J. P. 2012. *Decontamination of heavy metals: processes, mechanisms, and applications*, Boca Raton, Fla., CRC Press.
- CHRISTENSEN, E. R., SCHERFIG, J. & KOIDE, M. 1978. METALS FROM URBAN RUNOFF IN DATED SEDIMENTS OF A VERY SHALLOW ESTUARY. *Environmental Science & Technology*, 12, 1168-1173.
- EUROPEAN VIRTUAL INSTITUTE FOR SPECIATION ANALYSIS (EVISA). 2010. *Milestone S.r.l. - UltraClave Microwave Autoclave, Instruments Database*: [Online]. European Virtual Institute for Speciation Analysis (EVISA). Available: <http://www.speciation.net/Database/Instruments/Milestone-Srl/UltraClave-Microwave-Autoclave-;i453>. Hentet 12.03.2014.
- FLEM, B. 2009. Geologi for samfundet. Analyserapport 2009.0156. NGU, norges geologiske undersøkelse.
- FOLKEHELSEINSTITUTTET. 2012a. *Byluft, vegstøv og helse* [Online]. Available: <http://www.fhi.no/artikler/?id=87826>. Hentet 02.05.2014 [Accessed 20 januar 2011].
- FOLKEHELSEINSTITUTTET. 2012b. *Piggdekkstøv kan forårsake helseskade* [Online]. Available: <http://www.fhi.no/artikler/?id=61106>. Hentet 02.05.2014 [Accessed 21 november 2006].

- GERMAN, J. & SVENSSON, G. 2002. Metal content and particle size distribution of street sediments and street sweeping waste. 45.
- GRYTESELV, D. 2013. Opplæring i vinterdrift for operatører, Driftskostnader med oppstart 2013. rapportnr. 229. Statens vegvesen.
- HANSEN, H. J. & DANIELSBERG, A. Tilstandsklasser for forurenset grunn. Oslo.
- HANSEN, H. J. & DANIELSBERG, A. 2009. Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn. Oslo.
- HARALDSEN, H. 2009. *Metaller* [Online]. Store norske leksikon. Available: <http://snl.no/metaller>. Hentet 02.05.2014.
- HARALDSEN, H., KOFSTAD, P. K. & PEDERSEN, B. 2012. *jern* [Online]. Store norske leksikon. Available: <http://snl.no/jern>. Hentet 08.05.2013.
- HARRISON, R. M., LAXEN, D. P. H. & WILSON, S. J. 1981. CHEMICAL ASSOCIATIONS OF LEAD, CADMIUM, COPPER, AND ZINC IN STREET DUSTS AND ROADSIDE SOILS. *Environmental Science & Technology*, 15, 1378-1383.
- HOSIOKANGAS, J., RUUSKANEN, J. & PEKKANEN, J. 1999. Effects of soil dust episodes and mixed fuel sources on source apportionment of PM10 particles in Kuopio, Finland. *Atmospheric Environment*, 33, 3821-3829.
- ISO 2002a. Soil quality -- Sampling -- Part 1: Guidance on the design of sampling programmes International standard.
- ISO 2002b. Soil quality -- Sampling -- Part 2: Guidance on sampling techniques. International standard.
- JARTUN, M., OTTESEN, R. T. & VOLDEN, T. 2002. Jordforurensning i Tromsø. Trondheim: NGU 2002.041.
- JARTUN, M., VOLDEN, T. & ALEXANDER, J. 2006. Jordforurensning i Odda. Trondheim: NGU 2006.023.
- JARTUN, M., VOLDEN, T. & OTTESEN, R. T. 2005. Spredning av miljøgifter fra tette flater i Bergen. Trondheim: NGU 2005.051.
- JØRGENSEN, T. 2007. *Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i veg - gjenbruksasfalt*, Oslo, Teknologiavdelingen.
- KETZEL, M., OMSTEDT, G., JOHANSSON, C., DURING, I., POHJOLAR, M., OETTL, D., GIDHAGEN, L., WAHLIN, P., LOHMEYER, A., HAAKANA, M. & BERKOWICZ, R. 2007. Estimation and validation of PM2.5/PM10 exhaust and non-

- exhaust emission factors for practical street pollution modelling. *Atmospheric Environment*, 41, 9370-9385.
- KNUDSEN, F., LINDSTRÖM, P., KUUSELA, R., DURHUUS, F., PALSSON, E., NONSTAD, B. & REITAN, K. M. 2012. Vintertjeneste i de Nordiske land. Rapport nr. 3/2011. Statusrapport 2012.
- KOFSTAD, P. K. 2009. *Mangan* [Online]. Store norske leksikon. Available: <http://snl.no/mangan>. Hentet 02.05.2014.
- KOFSTAD, P. K. & PEDERSEN, B. 2009a. *Magnesium* [Online]. Store norske leksikon. Available: <http://snl.no/magnesium>. Hentet: 18.03.2014.
- KOFSTAD, P. K. & PEDERSEN, B. 2009b. *Vanadium* [Online]. Store norske leksikon. Available: <http://snl.no/vanadium>. Hentet 02.05.2014.
- KOFSTAD, P. K. & PEDERSEN, B. 2012. *Brom* [Online]. Store norske leksikon. Available: <http://snl.no/brom>. Hentet 02.05.2014.
- KUPIAINEN, K., TERVAHATTU, H. & RÄISÄNEN, M. 2003. Experimental studies about the impact of traction sand on urban road dust composition. *Science of The Total Environment*, 308, 175-184.
- KUPIAINEN, K. J. & PIRJOLA, L. 2011. Vehicle non-exhaust emissions from the tyre-road interface - effect of stud properties, traction sanding and resuspension. *Atmospheric Environment*, 45, 4141-4146.
- KUPIAINEN, K. J., TERVAHATTU, H., RAISANEN, M., MAKELA, T., AURELA, M. & HILLAMO, R. 2005. Size and composition of airborne particles from pavement wear, tires, and traction sanding. *Environmental Science & Technology*, 39, 699-706.
- LANDIS, W. G. & YU, M.-H. 1999. *Introduction to environmental toxicology: impacts of chemicals upon ecological systems*, Boca Raton, Fla., Lewis Publishers.
- LOVDATA. 2003. *Forskrift om gjødselvarer mv. av organsik opphav*. [Online]. Landbruks- og matdepartement, Klima og miljødepartement, Helse og Omsorgsdepartementet. Available: <http://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2003-07-04-951?q=Forskrift+om+gj%C3%B8dselvarer+mv.+av - KAPITTEL 3-1>. Hentet 25.05.2014.

- MAHBUB, P., AYOKO, G. A., GOONETILLEKE, A., EGODAWATTA, P. & KOKOT, S. 2010. Impacts of Traffic and Rainfall Characteristics on Heavy Metals Build-up and Wash-off from Urban Roads. *Environmental Science & Technology*, 44, 8904-8910.
- MANAHAN, S. E. 2010. *Environmental chemistry*, Boca Raton, Fla., CRC Press.
- MARTIN, S. T. 2005. Precipitation and dissolution of iron and manganese oxides. *Environmental Catalysis*, 61-81.
- MIKKELSEN, Ø. 2011. ICP-MS forelesning. Trondheim: Mikkelsen ved NTNU.
- MIKKELSEN, Ø. 2013. ICP-MS forelesning. Trondheim: Mikkelsen ved NTNU.
- MILESTONE 2008. UltraCLAVE, The Next Generation Microwave Digestion System. Milestone. <http://www.milestonesci.com/files/UC-Brochure.pdf>. Hentet 27.05.2014.
- MILESTONE PRODUCTIVITY TOOLS. 2014a. *Microwave Digestion* [Online]. Milestone. Available: <http://www.milestonesci.com/products/microwave-digestion.html>. Hentet 27.05.2014.
- MILESTONE PRODUCTIVITY TOOLS. 2014b. *Summary-Benefits of SRC Technology* [Online]. Milestone Available: <http://www.milestonesci.com/ultraclave.html/src-summary.html>. Hentet 27.05.2014.
- MILESTONE PRODUCTIVITY TOOLS. 2014c. *UltraCLAVE overview* [Online]. Milestone. Available: <http://www.milestonesci.com/ultraclave.html>. Hentet 27.05.2014.
- MOSTAD, A. *Magnesium* [Online]. Oslo: UiO: Kjemisk institutt, Det matematisk-naturvitenskapelige fakultet. Available: <http://www.mn.uio.no/kjemi/tjenester/kunnskap/periodesystemet/vis.php?e=Mg&vis=alt>. Hentet: 18.03.2013.
- NEBRASKA, O. 2014. *PrepFAST, The Evolution of Automation* [Online]. Elemental Scientific. Available: <http://www.icpms.com/products/prepFAST.php>. Hentet 12.03.2014.
- NGU. 2005. *Mineralene* [Online]. NGU, Norges geologiske undersøkelse. Available: <http://www.ngu.no/mineralforekomster/bjerkreim-sokndal/norsk/2-Mineralene.html>. Hentet 02.05.2014.

- NILSEN, O. *Mangan fra periodesystemet Kjemisk Institutt, Universitet i Oslo* [Online]. UiO: Kjemisk institutt, Det matematisk-naturvitenskapelige fakultet. Available: <http://www.mn.uio.no/kjemi/tjenester/kunnskap/periodesystemet/vis.php?e=Mn&vis=alt>. Hentet 03.03.2014.
- NS-ISO 2006. Jordkvalitet - Prøvetaking - Del 5: Veiledning for fremgangsmåte for undersøkelse av grunnforurensning på urbane og industrielle lokaliteter. Norsk standard.
- OTTESEN, R. T., ALEXANDER, J., TORE, J., RYTTER, E. & ANDERSSON, M. 2007. Forslag til tilstandsklasser for jord. NGU 2007.019.
- OTTESEN, R. T. & LANGEDAL, M. 2006. Byjord: en giftig historie. Trondheim: Norges geologiske undersøkelse.
- OTTESEN, R. T. & VOLDEN, T. 1999. Jordforurensning i Bergen. NGU 99.022. Trondheim: NGU
- PEDERSEN, B. Hentet 2014. *Vanadium fra periodesystemet Kjemisk Institutt, universitetet i Oslo- Kjemisk institutt* [Online]. UiO: kjemisk institutt, Det matematisk- naturvitenskapelige fakultet. Available: <http://www.mn.uio.no/kjemi/tjenester/kunnskap/periodesystemet/vis.php?e=V&vis=alt>. Hentet 03.03.2014.
- PEDERSEN, B. & KOFSTAD, P. K. 2013. *Klor* [Online]. Store norske leksikon. Available: <http://snl.no/klor>. Hentet 02.05.2014.
- RASMUSSEN, G. 2003. *Overvann fra veier og urbane områder: en oversikt over sammensetning og erfaringer med naturbaserte rens tiltak*, Ås: Jordforsk.
- RESEN-FELLIE, O. P. & DAHLEN, J. 2003. Temahefte til Håndbok 111, Standard for drift og vedlikehold. Intern rapport nr.2337. Statens vegvesen Vegdirektoratet. Oslo.
- SHI, G. T., CHEN, Z. L., XU, S. Y., ZHANG, J., WANG, L., BI, C. J. & TENG, J. Y. 2008. Potentially toxic metal contamination of urban soils and roadside dust in Shanghai, China. *Environmental Pollution*, 156, 251-260.
- SKOOG, D. A., WEST, D. M., HOLLER, F. J. & CROUCH, S. R. 2004. *Fundamentals of Analytical Chemistry*, 8th ed. USA: Brooks/Cole.
- STORE NORSKE LEKSIKON. 2009. *Tungmetaller* [Online]. Available: <http://snl.no/tungmetaller>. Hentet 02.05.2014.

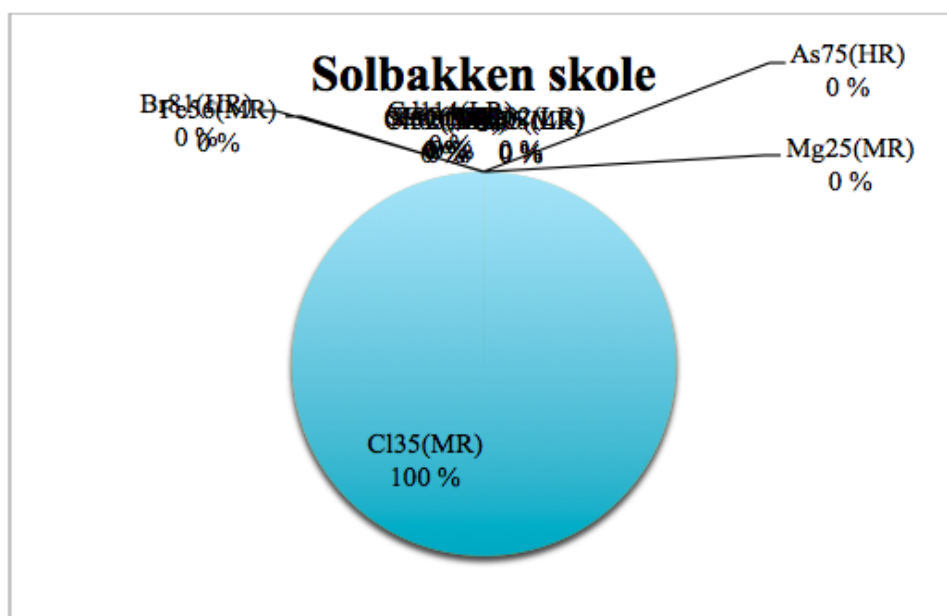
- STUMM, W. & MORGAN, J. J. 2012. *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*, 3rd ed. Hoboken, Wiley.
- STØLEN, S. *Brom fra periodesystemet Kjemisk Institutt, Universitetet i Oslo-Kjemisk institutt* [Online]. UiO: Kjemisk institutt Det matematisk-naturvitenskapelige fakultet. Available: <http://www.mn.uio.no/kjemi/tjenester/kunnskap/periodesystemet/vis.php?e=Br&vis=alt>. Hentet 03.03.2014.
- STØVER, L. 2013. Miljøteknisk kartlegging gatefei datarapport. Trondheim.
- SVEIN, S. *Klor fra periodesystemet Kjemisk Institutt, Universitetet i Oslo - Kjemisk Institutt* [Online]. UiO: kjemisk institutt, Det matematisk-naturvitenskapelige fakultet. Available: <http://www.mn.uio.no/kjemi/tjenester/kunnskap/periodesystemet/vis.php?e=Cl&vis=alt>. Hentet 03.03.2014.
- TERVAHATTU, H., KUPIAINEN, K. J., RAISANEN, M., MAKELA, T. & HILLAMO, R. 2006. Generation of urban road dust from anti-skid and asphalt concrete aggregates. *Journal of Hazardous Materials*, 132, 39-46.
- TRONDHEIM KOMMUNE 2014. Ladehammeren renseanlegg, Rent vann i Trondheimsfjorden, Ladehammeren renseanlegg er et kjemisk primærfellingsanlegg som behandler avløpsvann fra østre deler av Trondheim. <http://www.trondheim.kommune.no/content/1117716573/Ladehammeren-avlopsrenseanlegg>. Hentet 27.05.2014 kommune.
- VAA, T. & SAKSHAUG, K. 2007. Salting av vegger En kunnskapsoversikt. Rapport Nr. 2493. Oslo: SINTEF.
- VANLOON, G. W. & DUFFY, S. J. 2011. *Environmental chemistry: a global perspective*, Oxford, Oxford University Press.
- VIKLANDER, M. 1998. Particle size distribution and metal content in street sediments. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 124, 761-766.
- WESTERLUND, C. & VIKLANDER, M. 2006. Particles and associated metals in road runoff during snowmelt and rainfall. *Science of the Total Environment*, 362, 143-156.
- WIBETOE, G. 2009. *ICP* [Online]. Store norske leksikon. Available: <http://snl.no/ICP>. Hentet 02.05.2014.

- WORLEY, J. & KVECH, S. 2000. *ICP-MS* [Online]. Available:
<http://www.webapps.cce.vt.edu/ewr/environmental/teach/smprimer/icpms/icpms.htm> - Introduction. Hentet 25.03.2013.
- YAN, X. D., ZHANG, F., GAO, D., ZENG, C., XIANG, W. & ZHANG, M. 2013.
Accumulations of Heavy Metals in Roadside Soils Close to Zhaling, Eling and Nam Co Lakes in the Tibetan Plateau. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 10, 2384-2400.
- YASSOGLU, N., KOSMAS, C., ASIMAKOPOULOS, J. & KALLIANOU, C. 1987.
HEAVY-METAL CONTAMINATION OF ROADSIDE SOILS IN THE GREATER ATHENS AREA. *Environmental Pollution*, 47, 293-304.
- ØKLAND, T.-E. 2005. *Kostholdsråd i norske havner og fjorder: en gjennomgang av kostholdsråd i norske havner og fjorder fra 1960-tallet til i dag*, Brumunddal, Mattilsynet.

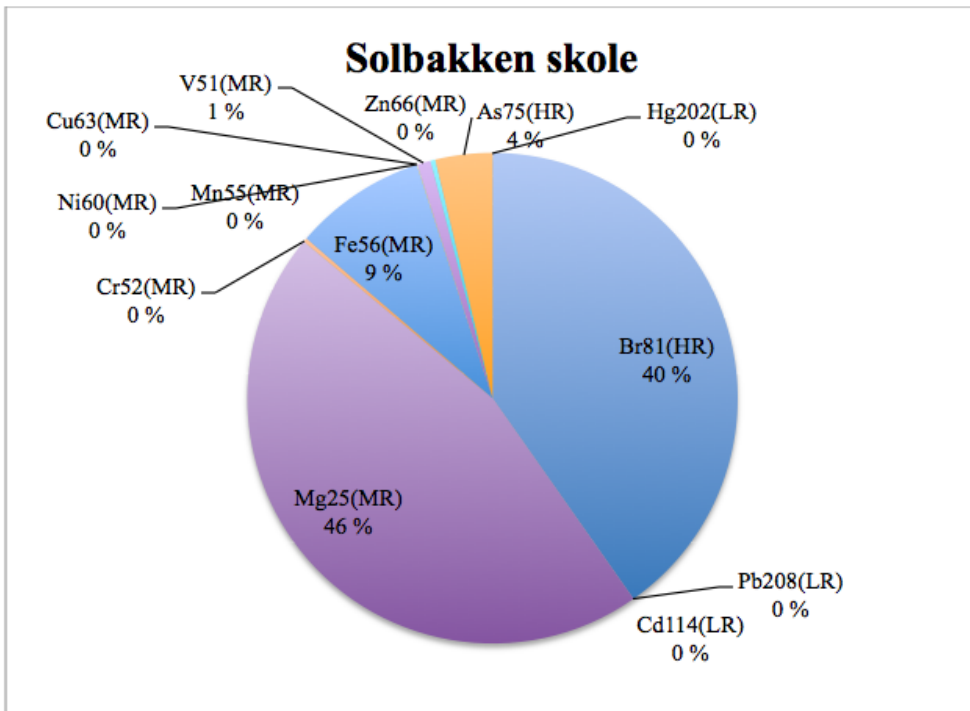
Vedlegg A: Prosentvis innhold av utvalgte metallene i vaskevannet til strøsanden

Sektordiagrammer som viser den prosentvise metallfordelingen av utvalgte metaller i vaskevannet til strøsand fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller. De utvalgte metallene er: Magnesium jern, mangan vanadium, klor, brom arsen, bly, kadmium, kvikksløv, kobber sink, krom, nikkel.

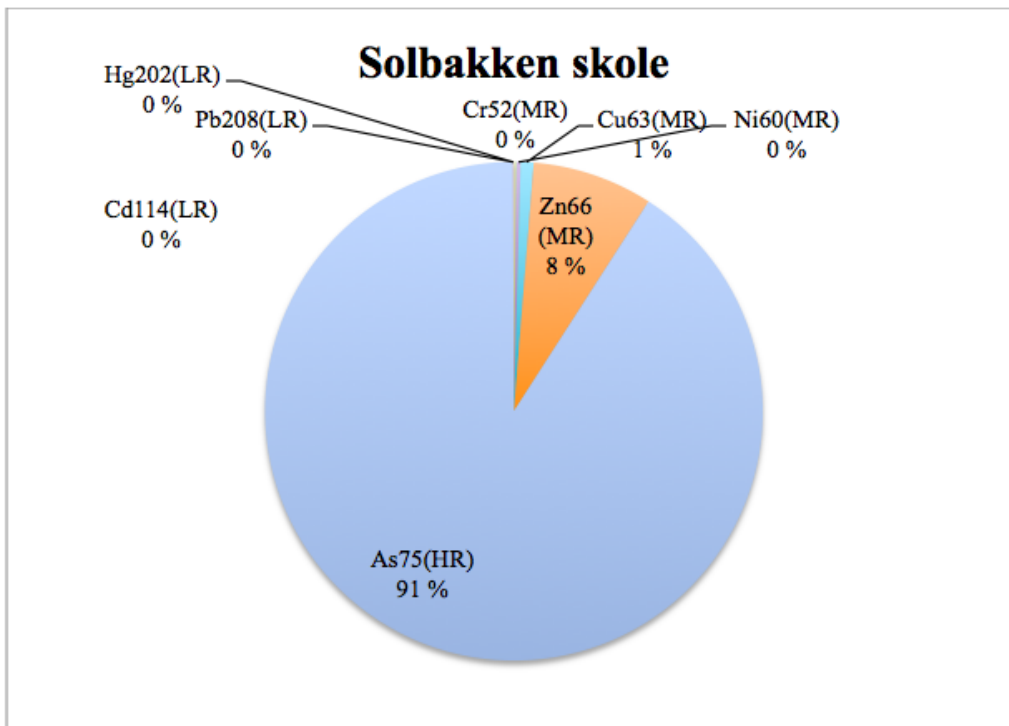
Solbakken skole



Figur 1: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i vaskevannet til strøsanden fra Solbakken skole.

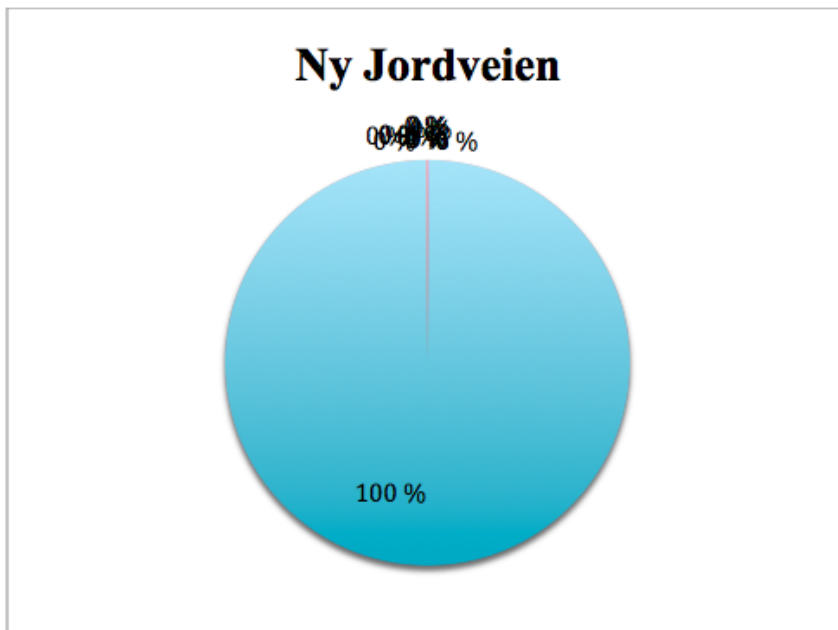


Figur 2: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene (minus klor) i vaskevannet til strøsanden fra Solbakken skole.

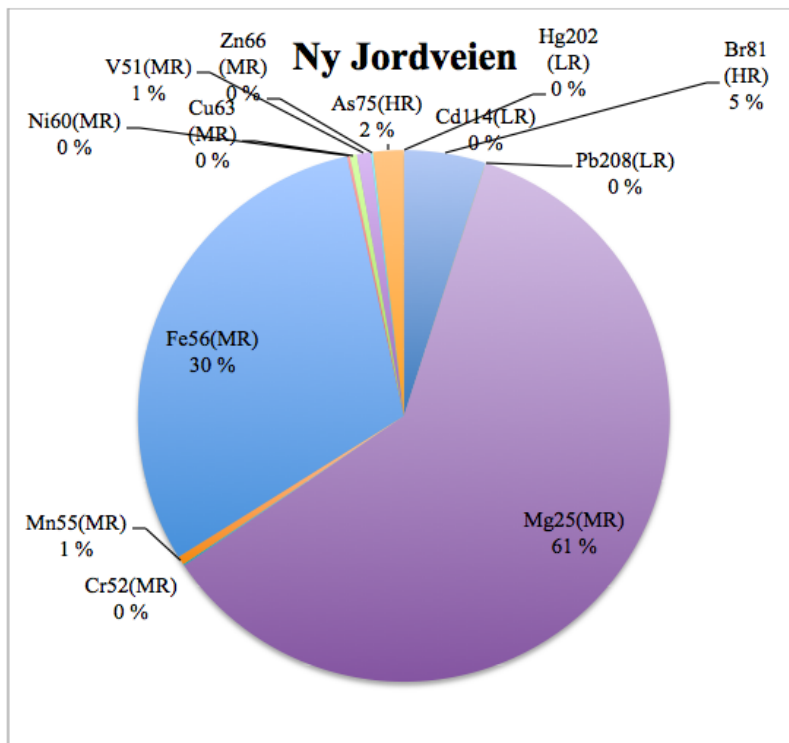


Figur 3: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i vaskevannet til strøsanden fra Solbakken skole.

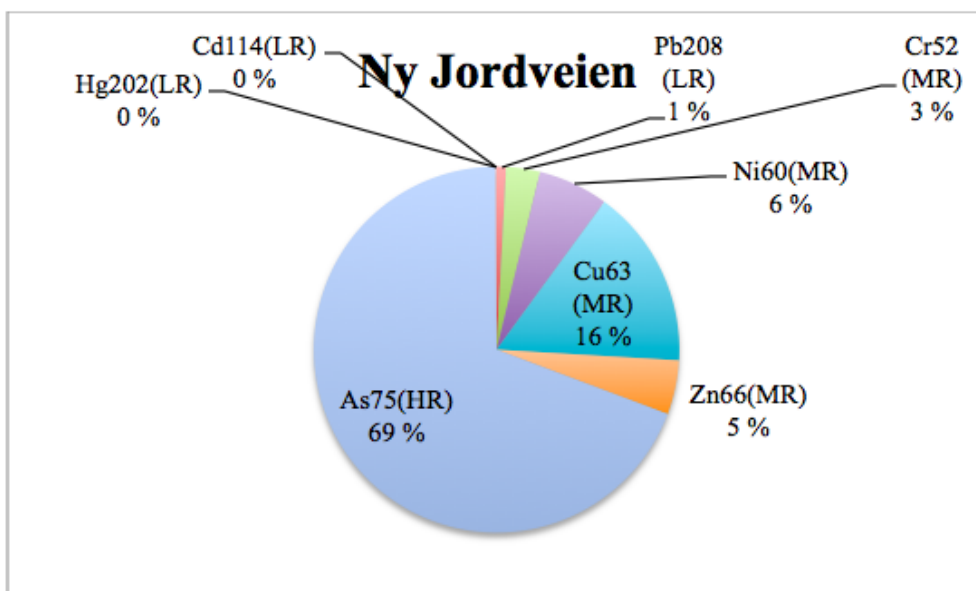
Ny Jordveien



Figur 4: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i vaskevannet til strøsanden fra Ny Jordveien.

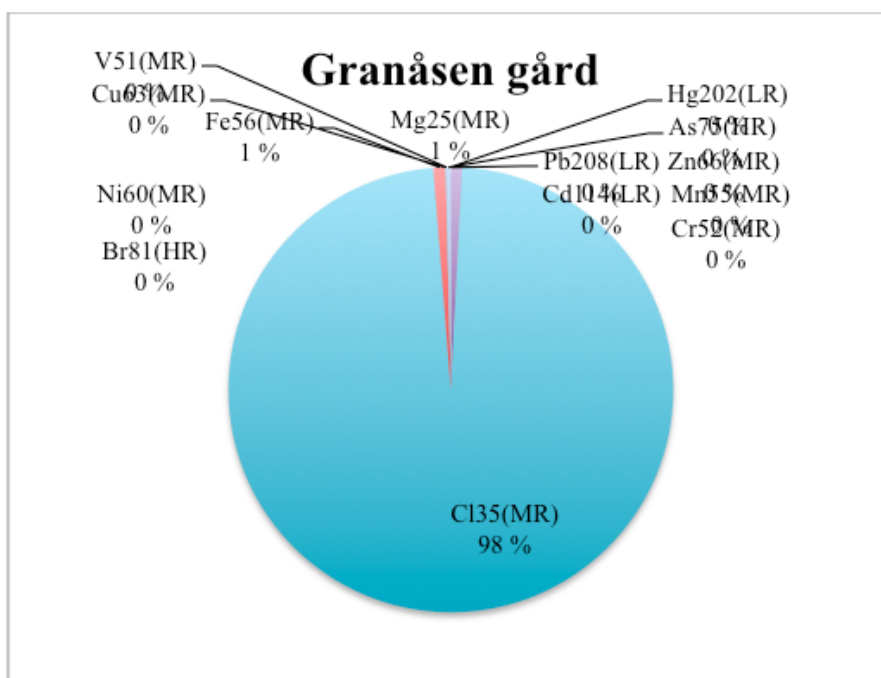


Figur 5: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene (minus klor) i vaskevannet til strøsanden fra Ny Jordveien

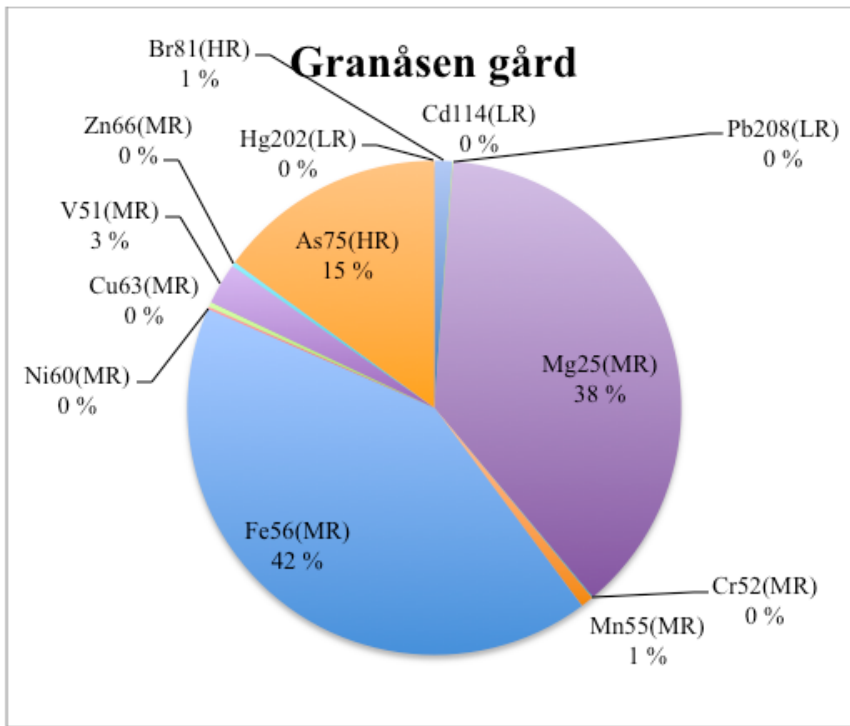


Figur 6: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i vaskevannet til strøsand fra Ny Jordveien.

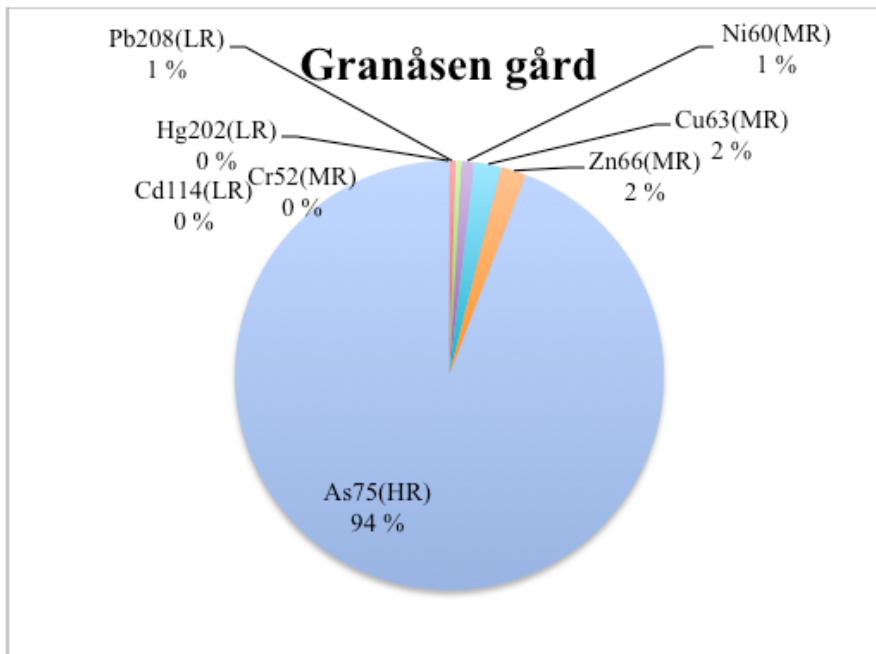
Granåsen gård



Figur 7: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i vaskevannet til strøsand fra Granåsen gård.

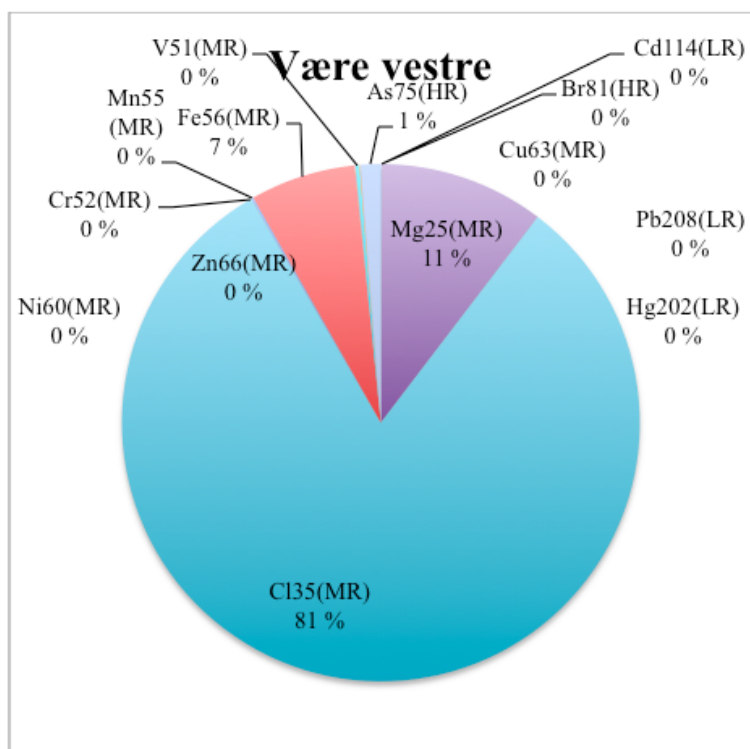


Figur 8: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene (minus klor) i vaskevannet til strøsanden fra Granåsen gård.

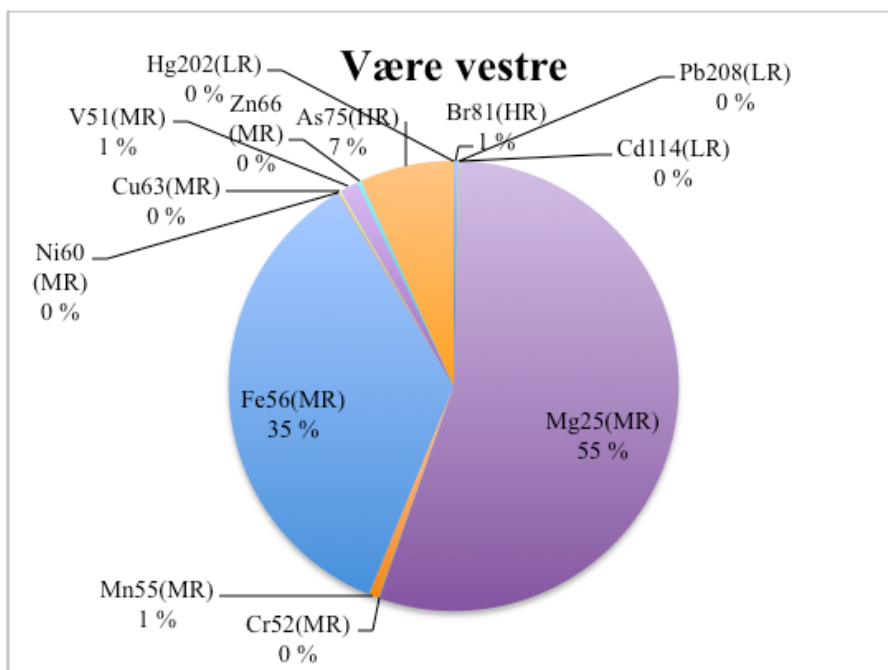


Figur 9: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i vaskevannet til strøsanden fra Granåsen gård.

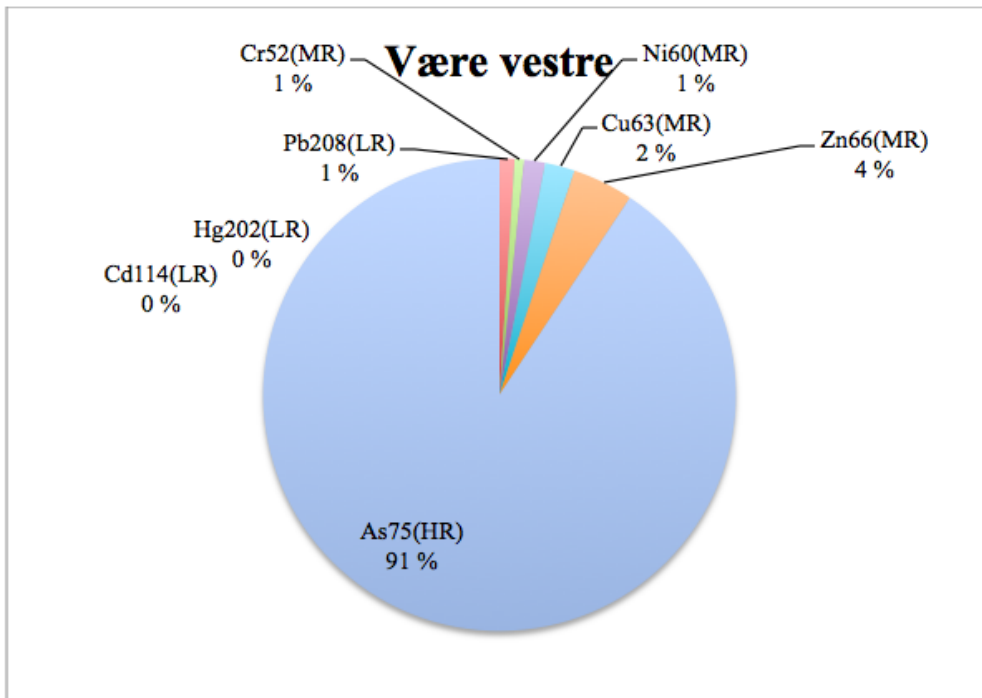
Være vestre



Figur 10: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i vaskevannet til strøsanden fra Være vestre.

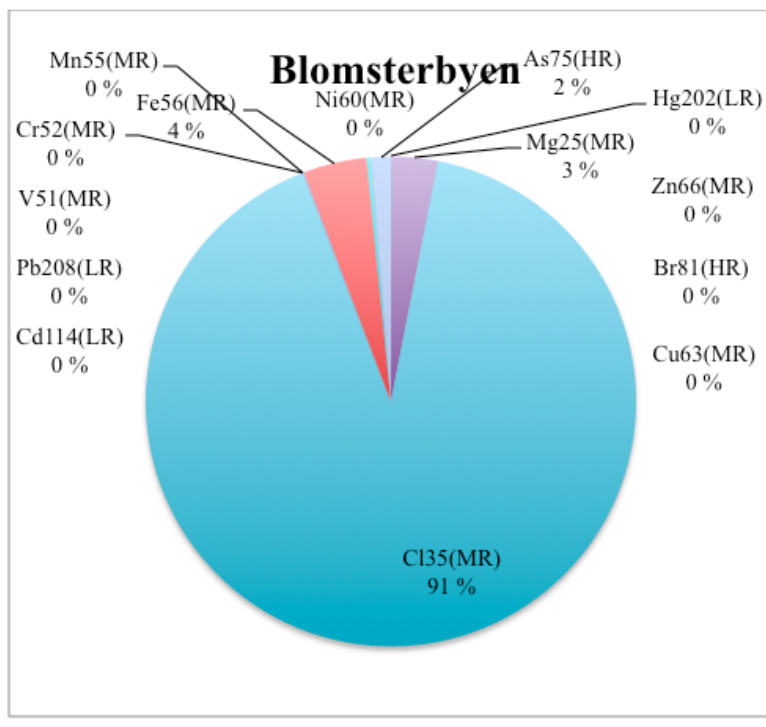


Figur 11: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene (minus klor) i vaskevannet til strøsanden fra Være vestre.

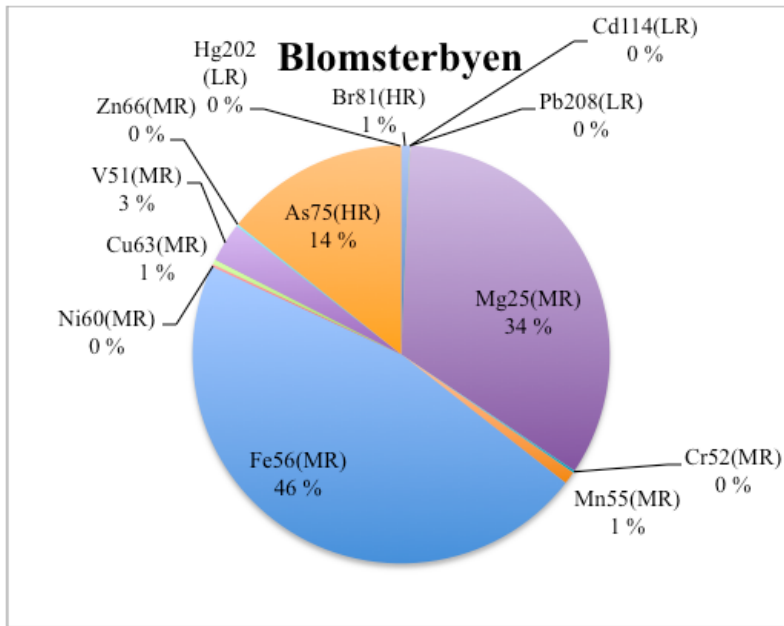


Figur 12: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i vaskevannet til strøsanden fra Være vestre.

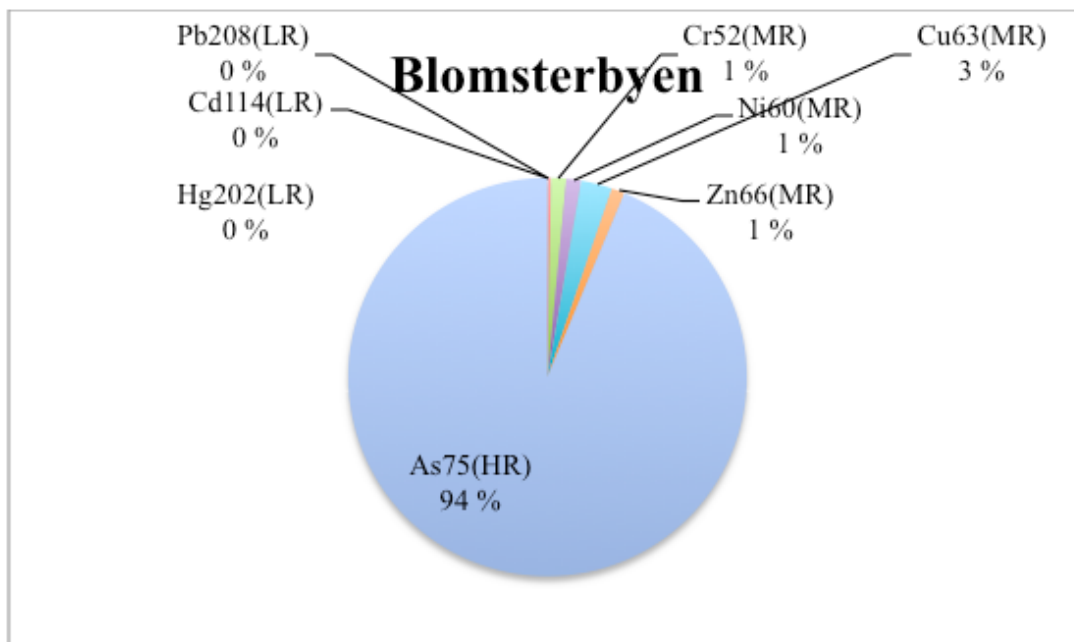
Blomsterbyen



Figur 13: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i vaskevannet til strøsanden fra Blomsterbyen.

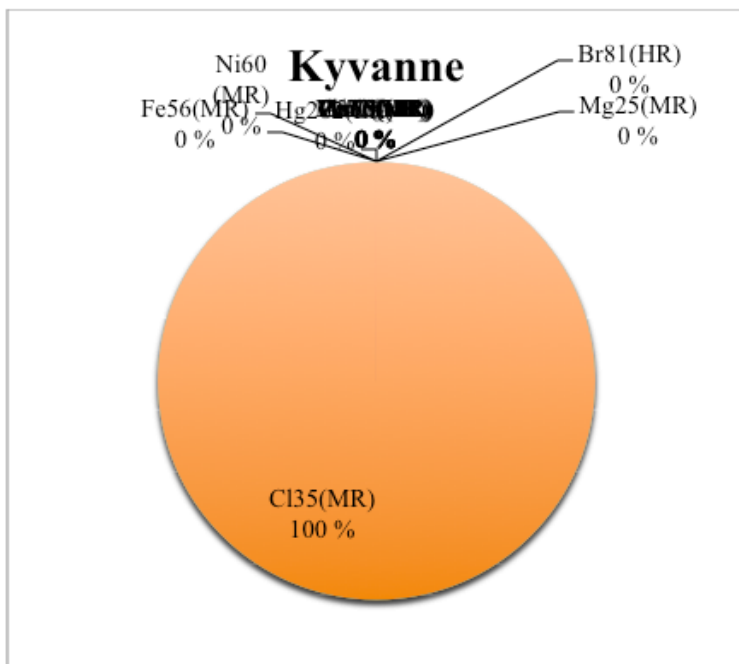


Figur 14: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene (minus klor) i vaskevannet til strøsanden fra Blomsterbyen.

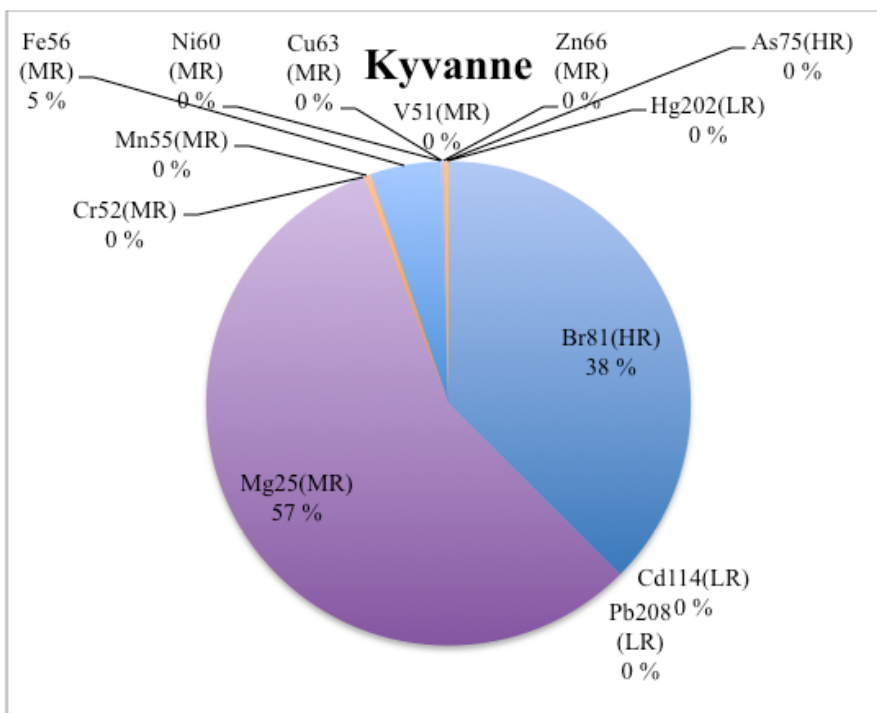


Figur 15: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i vaskevannet til strøsanden fra Blomsterbyen.

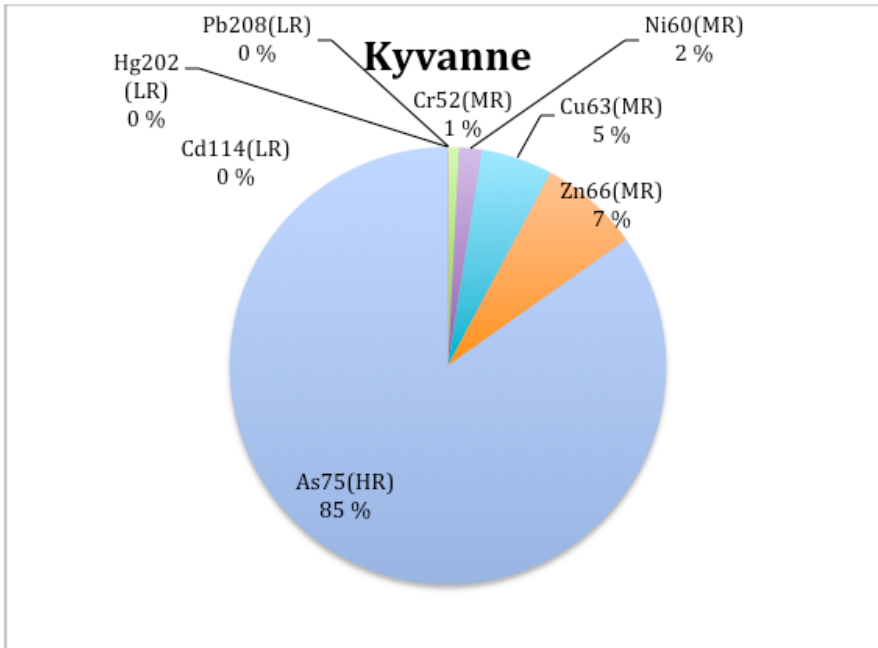
Kyvannet



Figur 16: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i vaskevannet til strøsanden fra Kyvannet.

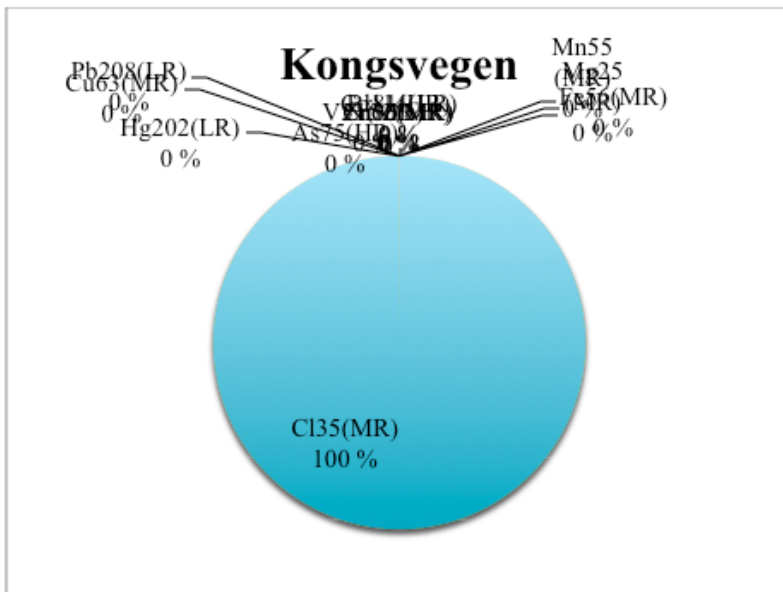


Figur 17: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene (minus klor) i vaskevannet til strøsanden fra Kyvannet.

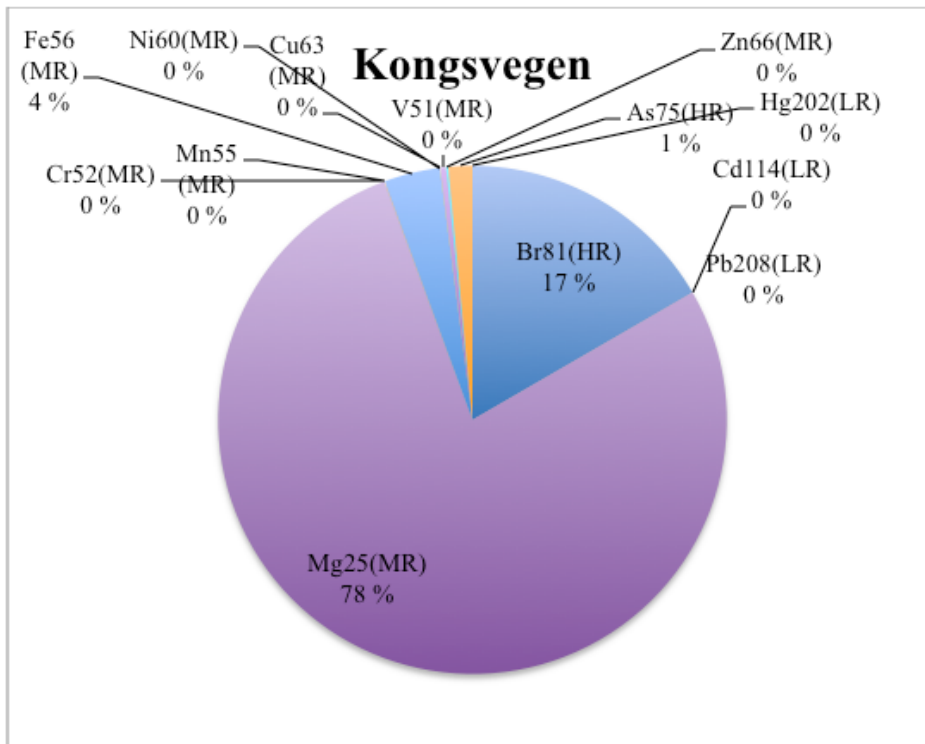


Figur 18: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i vaskevannet til strøsanden fra Kyvanne.

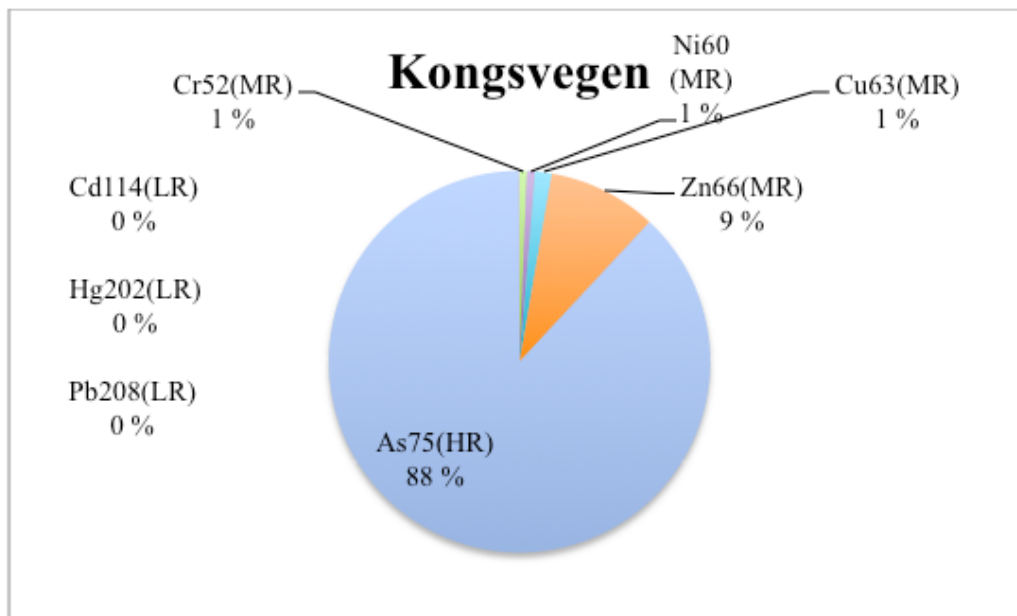
Kongsvegen



Figur 19: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i vaskevannet til strøsanden fra Kongsvegen.

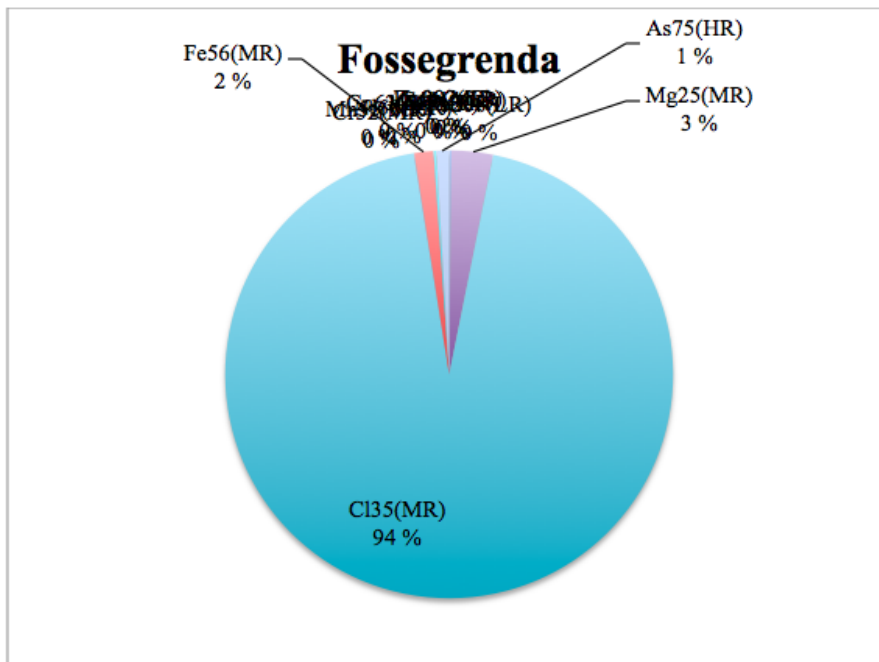


Figur 20: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene (minus klor) i vaskevannet til strøsanden fra Kongsvegen.

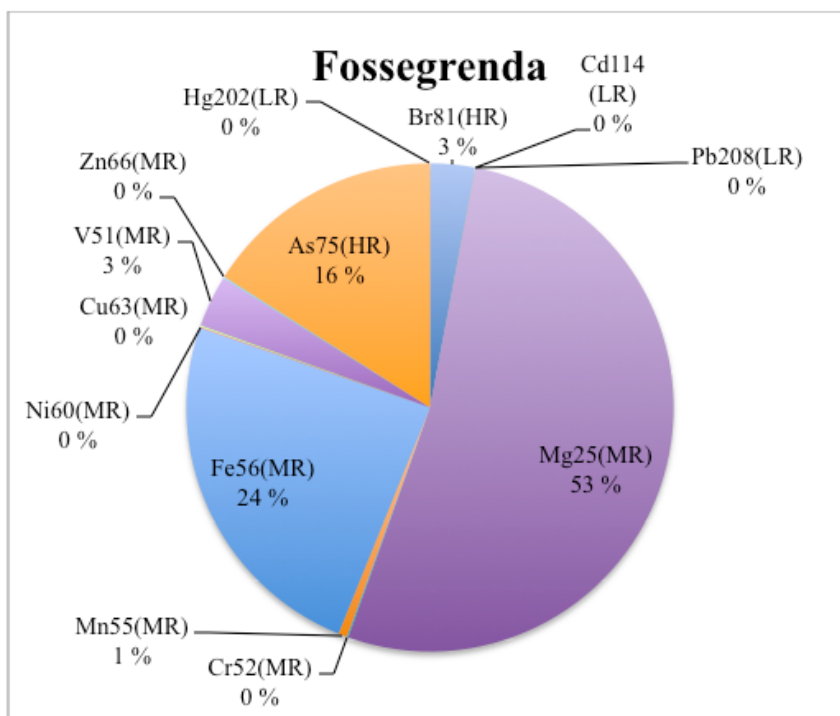


Figur 21: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i vaskevannet til strøsanden fra Kongsvegen.

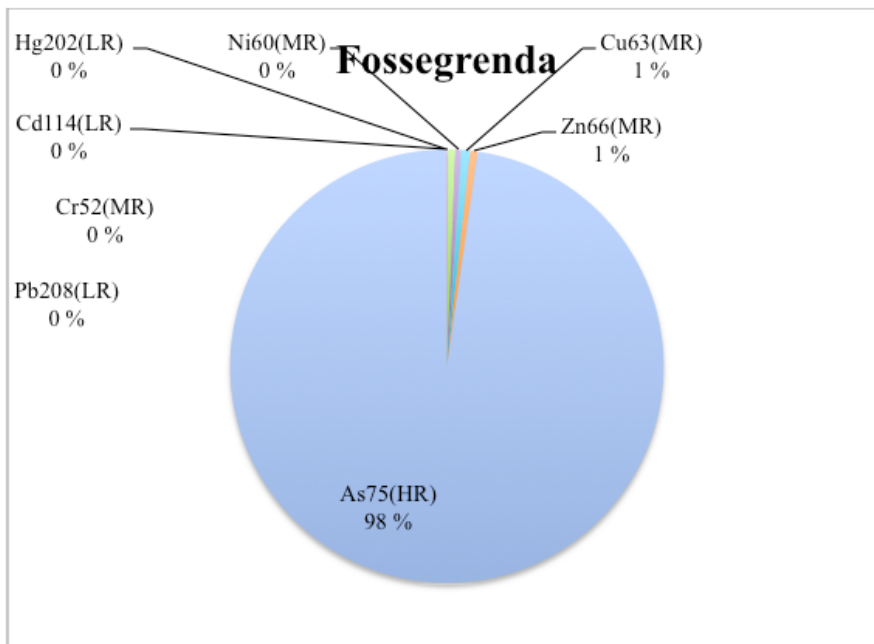
Fossegrenda



Figur 22: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i vaskevannet til strøsanden fra Fossegrenda.

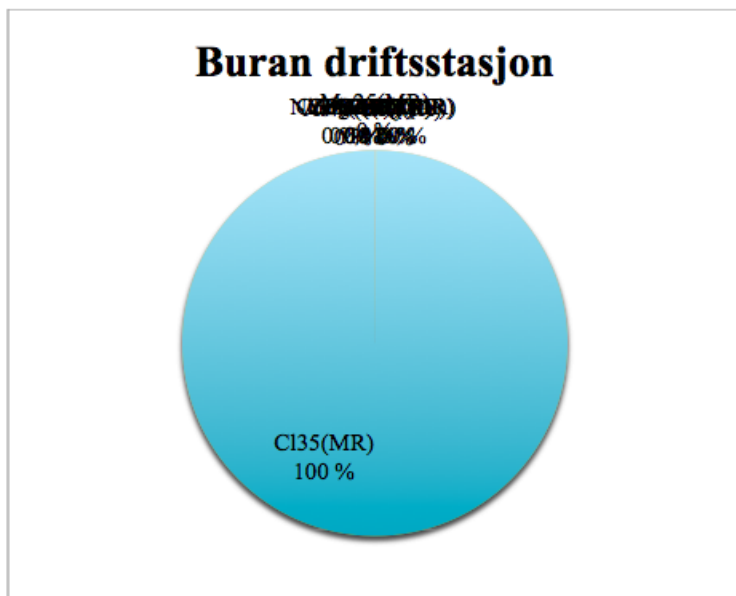


Figur 23: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene (minus klor) i vaskevannet til strøsanden fra Fossegrenda.

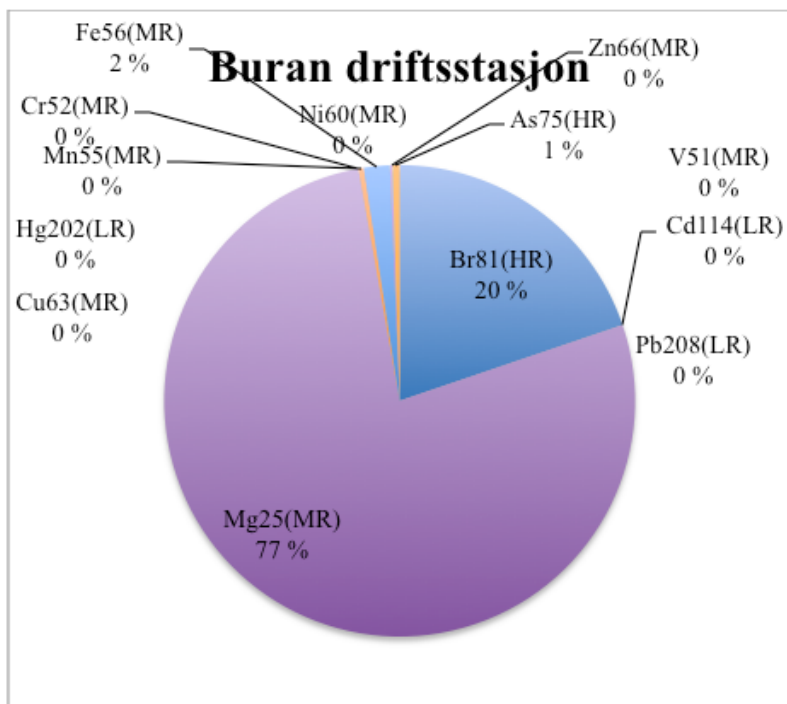


Figur 24: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i vaskevannet til strøsanden fra Fossegrenda.

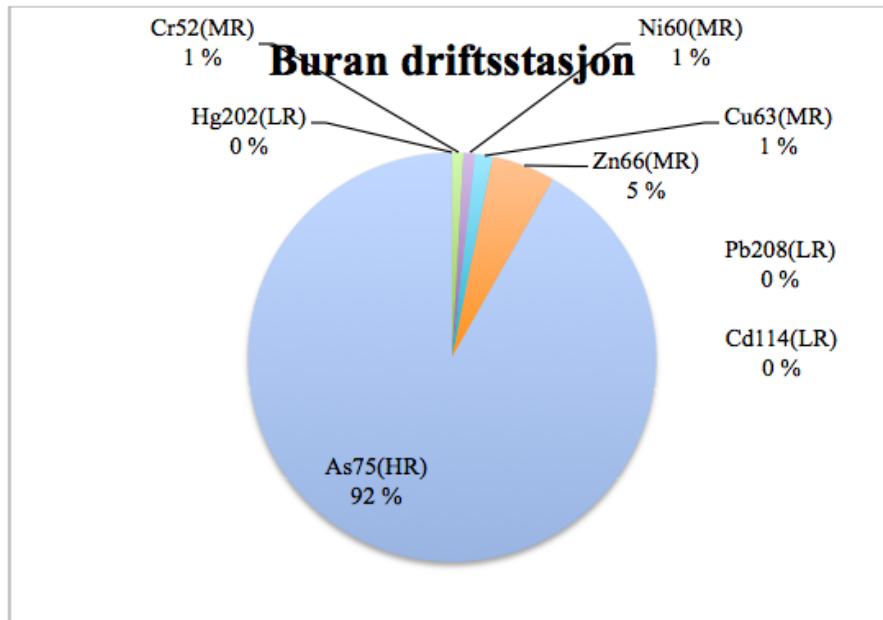
Buran driftsstasjon



Figur 25: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i vaskevannet til strøsanden fra Buran driftsstasjon.

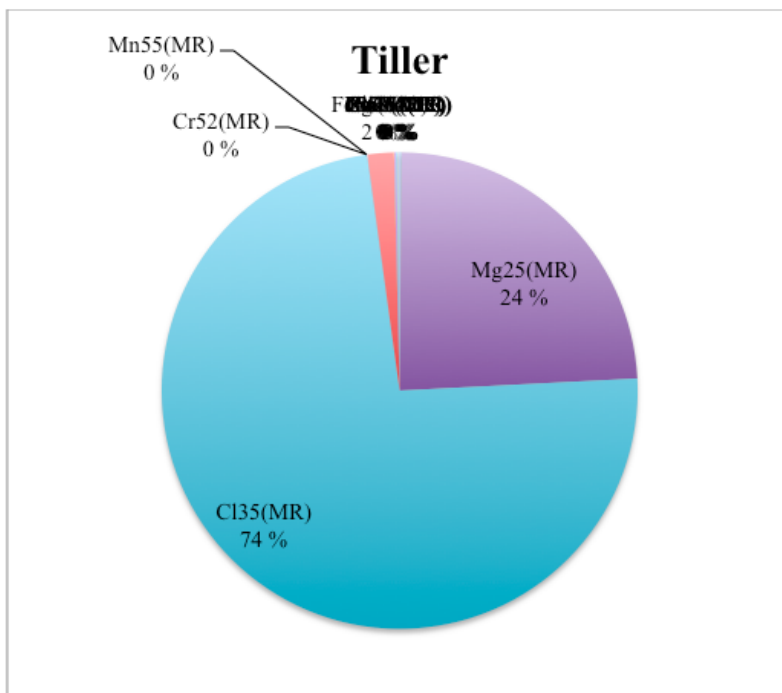


Figur 26: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene (minus klor) i vaskevannet til strøsanden fra Buran driftsstasjon.

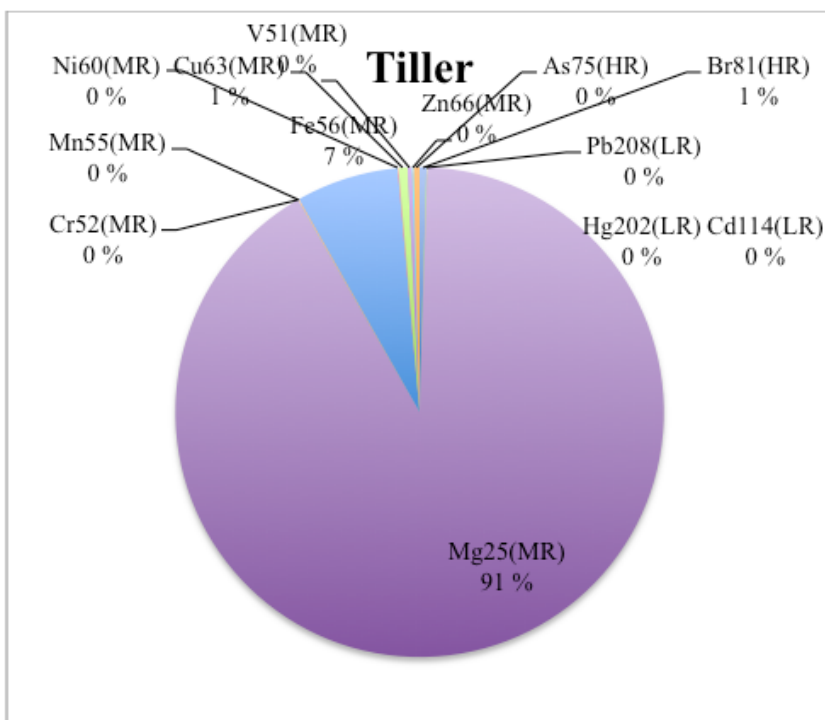


Figur 27: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i vaskevannet til strøsanden fra Buran driftsstasjon.

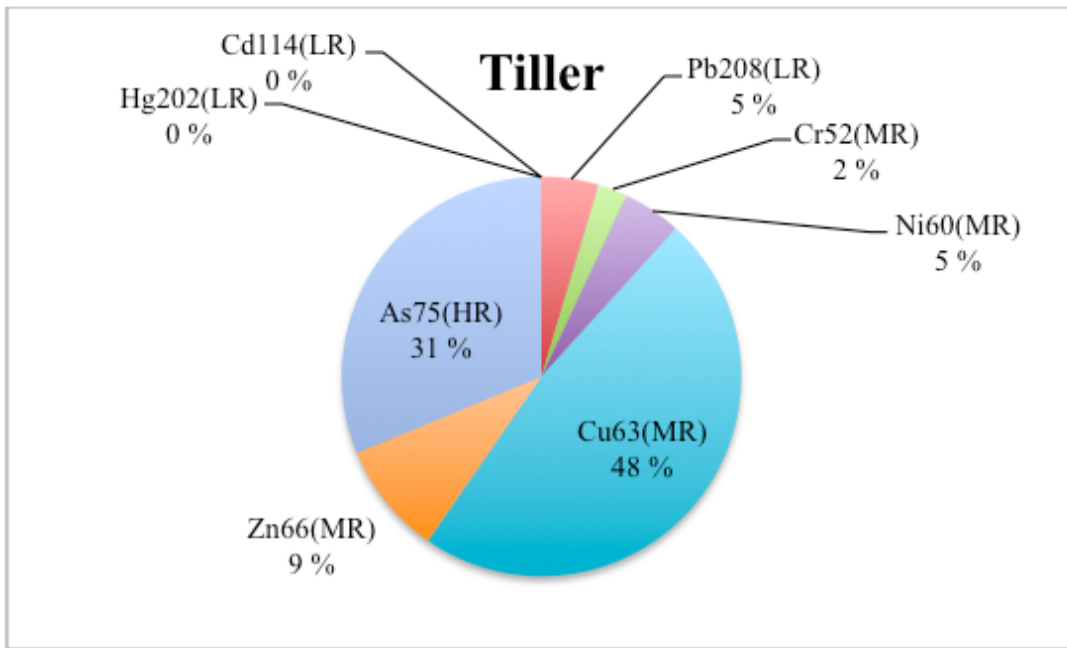
Tiller



Figur 28: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i vaskevannet til strøsanden fra deponiet på Tiller.



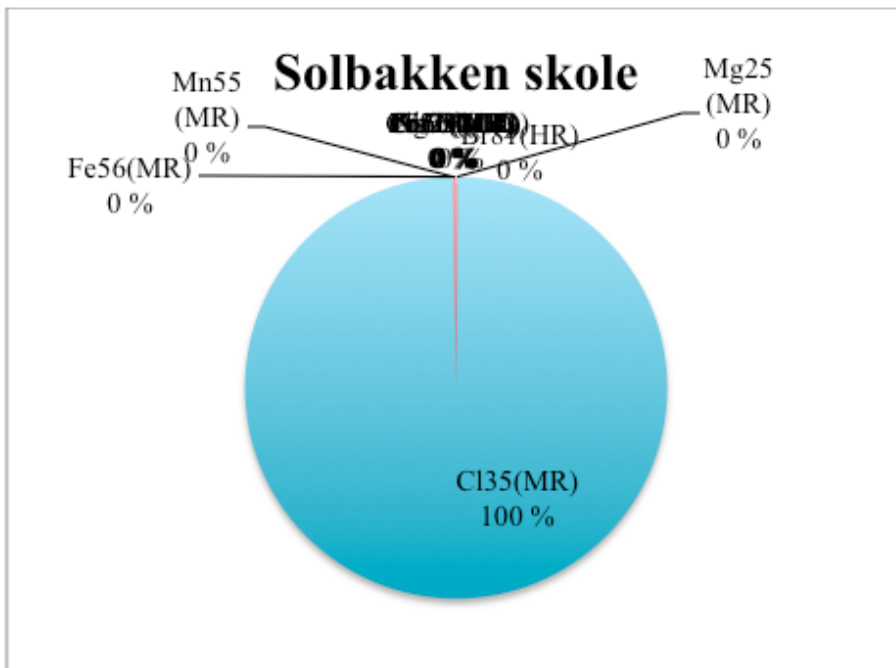
Figur 29: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene (minus klor) i vaskevannet til strøsanden fra deponiet på Tiller.



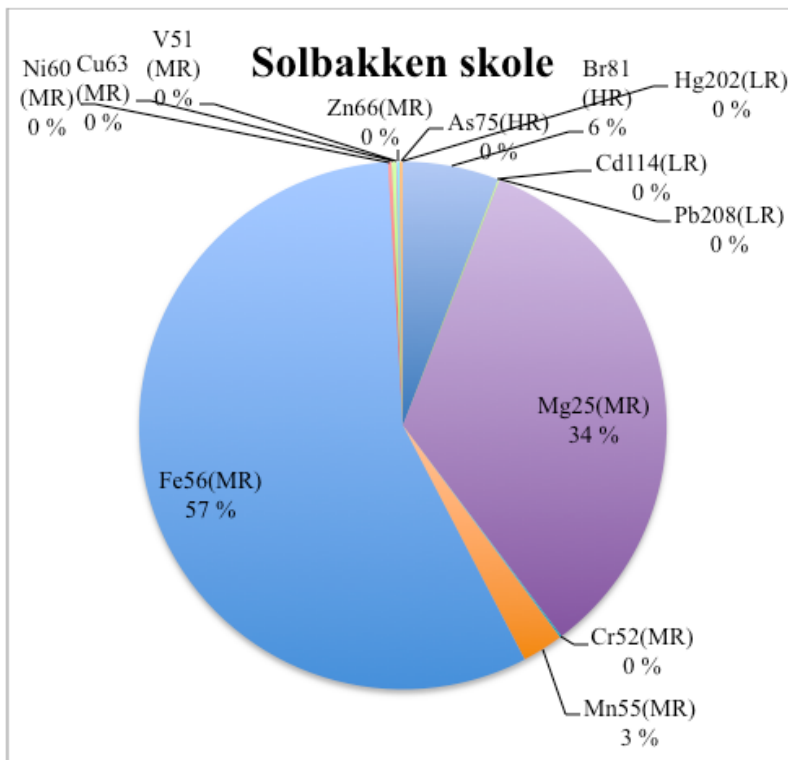
Figur 30: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i vaskevannet til strøsanden fra deponiet på Tiller.

Vedlegg B: Prosentvis innhold av utvalgte metallene i vaskevannet til gatefei

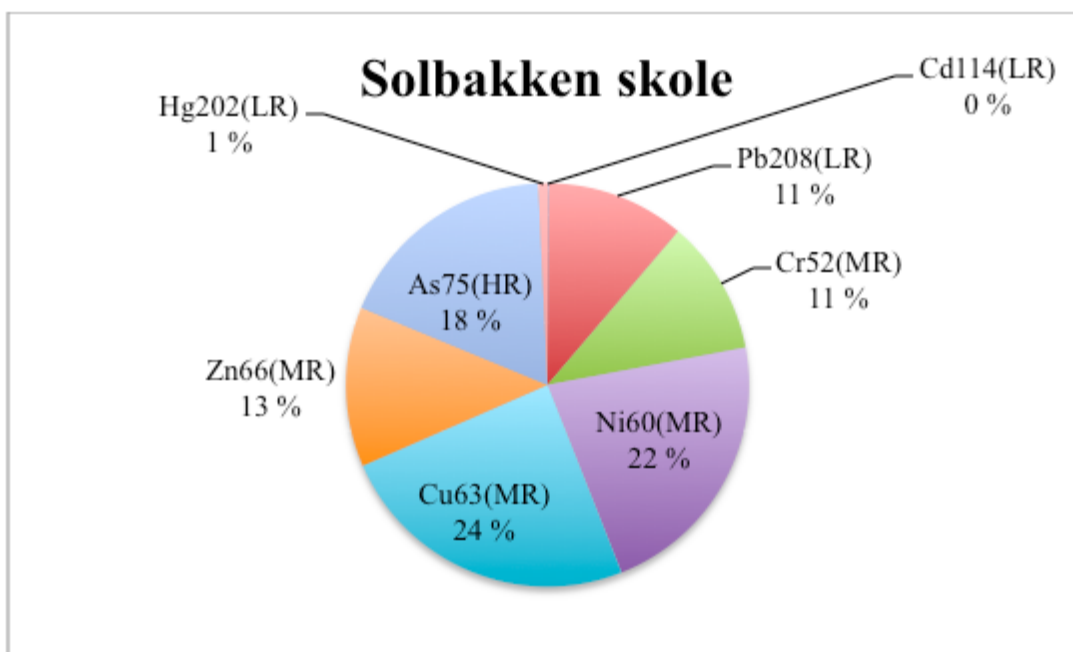
Sektordiagrammer som viser den prosentvise metallfordelingen av utvalgte metaller i vaskevannet til gatefei fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller. De utvalgte metallene er: Magnesium jern, mangan vanadium, klor, brom arsen, bly, kadmium, kvikksløv, kobber sink, krom, nikkel.



Figur 1: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i vaskevannet til gatefei fra Solbakken skole.

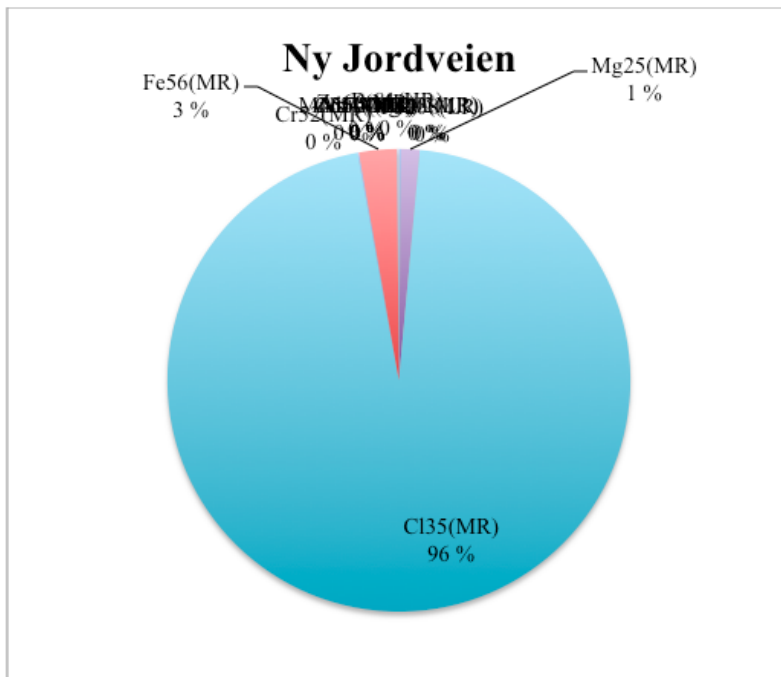


Figur 2: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene (minus klor) i vaskevannet til gatefei fra Solbakken skole.

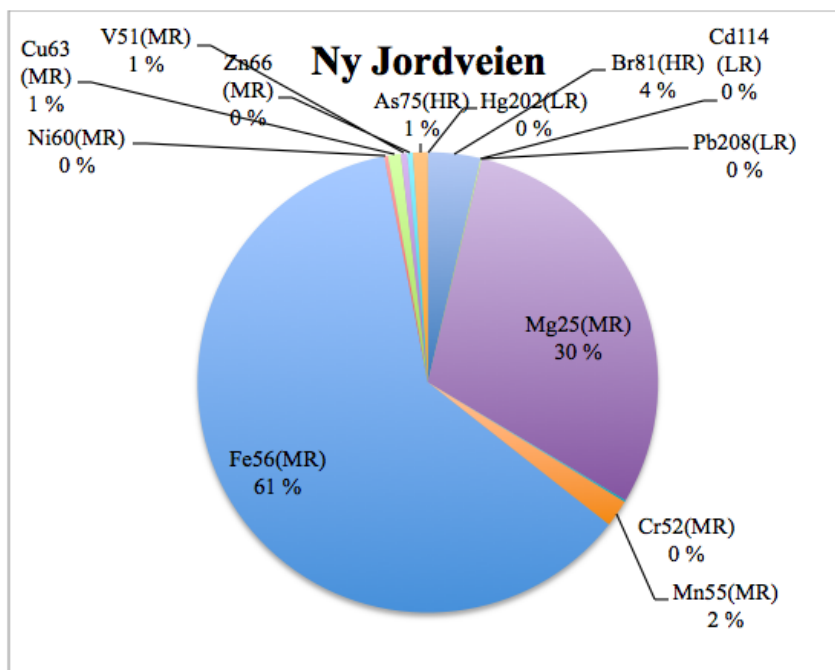


Figur 3: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i vaskevannet til gatefei fra Solbakken skole.

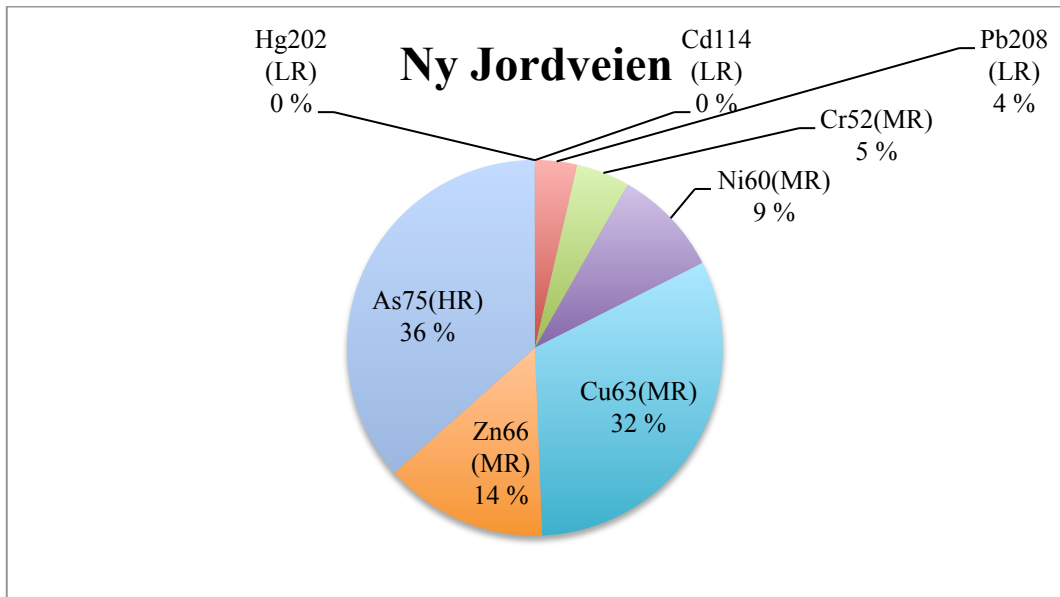
Ny Jordveien



Figur 4: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i vaskevannet til gatefei fra Ny Jordveien.

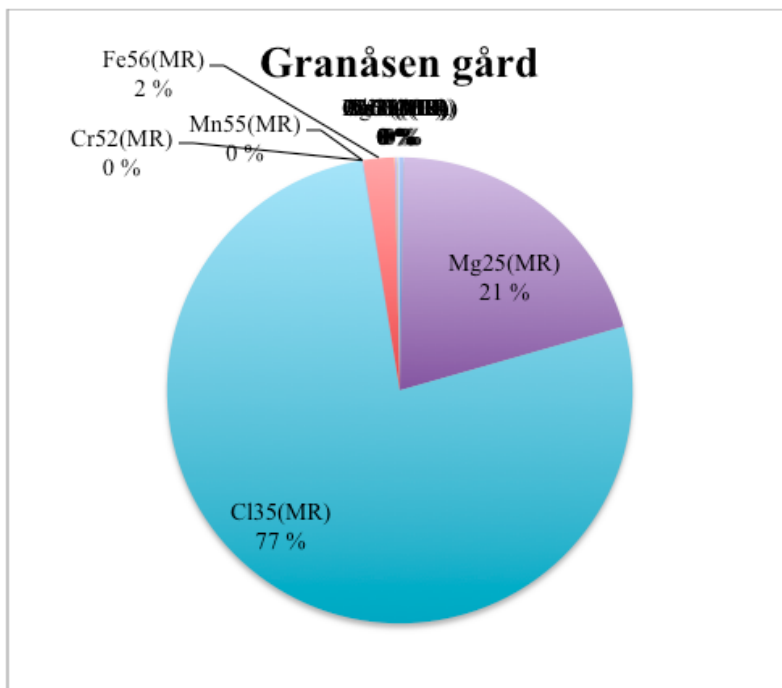


Figur 5: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene (minus klor) i vaskevannet til gatefei fra Ny Jordveien.

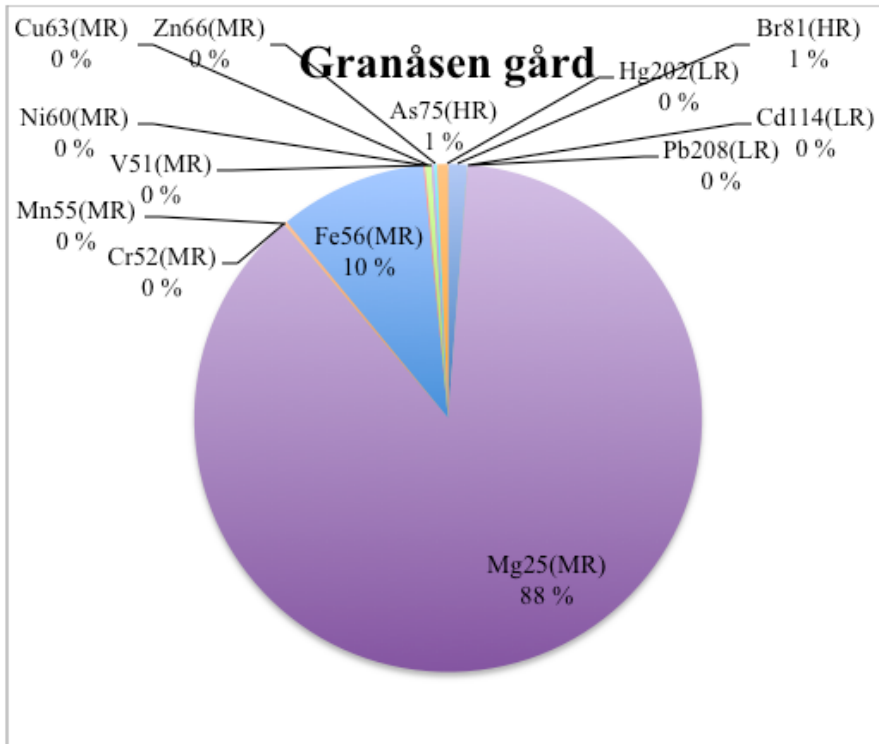


Figur 6: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i vaskevannet til gatefei fra Ny Jordveien.

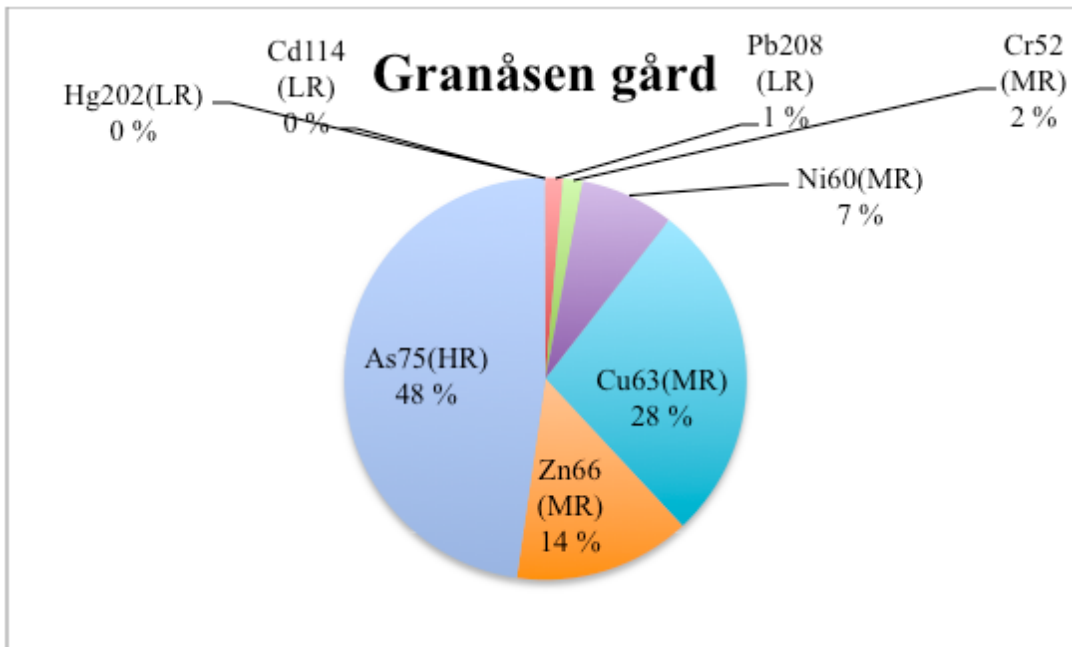
Granåsen gård



Figur 7: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i vaskevannet til gatefei fra Granåsen gård.



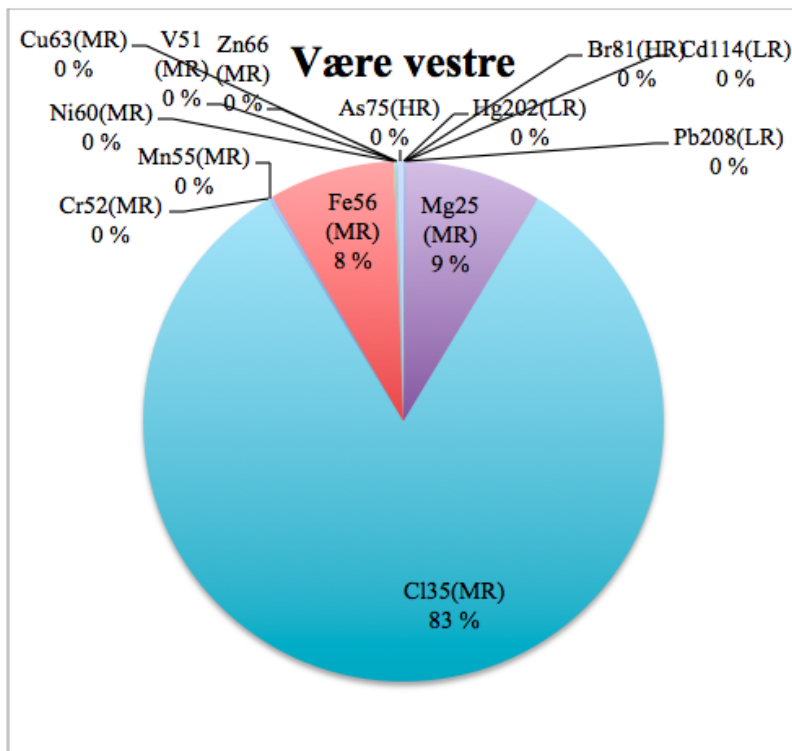
Figur 8: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene (minus klor) i vaskevannet til gatefei fra Granåsen gård.



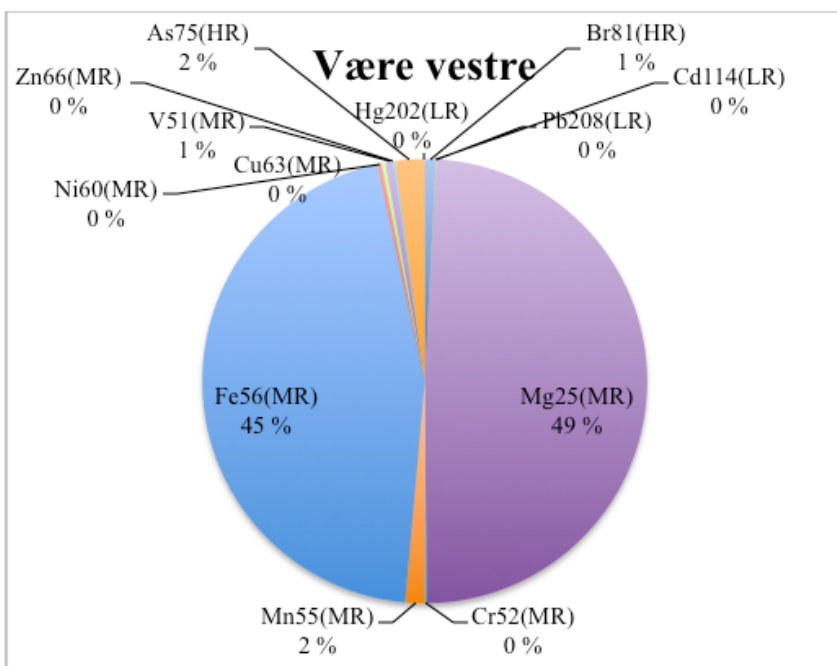
Figur 9:

Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i vaskevannet til gatefei fra Granåsen gård.

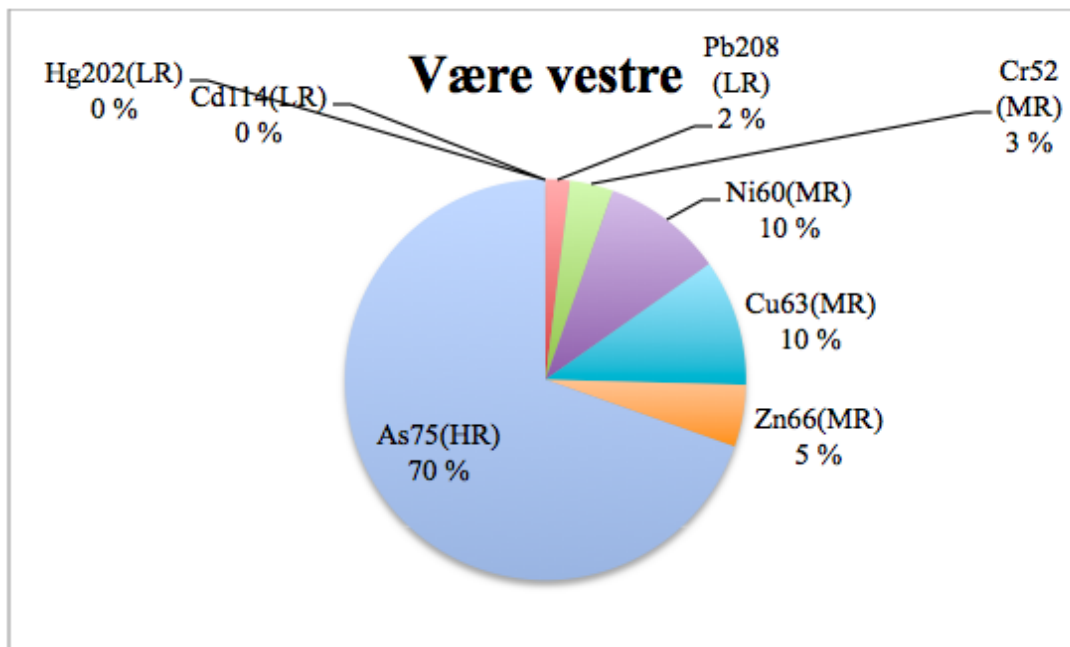
Være vestre



Figur 10: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i vaskevannet til gatefei fra Være vestre.

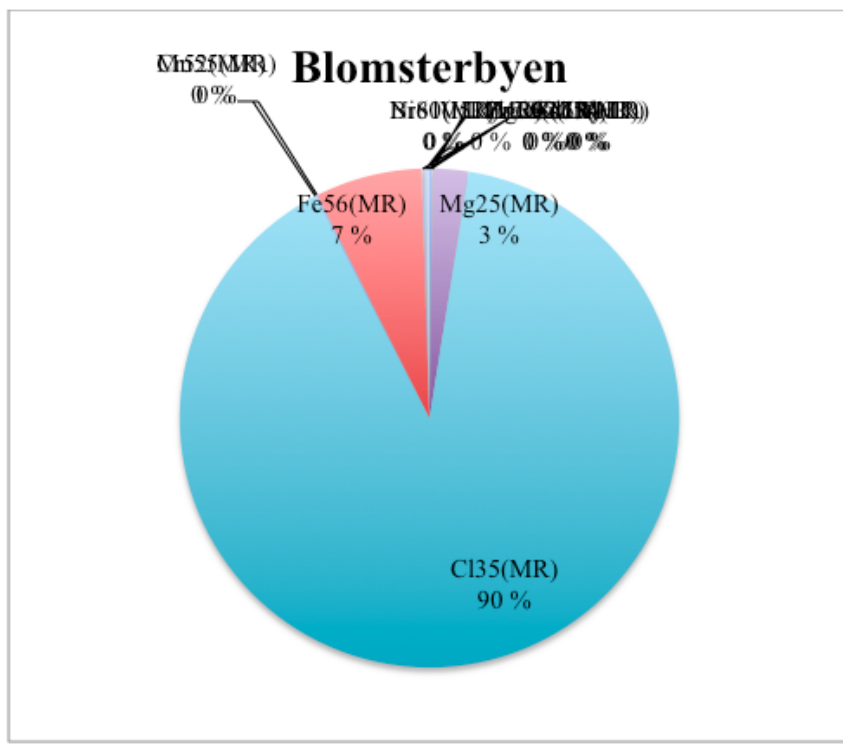


Figur 11: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene (minus klor) i vaskevannet til gatefei fra Være vestre.

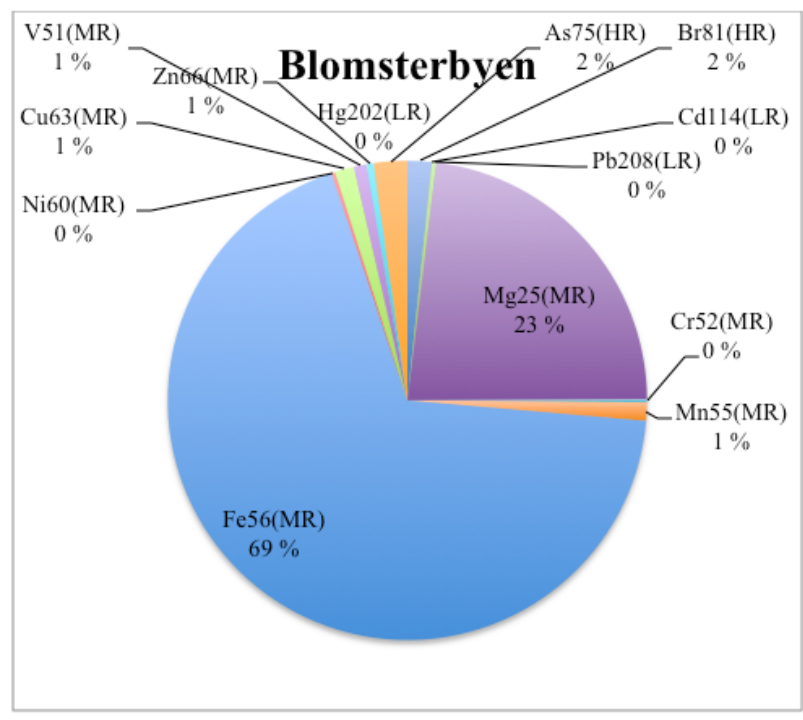


Figur 12: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i vaskevannet til gatefei fra Være vestre.

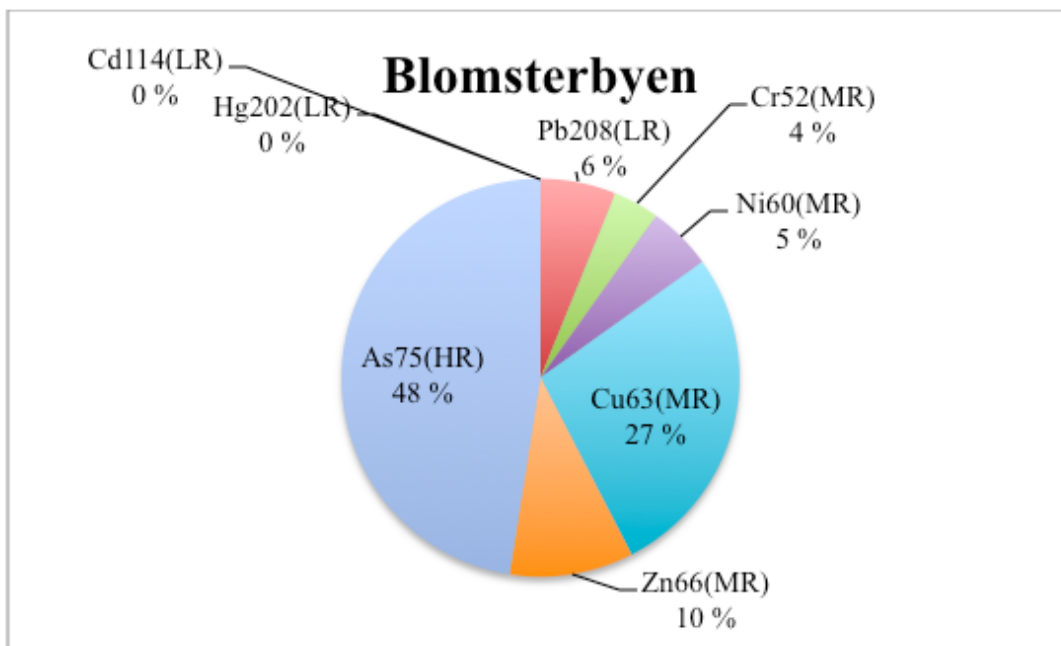
Blomsterbyen



Figur 13: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i vaskevannet til gatefei fra Blomsterbyen.

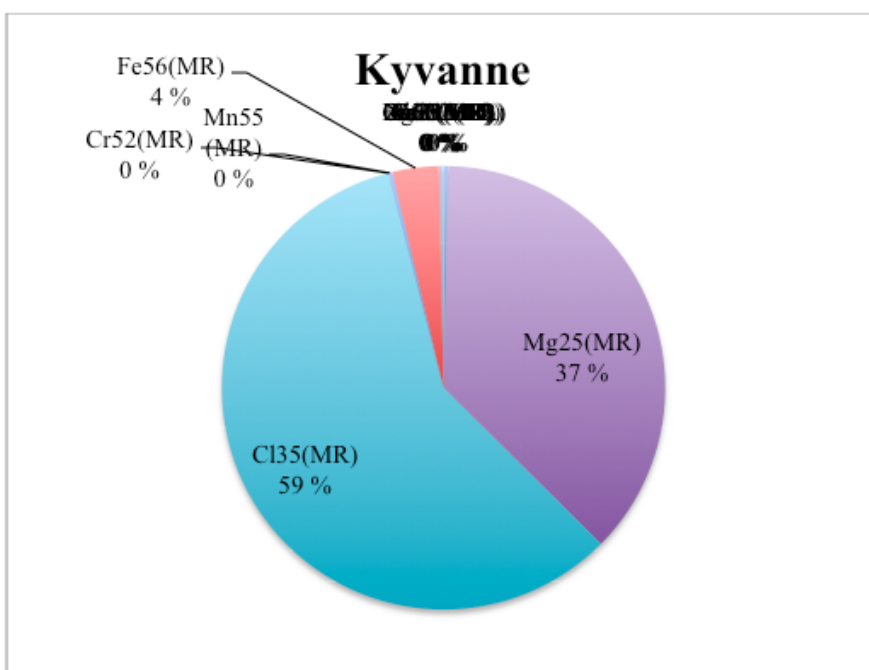


Figur 14: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene (minus klor) i vaskevannet til gatefei fra Blomsterbyen.

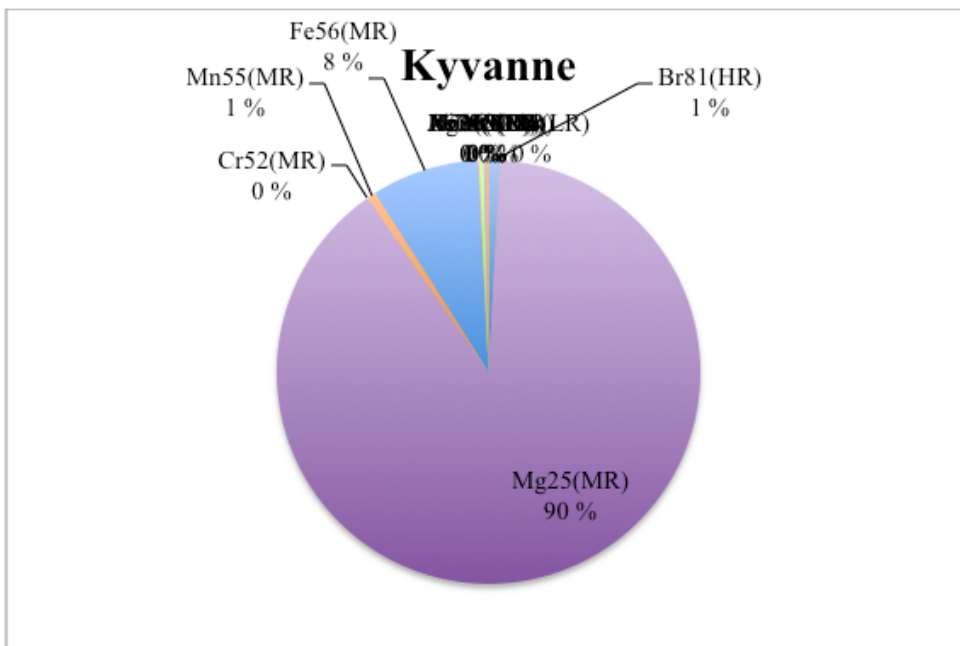


Figur 15: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i vaskevannet til gatefei fra Blomsterbyen.

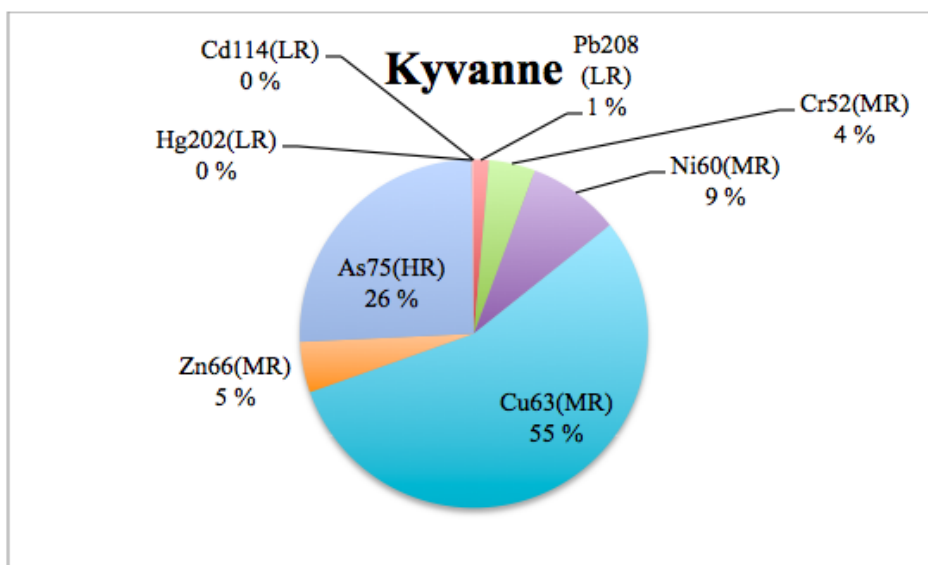
Kyvannet



Figur 13: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i vaskevannet til gatefei fra Kyvannet.

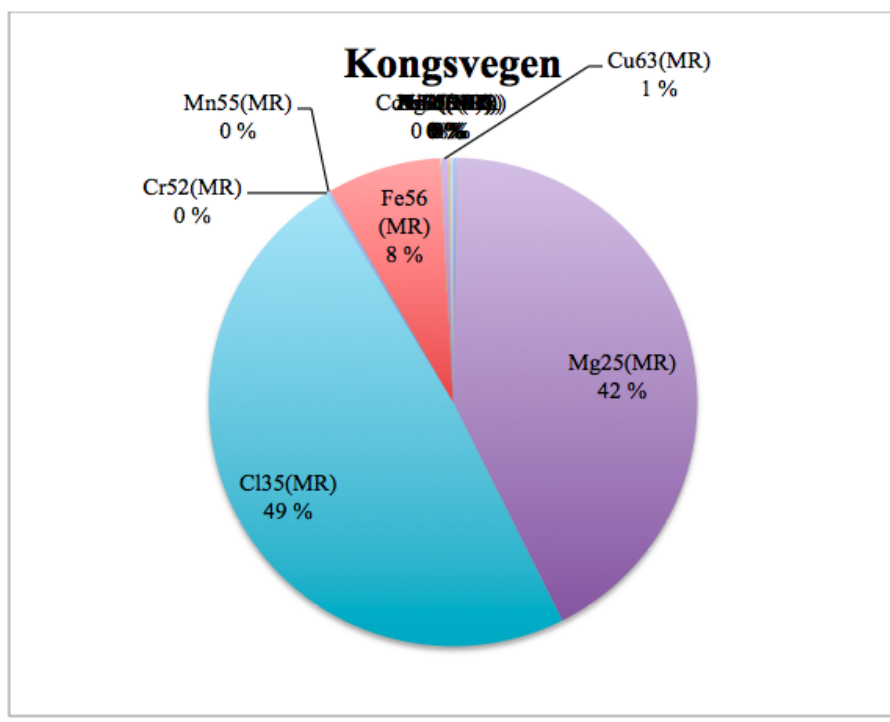


Figur 14: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene (minus klor) i vaskevannet til gatefei fra Kyvanne.

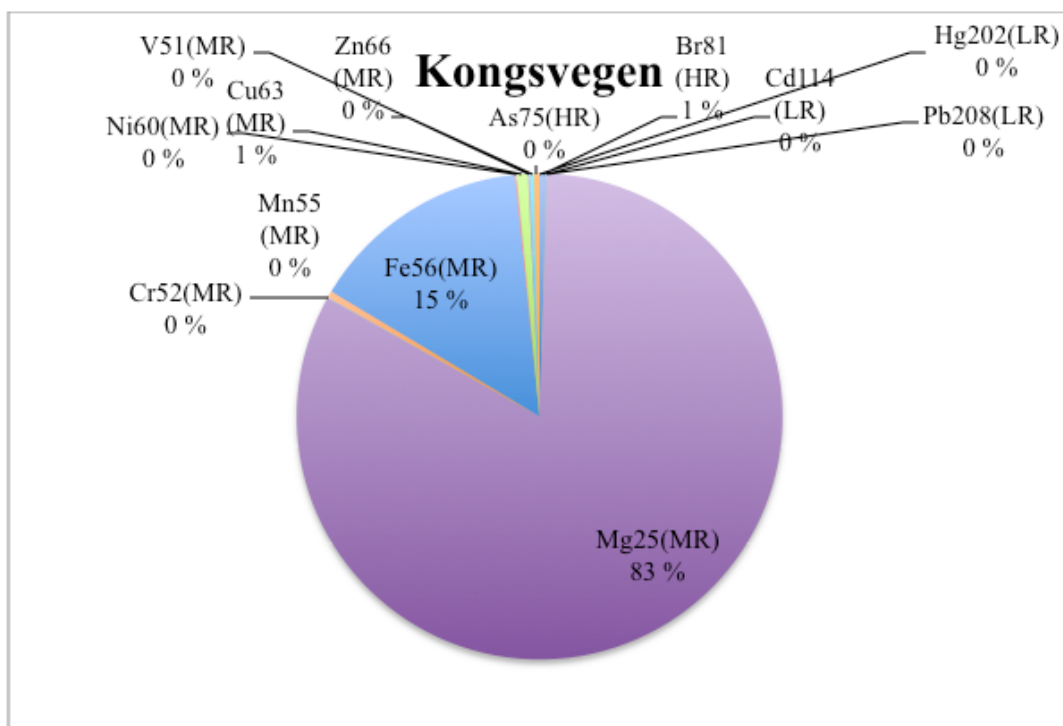


Figur 15: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i vaskevannet til gatefei fra Kyvanne.

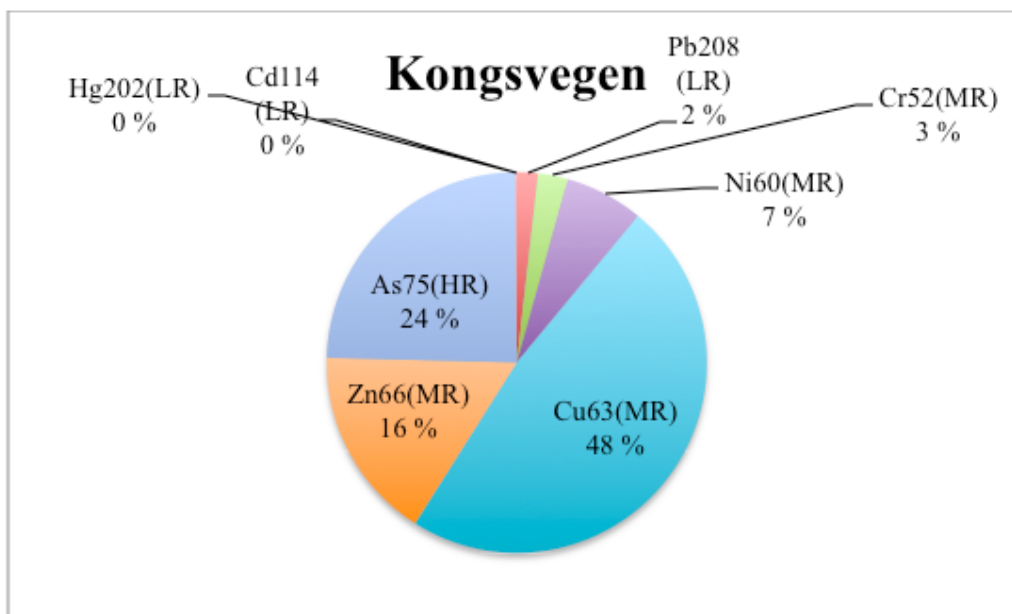
Kongsvegen



Figur 16: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i vaskevannet til gatefei fra Kongsvegen.

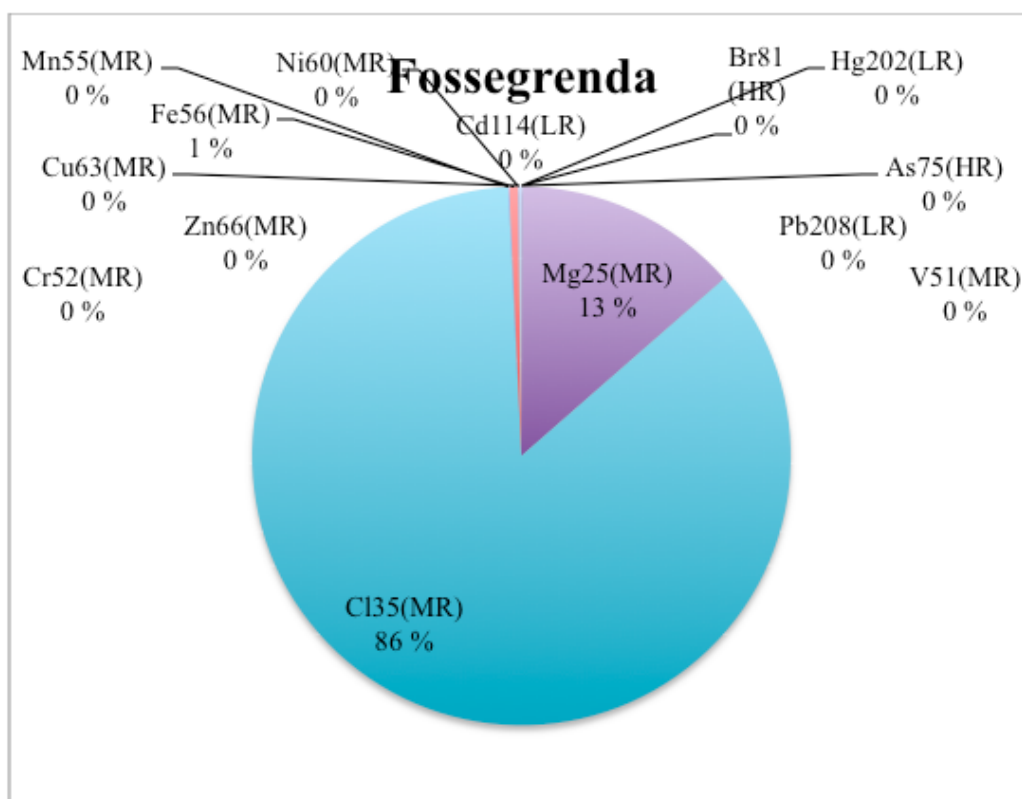


Figur 17: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene (minus klor) i vaskevannet til gatefei fra Kongsvegen.

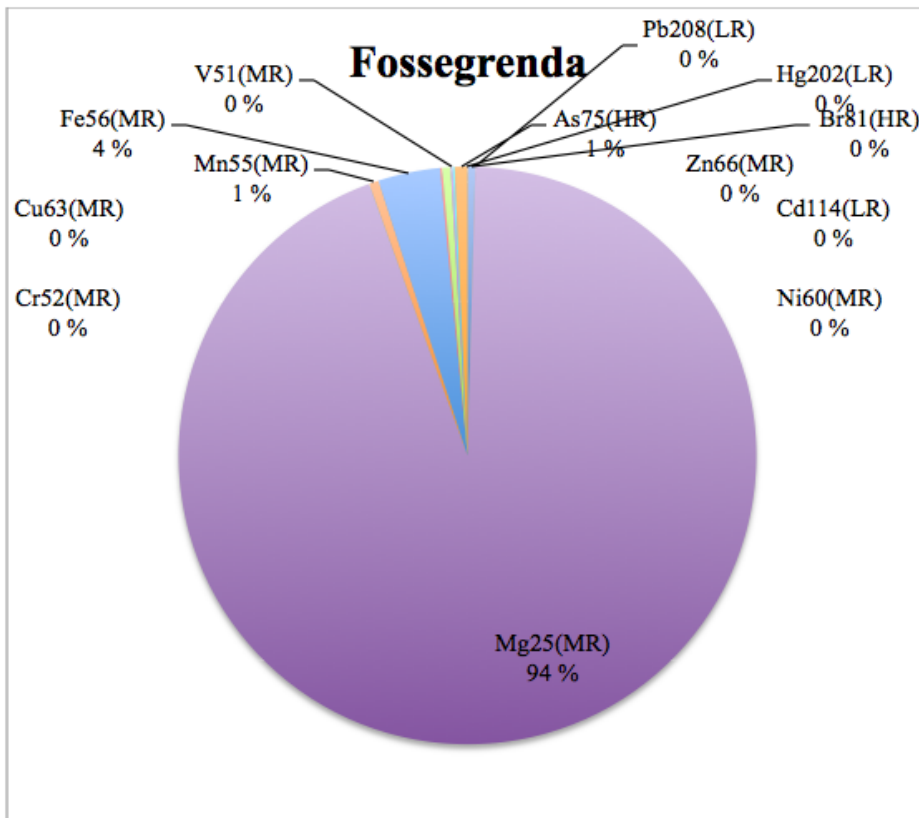


Figur 18: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i vaskevannet til gatefei fra Kongsvegen.

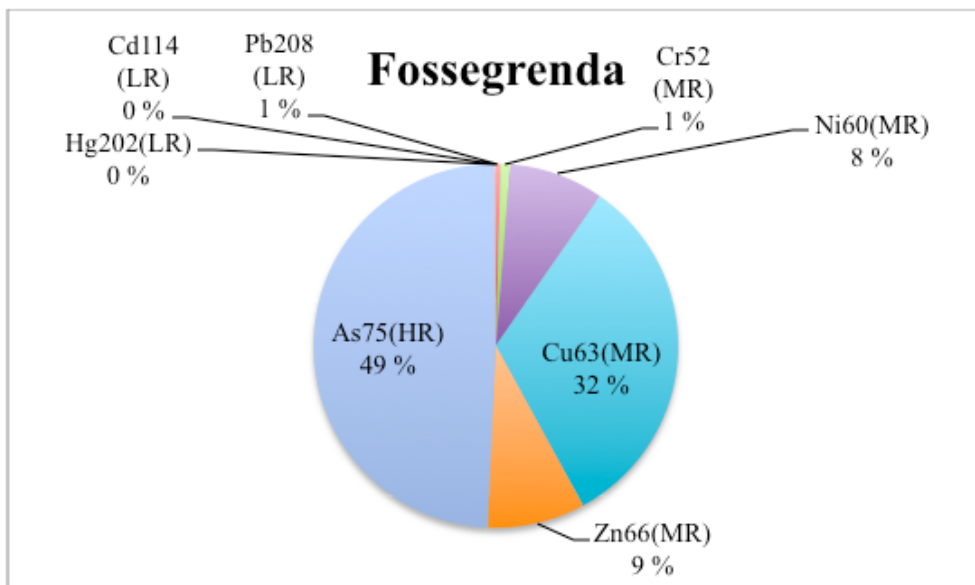
Fossegrenda



Figur 19: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i vaskevannet til gatefei fra Fossegrenda.

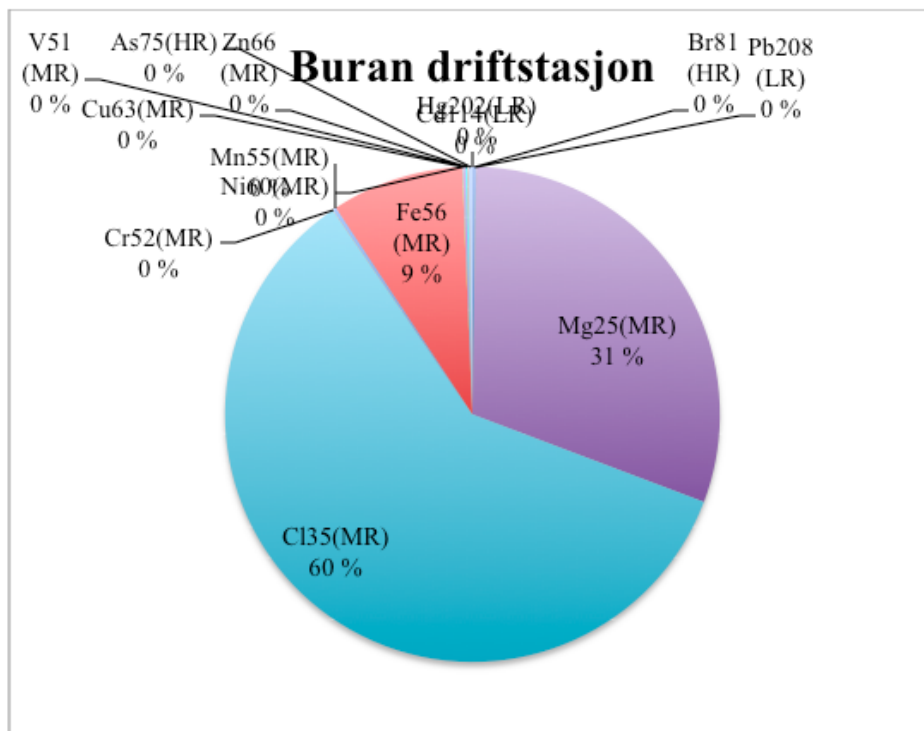


Figur 20: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene (minus klor) i vaskevannet til gatefei fra Fossegrenda.

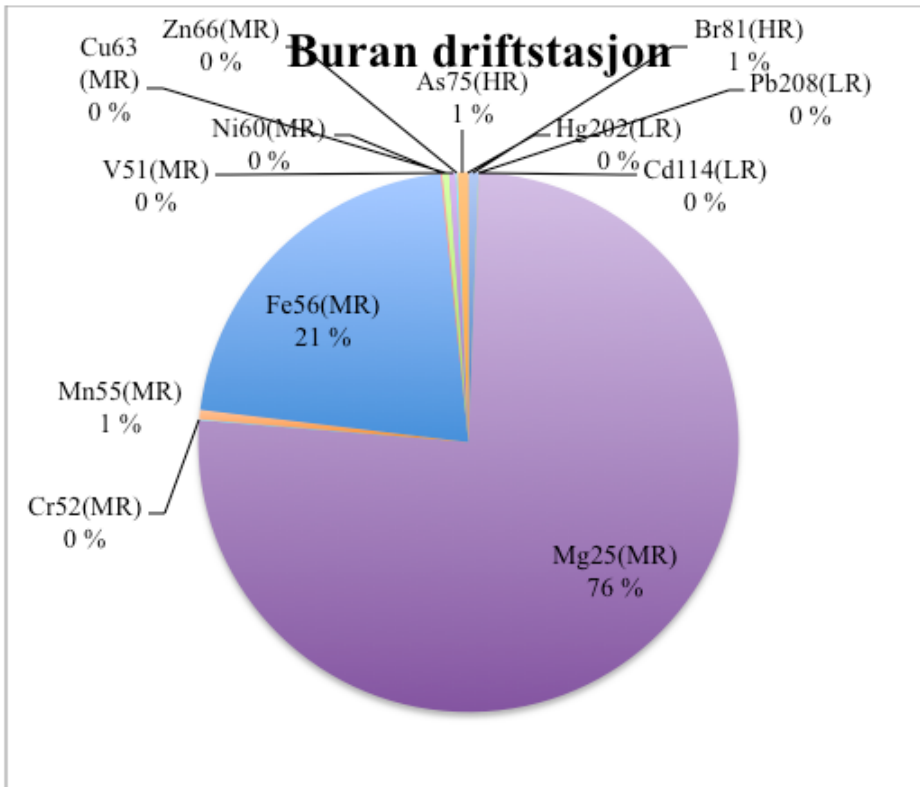


Figur 21: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i vaskevannet til gatefei fra Fossegrenda.

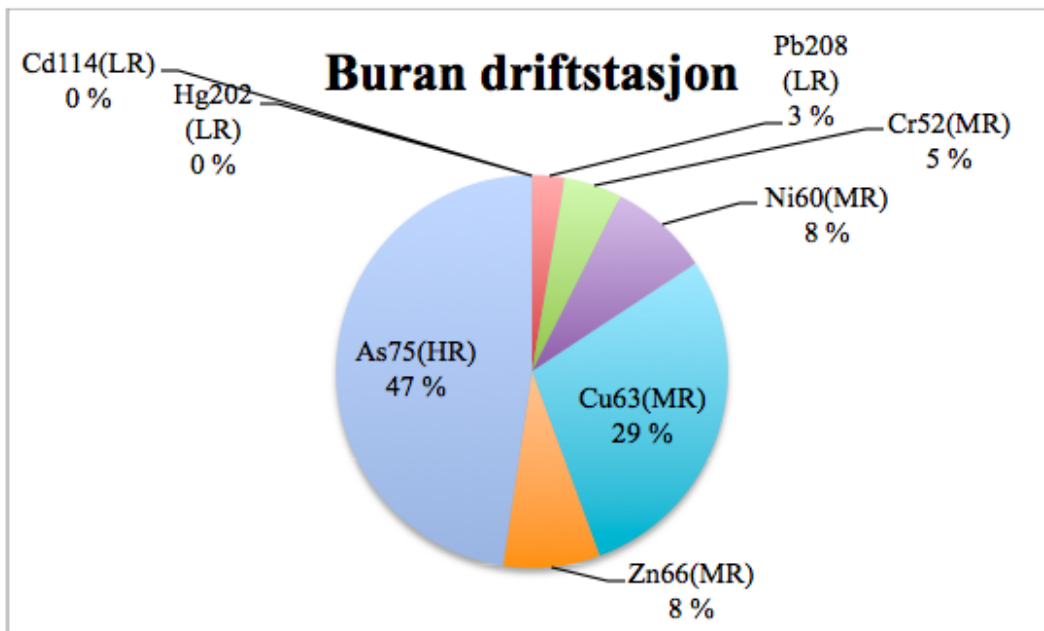
Buran driftsstasjon



Figur 22: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i vaskevannet til gatefei fra Buran driftsstasjon.



Figur 23: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene (minus klor) i vaskevannet til gatefei fra Buran driftstasjon.

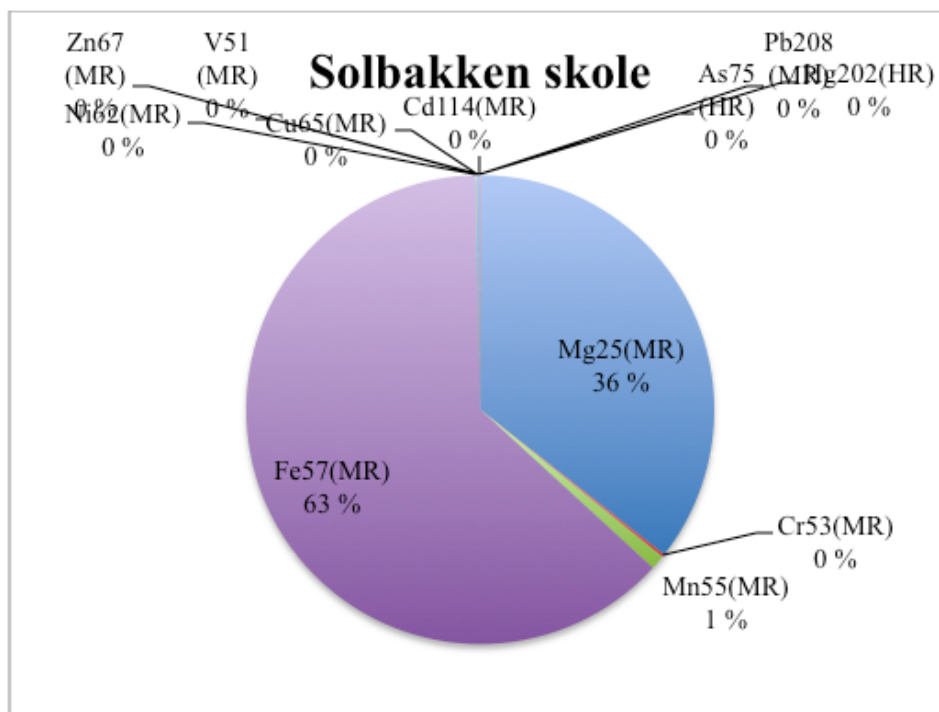


Figur 24: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i vaskevannet til gatefei fra Buran driftstasjon.

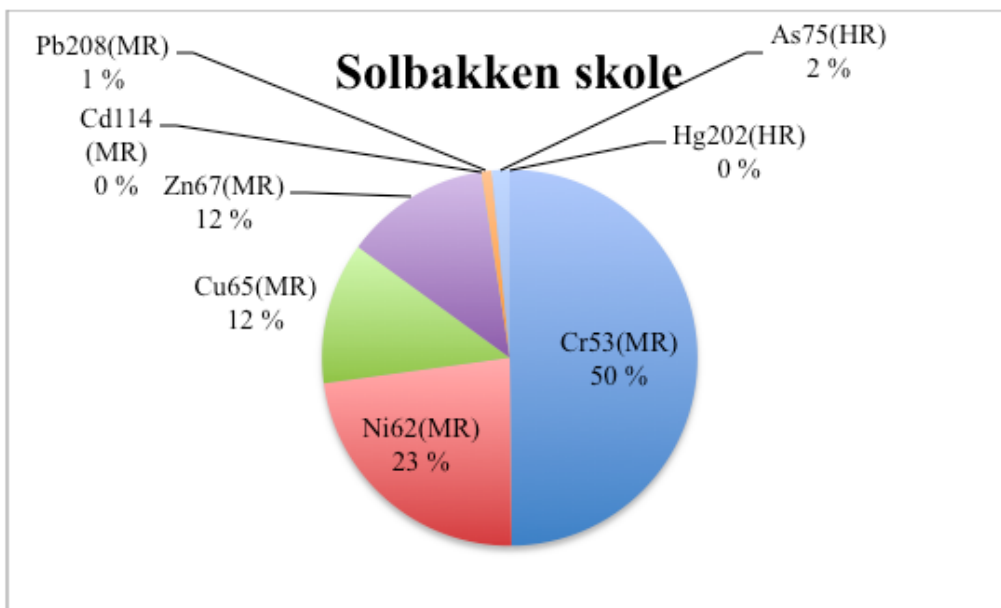
Vedlegg C: Prosentvis innhold av utvalgte metallene støvet fra vaskevannet til strøsand

Sektordiagrammer som viser den prosentvise metallfordelingen av utvalgte metaller i støvet fra vaskevannet til strøsand fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller. De utvalgte metallene er: Magnesium jern, mangan vanadium, klor, brom arsen, bly, kadmium, kvikksløv, kobber sink, krom, nikkel.

Solbakken skole

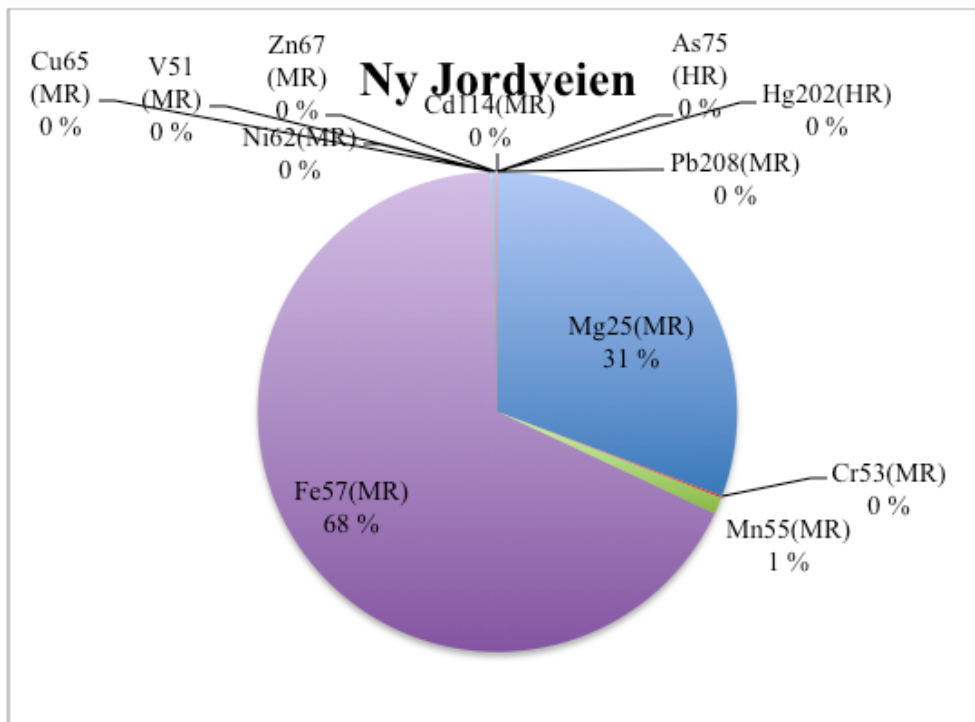


Figur 1: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i støvet fra vaskevannet til strøsand fra Solbakken.

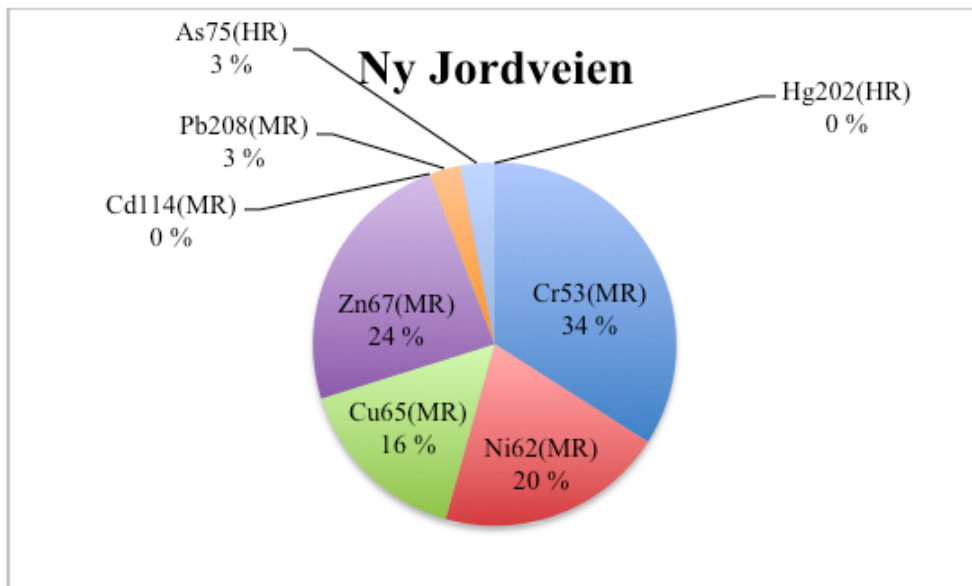


Figur 2: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i støvet fra vaskevannet til strøsand fra Solbakken skole.

Ny Jordveien

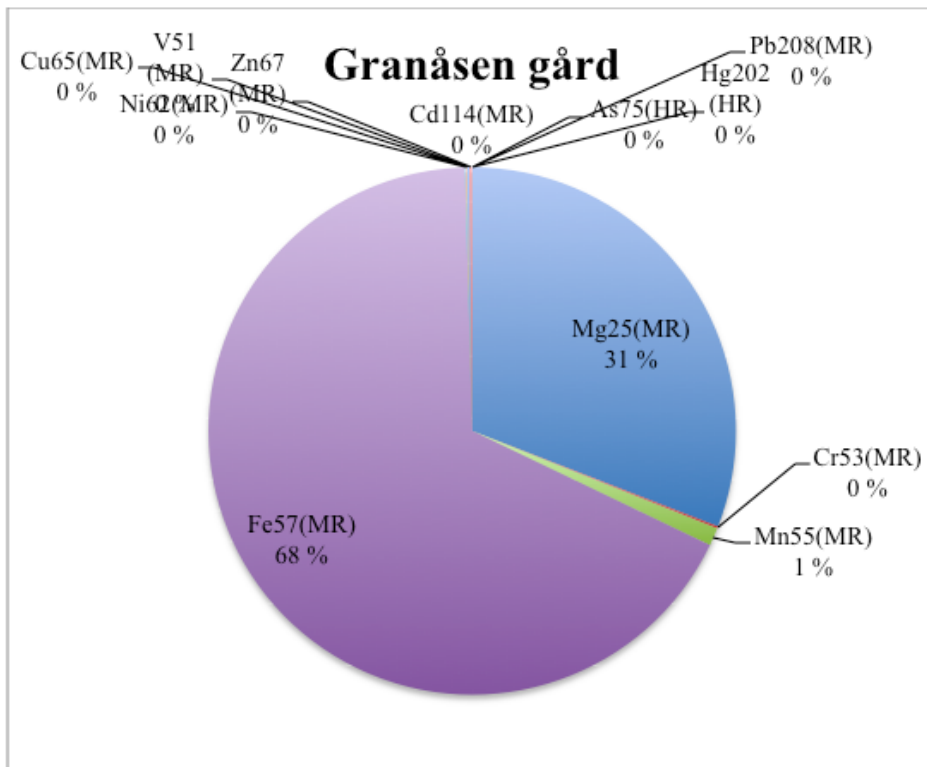


Figur 3: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i støvet fra vaskevannet til strøsand fra Ny Jordveien.

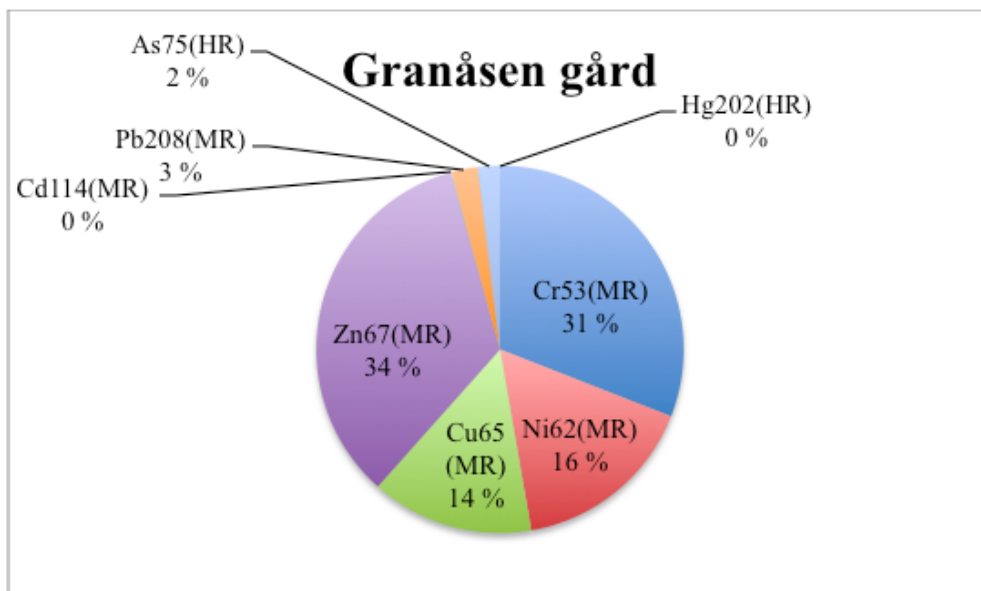


Figur 4: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i støvet fra vaskevannet til strøsand fra Ny Jordveien

Granåsen gård

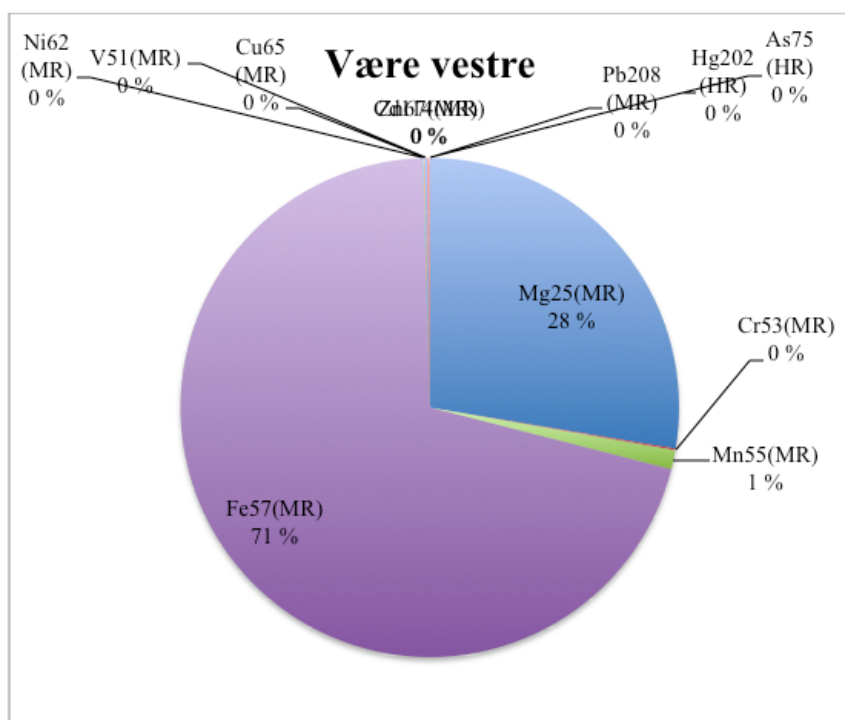


Figur 5: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i støvet fra vaskevannet til strøsand fra Granåsen gård.

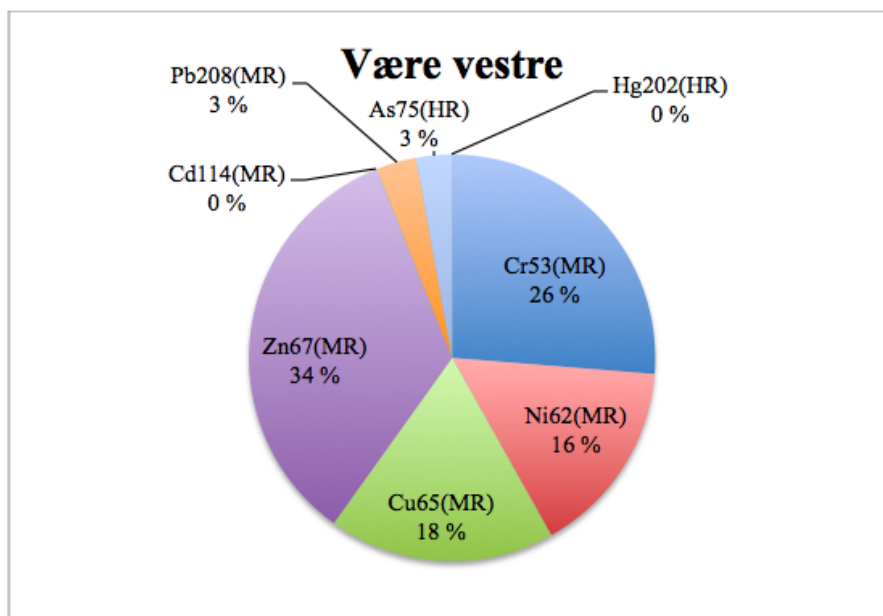


Figur 6: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i støvet fra vaskevannet til strøsand fra Granåsen. gård.

Være vestre

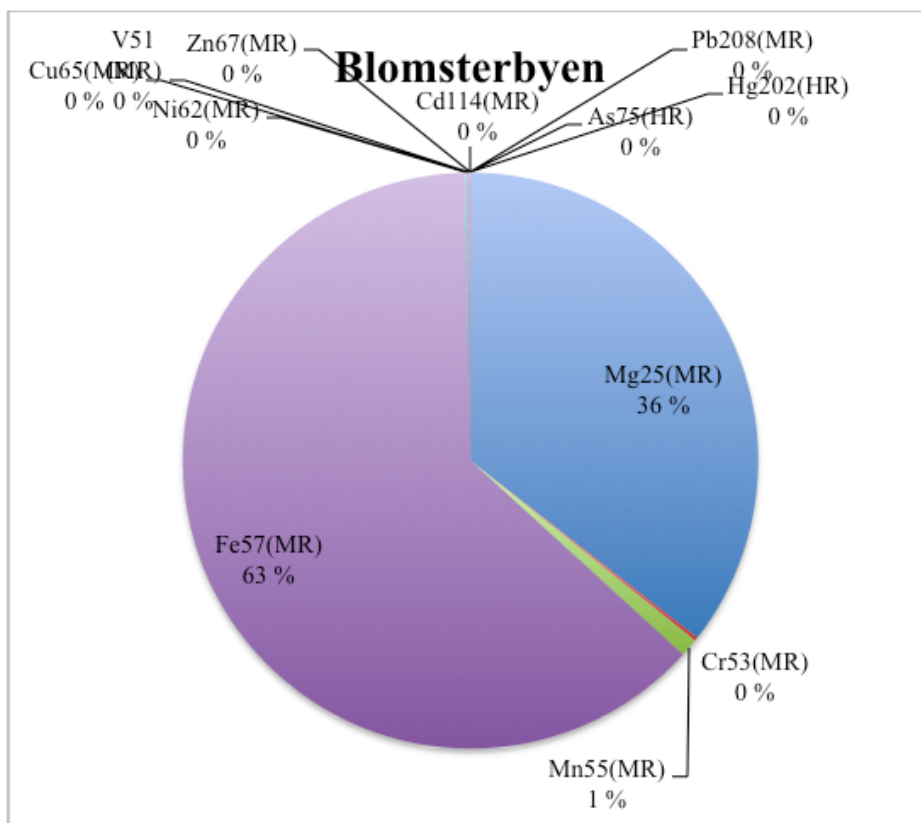


Figur 7: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i støvet fra vaskevannet til strøsand fra Være vestre.

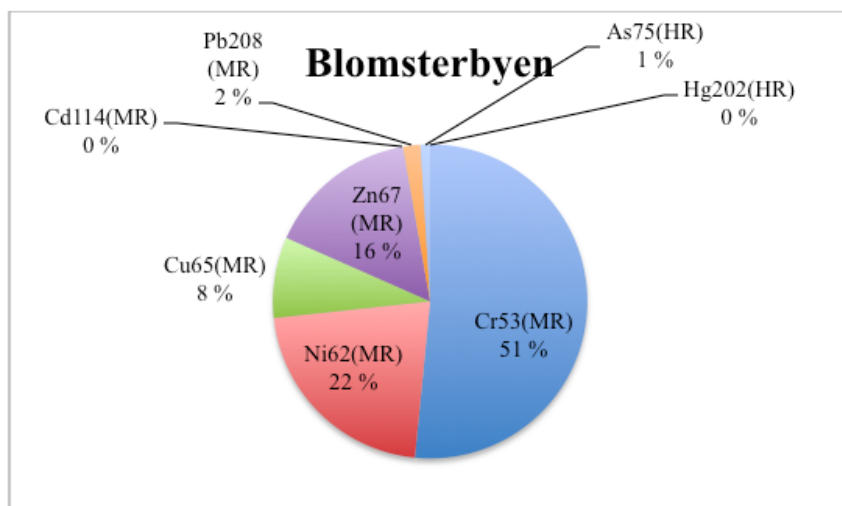


Figur 8: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i støvet fra vaskevannet til strøsand fra Være vestre.

Blomsterbyen

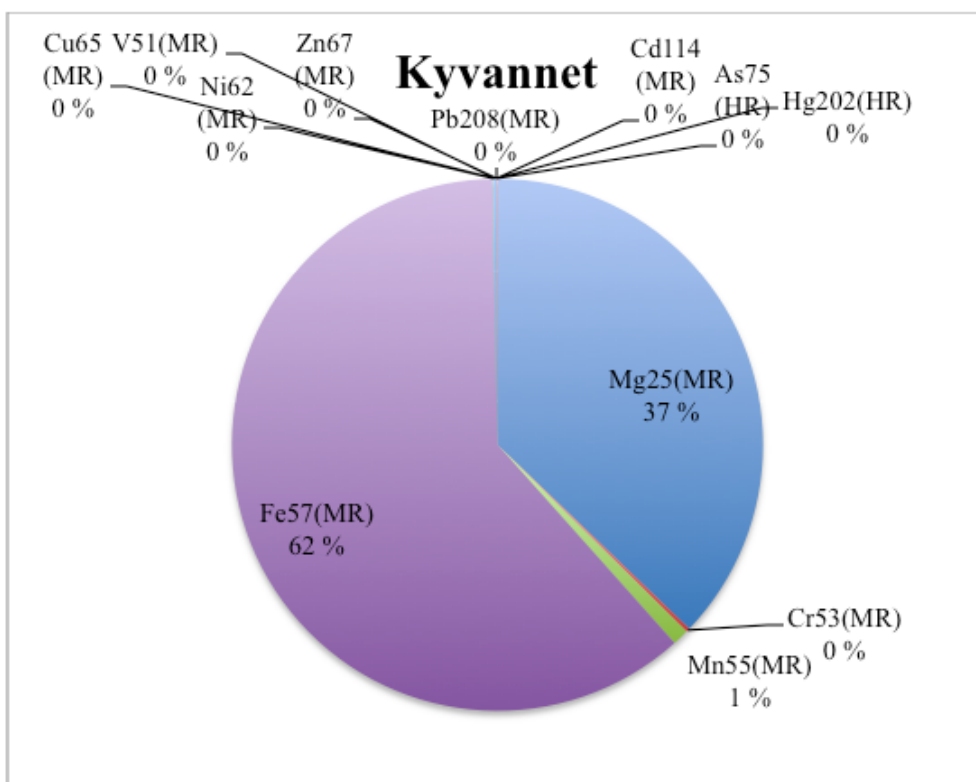


Figur 9: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i støvet fra vaskevannet til strøsand fra Blomsterbyen.

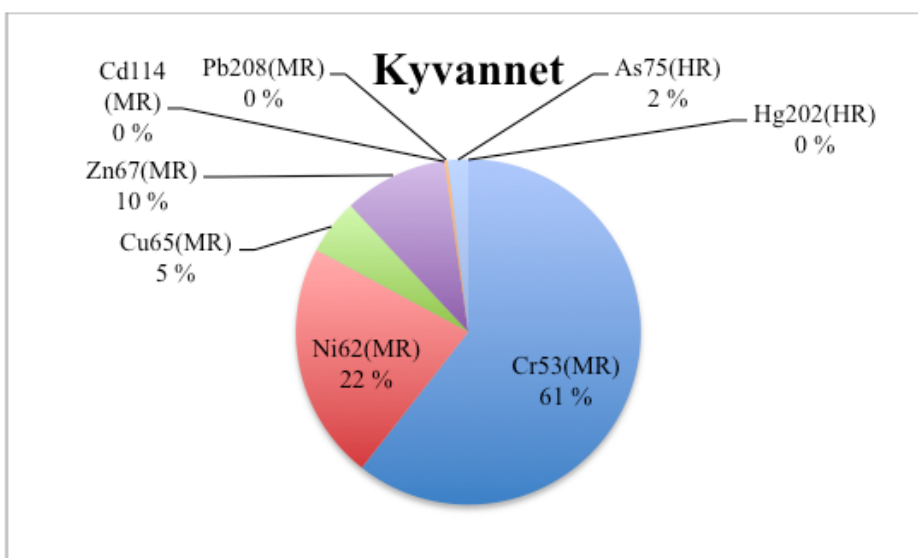


Figur 10: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i støvet fra vaskevannet til strøsand fra Blomsterbyen.

Kyvannet

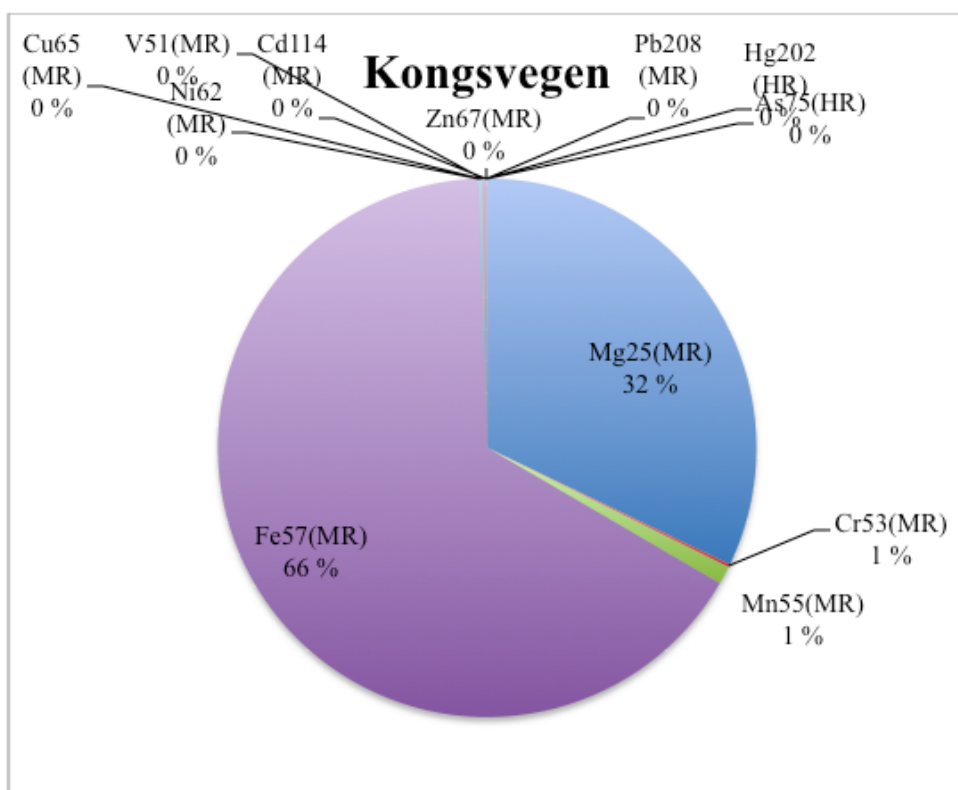


Figur 11: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i støvet fra vaskevannet til strøsand fra Kyvannet.

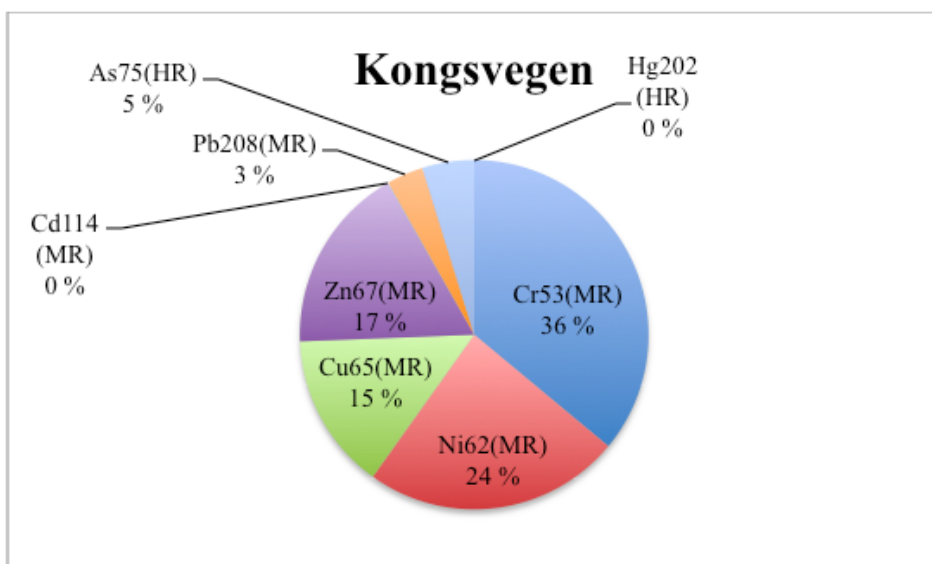


Figur 12: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i støvet fra vaskevannet til strøsand fra Kyvannet.

Kongsvegen

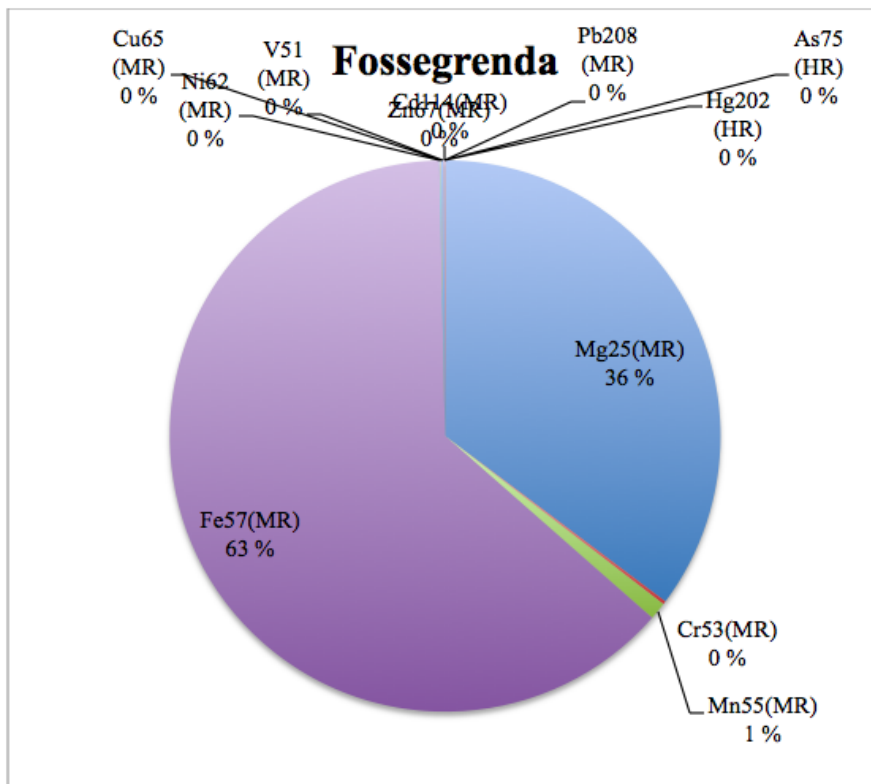


Figur 13: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i støvet fra vaskevannet til strøsand fra Kongsvegen.

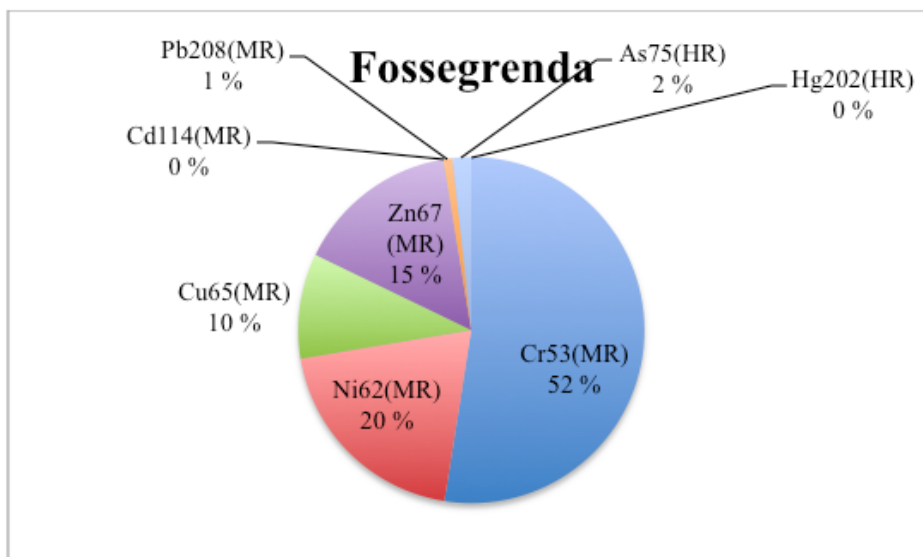


Figur 14: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i støvet fra vaskevannet til strøsand fra Kongsvegen.

Fossegrenda

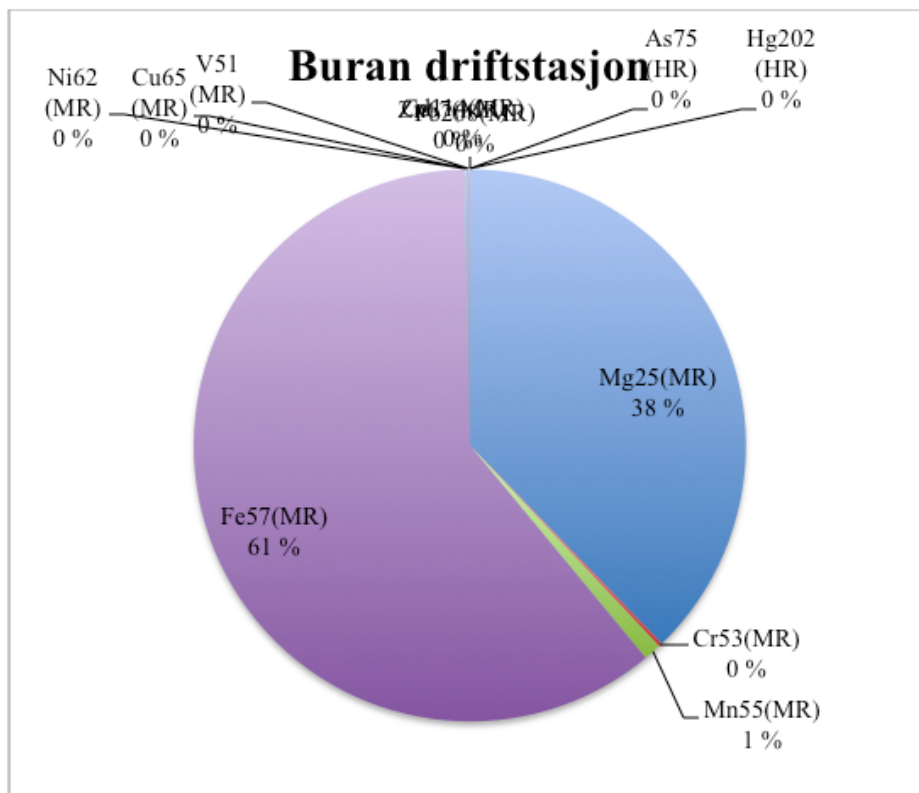


Figur 15: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i støvet fra vaskevannet til strøsand fra Fossegrenda.

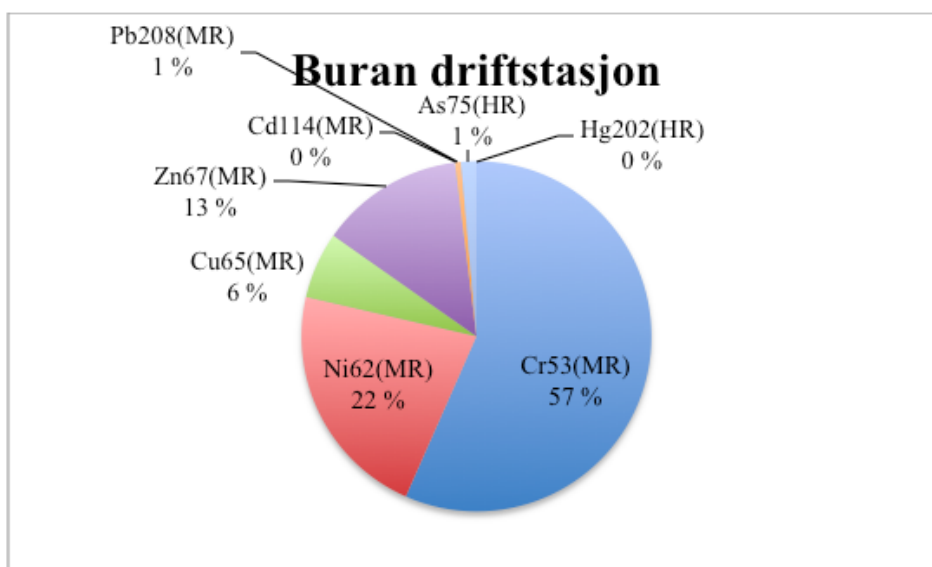


Figur 16: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i støvet fra vaskevannet til strøsand fra Fossegrenda.

Buran driftsstasjon

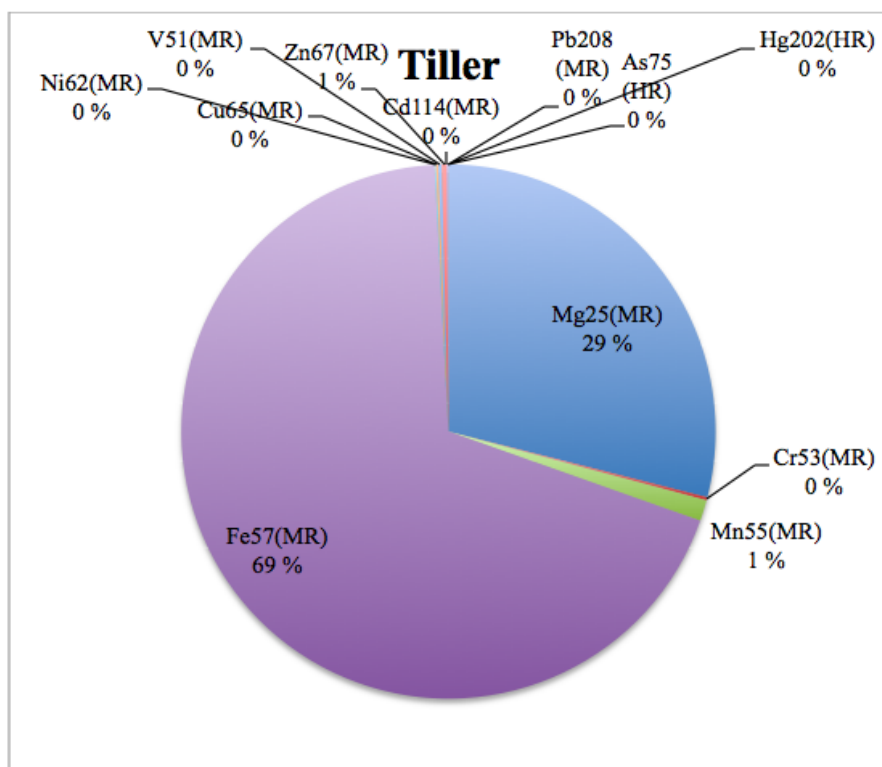


Figur 17: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i støvet fra vaskevannet til strøsand fra Buran driftsstasjon.

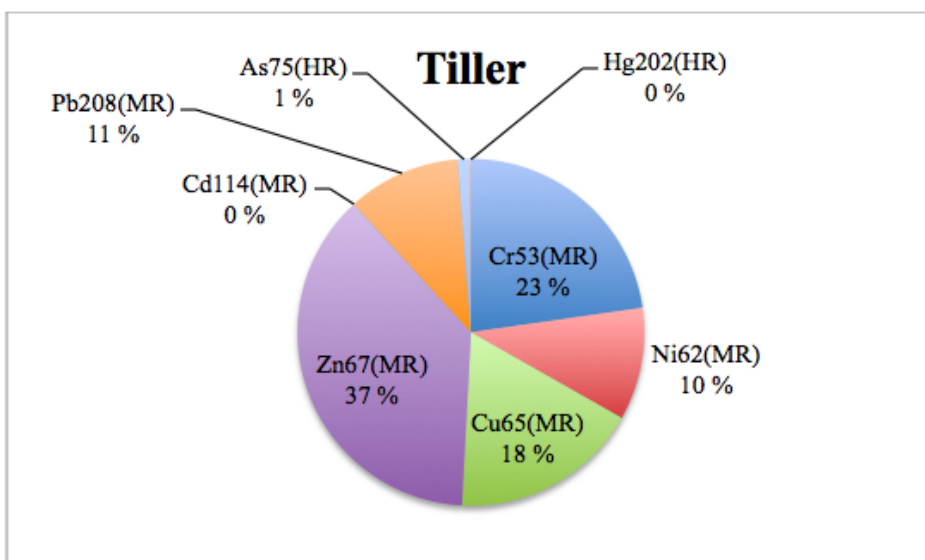


Figur 18: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i støvet fra vaskevannet til strøsand fra Buran driftsstasjon.

Tiller



Figur 17: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i støvet fra vaskevannet til strøsand fra deponiet på Tiller.

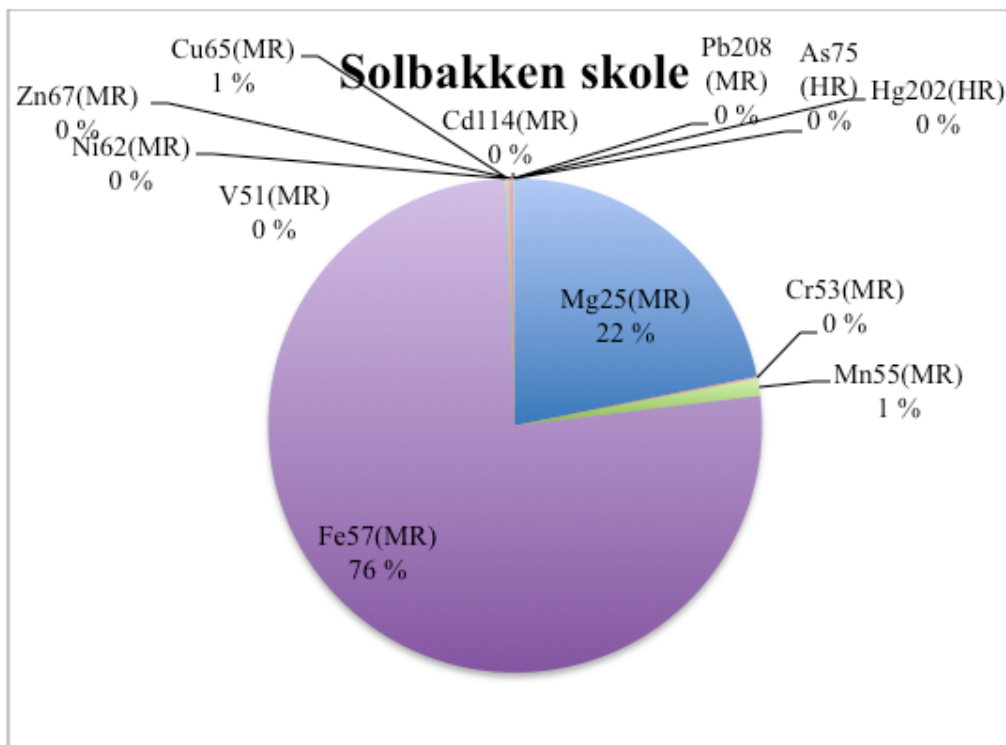


Figur 18: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i støvet fra vaskevannet til strøsand fra deponiet på Tiller.

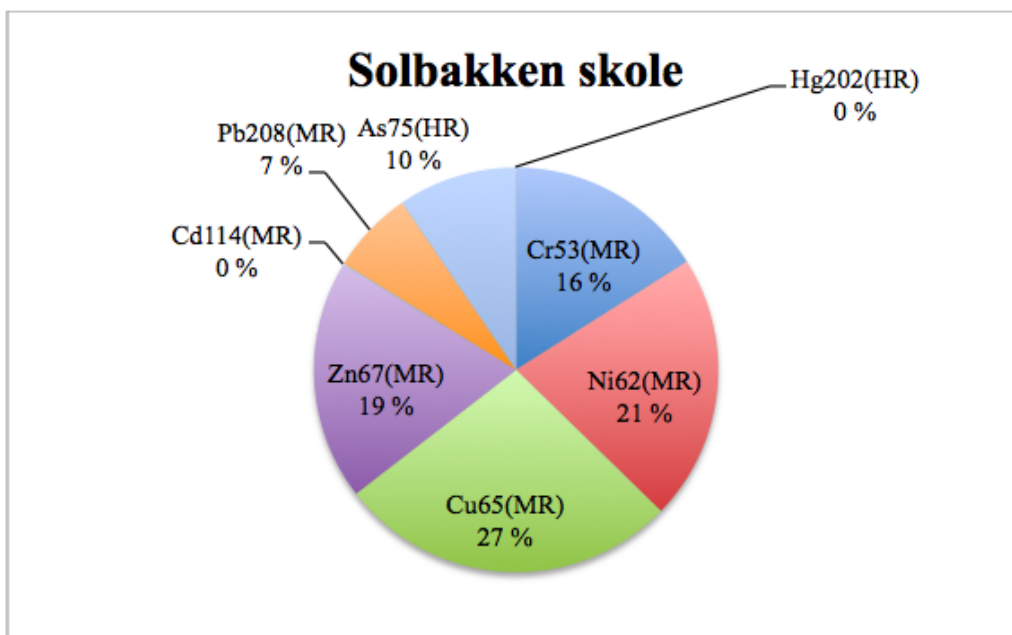
Vedlegg D: Prosentvis innhold av utvalgte metallene støvet fra vaskevannet til gatefei

Sektordiagrammer som viser den prosentvise metallfordelingen av utvalgte metaller i støvet fra vaskevannet til gatefei fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller. De utvalgte metallene er: Magnesium jern, mangan vanadium, klor, brom arsen, bly, kadmium, kvikksløv, kobber sink, krom, nikkel.

Solbakken skole

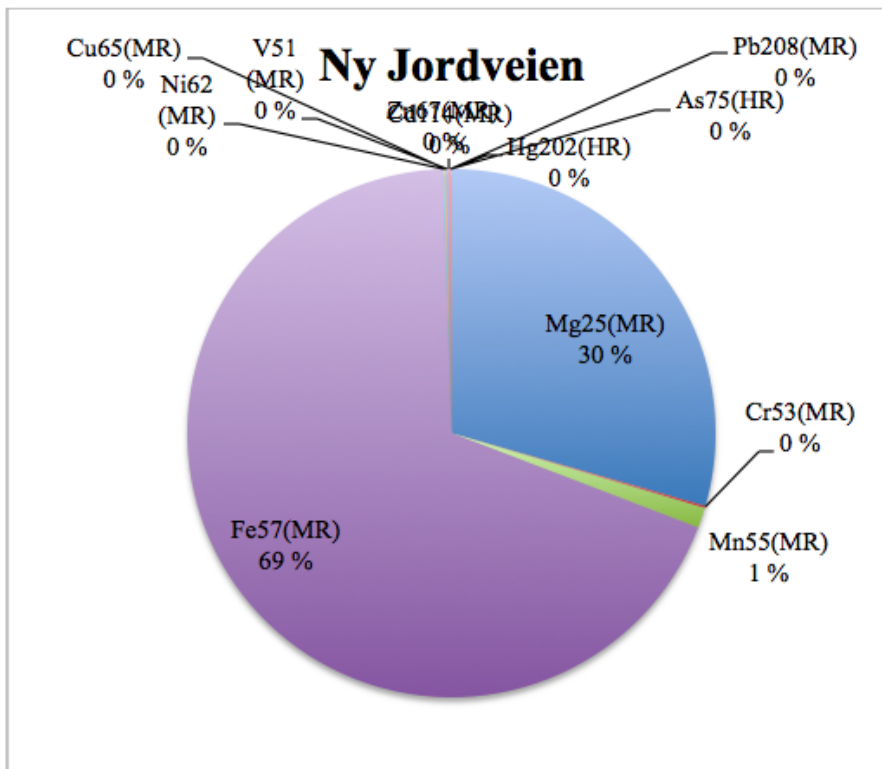


Figur 1: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i støvet fra vaskevannet til gatefei fra Solbakken skole.

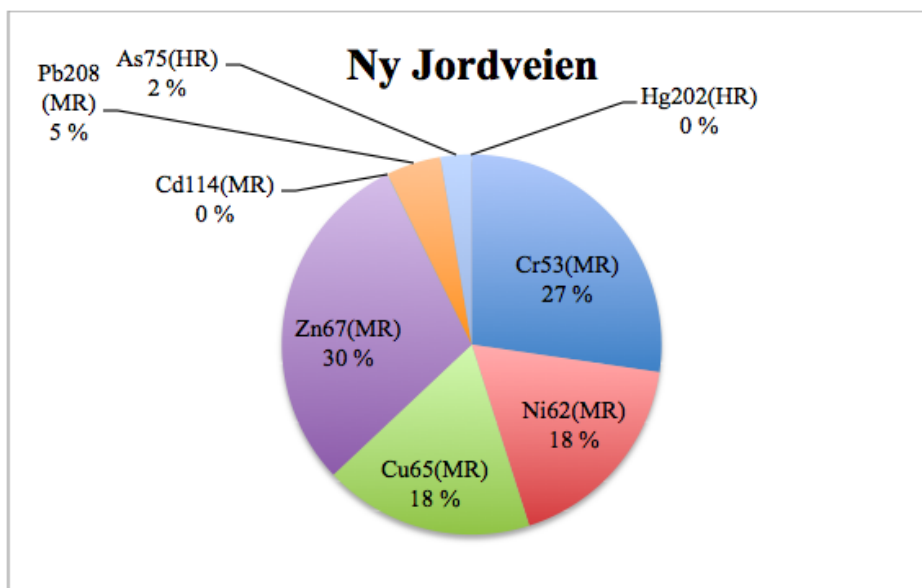


Figur 2: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i støvet fra vaskevannet til gatefei fra Solbakken skole.

Ny Jordveien

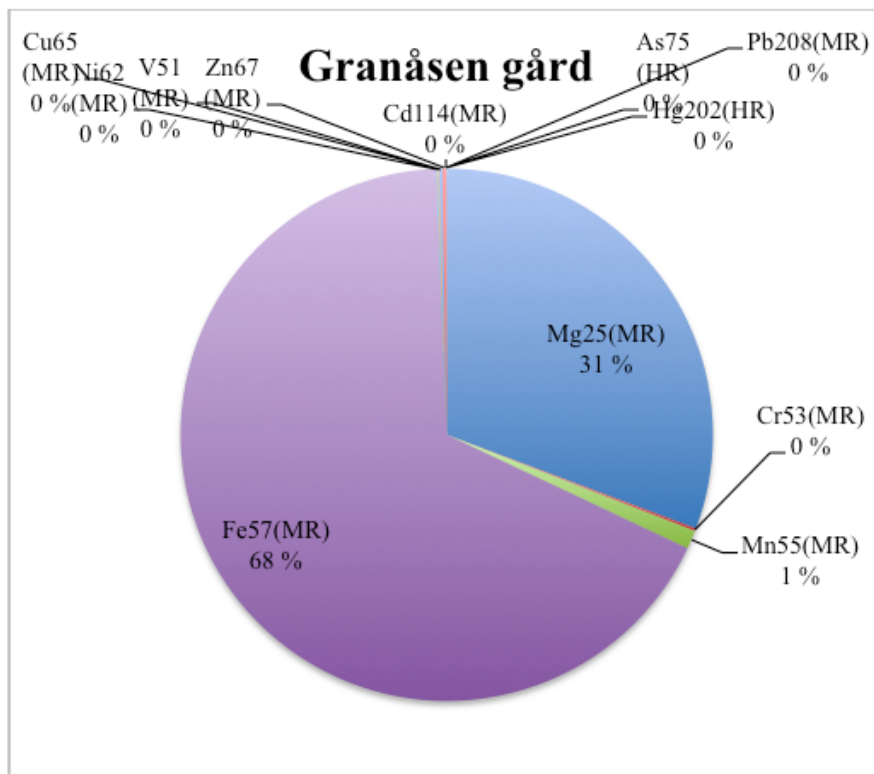


Figur 3: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i støvet fra vaskevannet til gatefei fra Ny Jordveien.

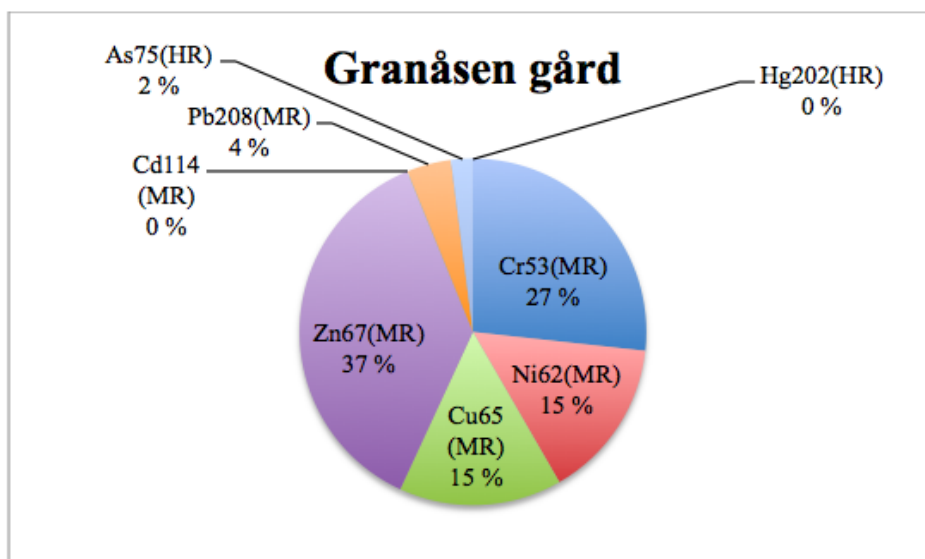


Figur 4: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i støvet fra vaskevannet til gatefei fra Ny Jordveien.

Granåsen gård

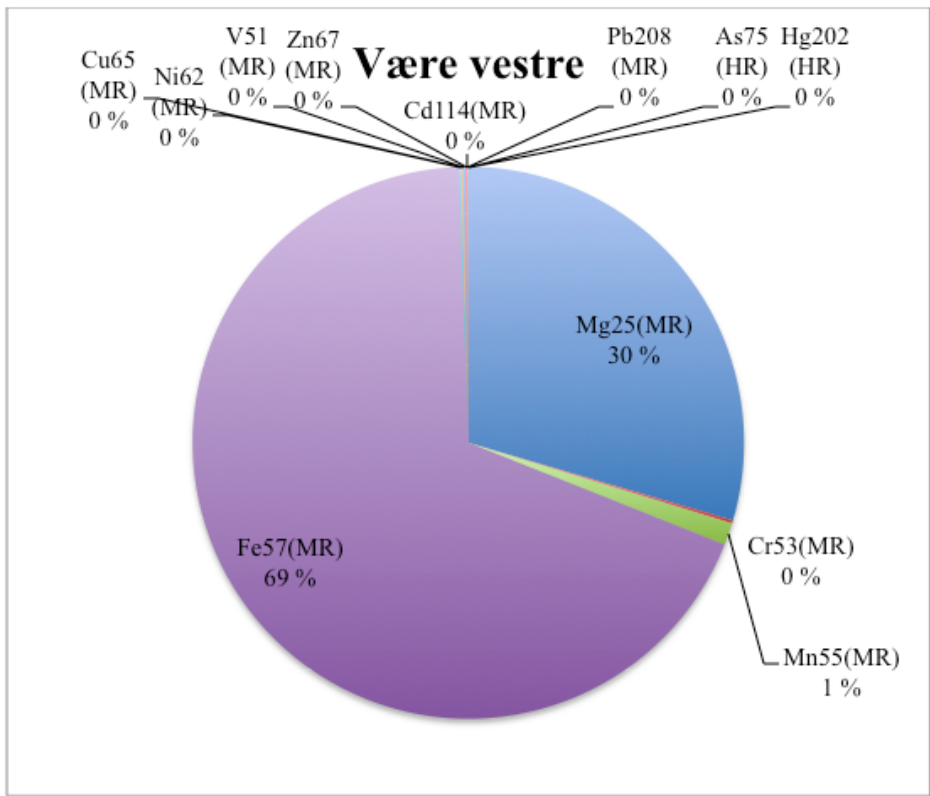


Figur 5: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i støvet fra vaskevannet til gatefei fra Granåsen gård.

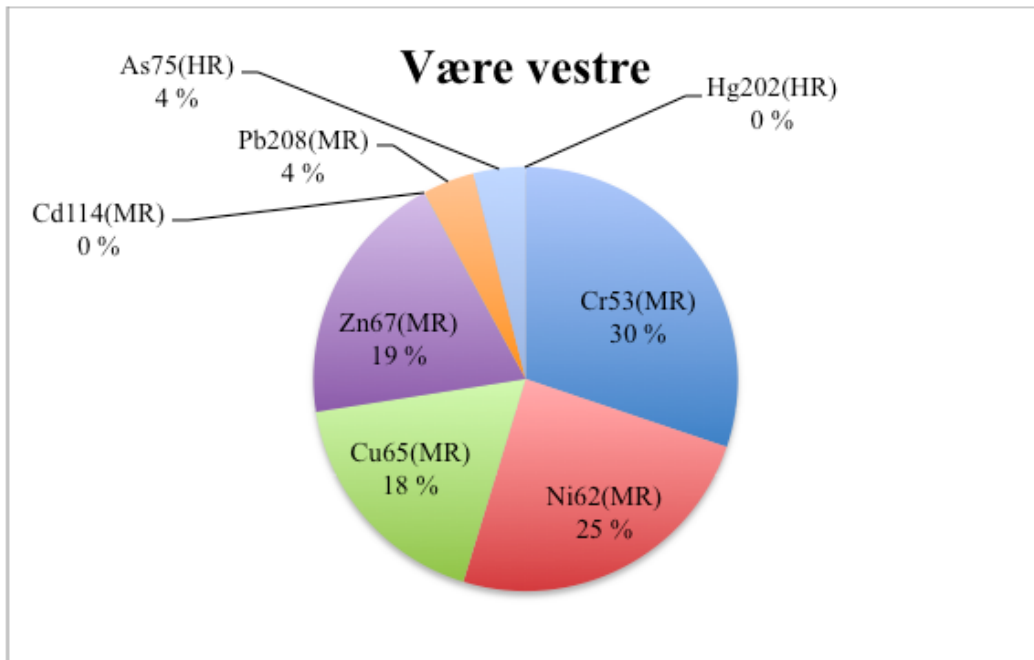


Figur 6: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i støvet fra vaskevannet til gatefei fra Granåsen gård.

Være vestre

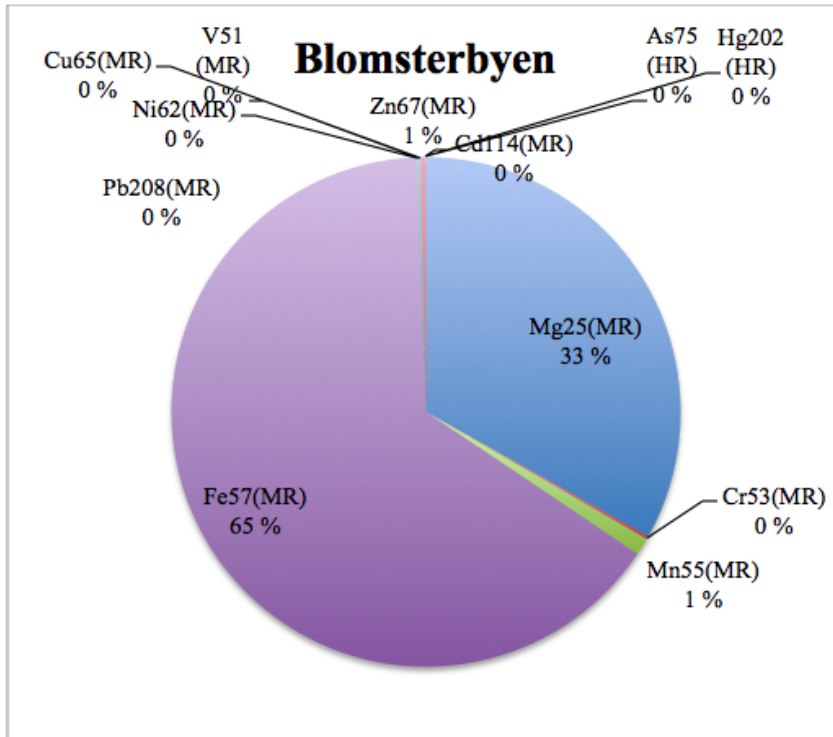


Figur 7: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i støvet fra vaskevannet til gatefei fra Være vestre.

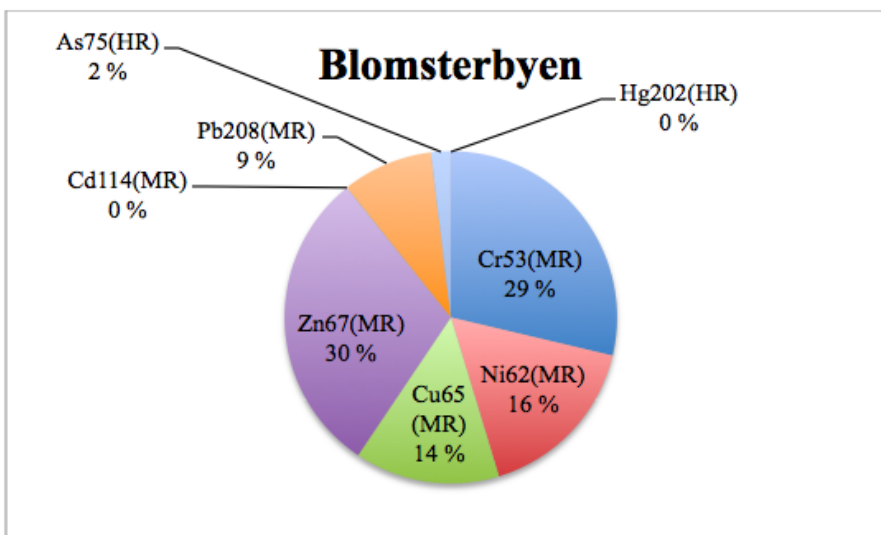


Figur 8: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i støvet fra vaskevannet til gatefei fra Være vestre.

Blomsterbyen

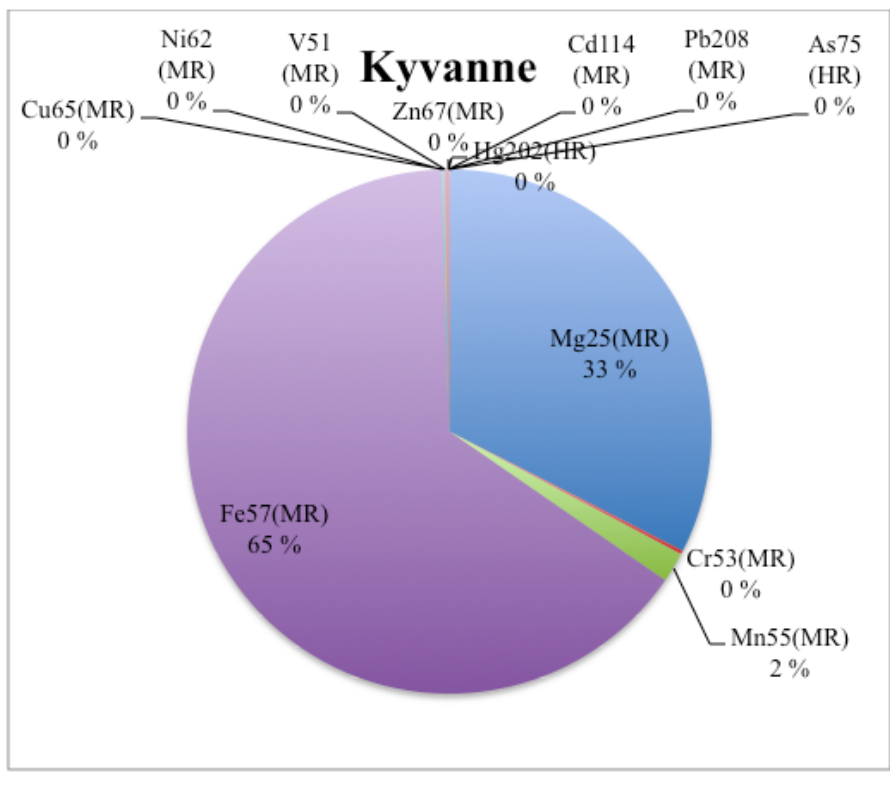


Figur 9: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i støvet fra vaskevannet til gatefeil fra Blomsterbyen.

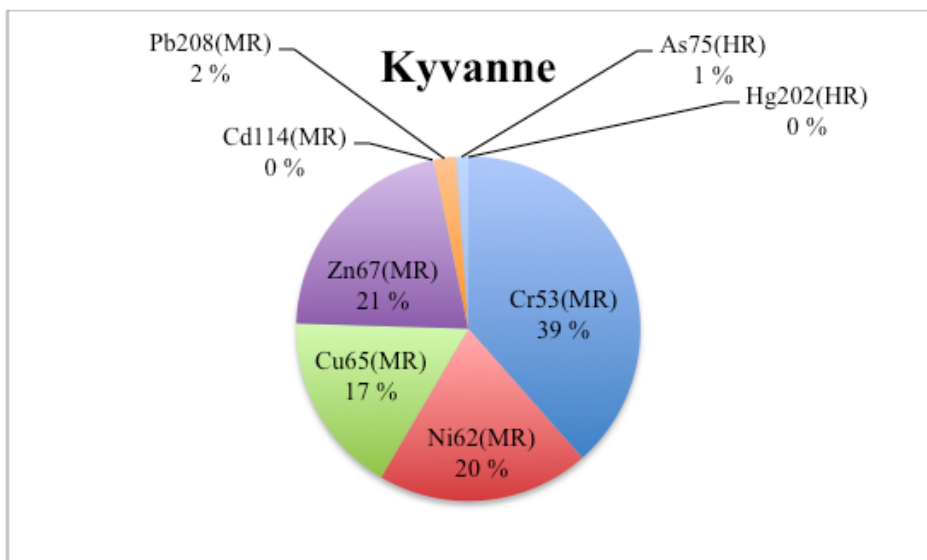


Figur 10: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i støvet fra vaskevannet til gatefeil fra Blomsterbyen.

Kyvannet

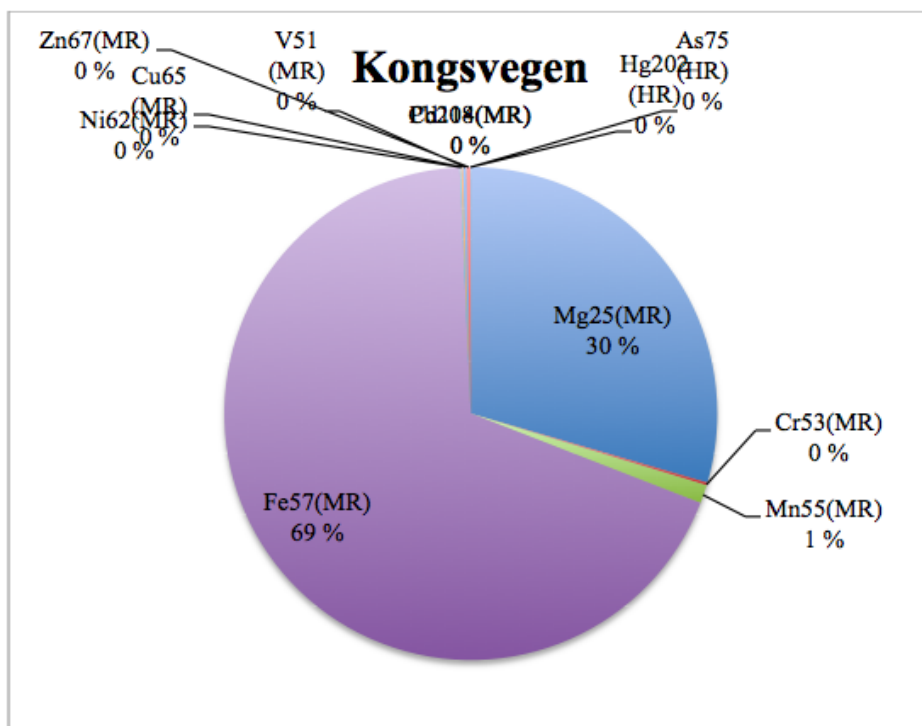


Figur 11: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i støvet fra vaskevannet til gatefei fra Kyvannet.

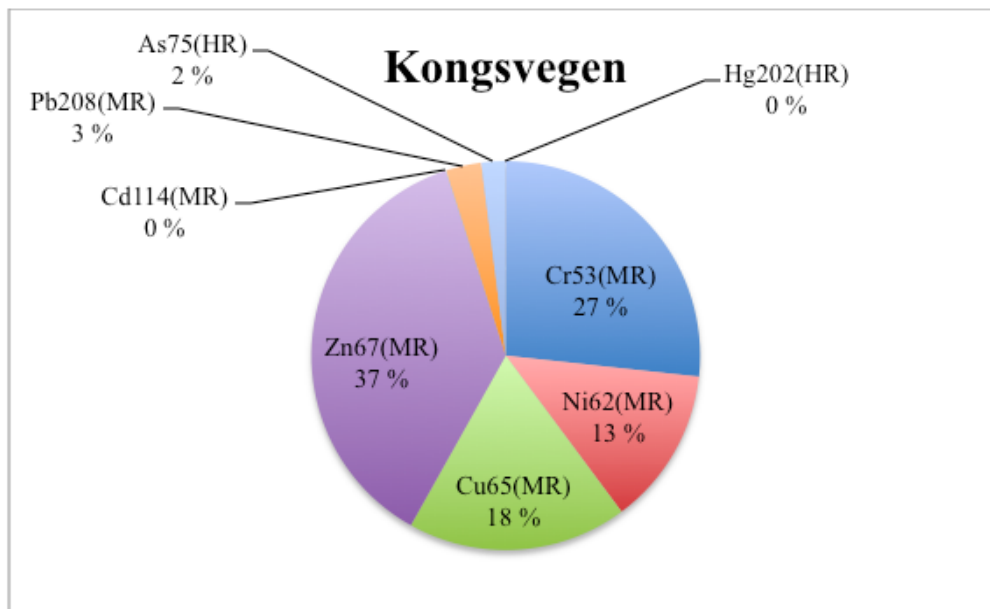


Figur 12: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i støvet fra vaskevannet til gatefei fra Kyvannet.

Kongsvegen

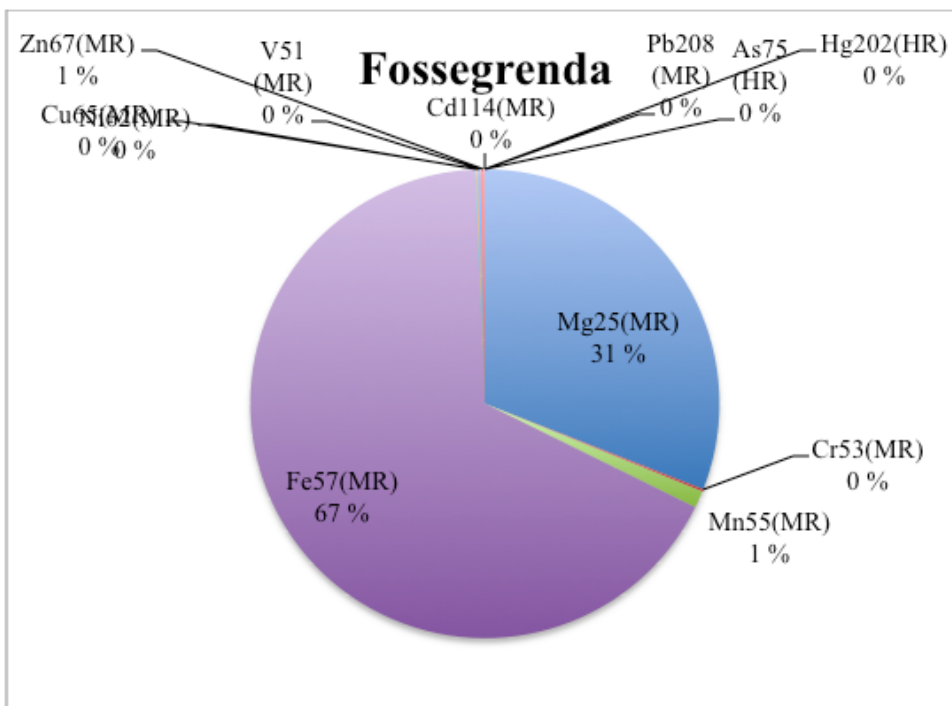


Figur 13: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i støvet fra vaskevannet til gatefei fra Kongsvegen.

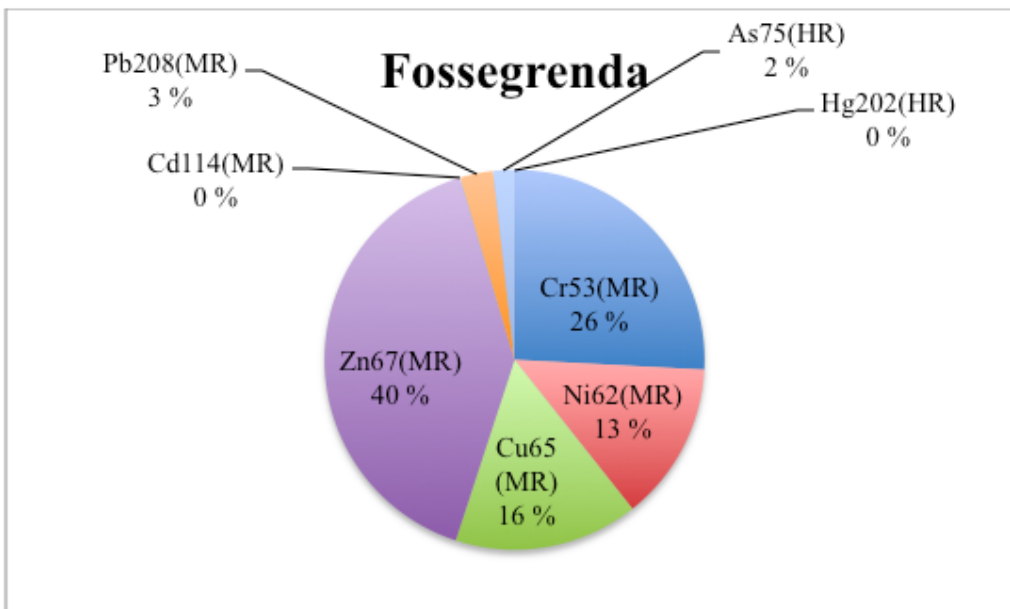


Figur 14: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i støvet fra vaskevannet til gatefei fra Kongsvegen.

Fossegrenda

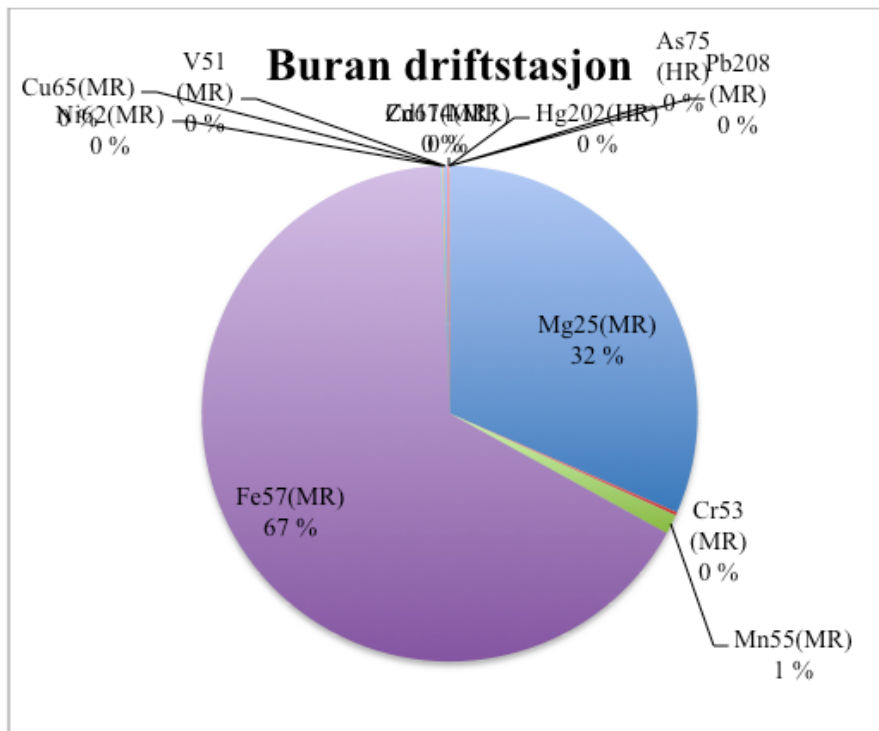


Figur 15: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i støvet fra vaskevannet til gatefei fra Fossegrenda.

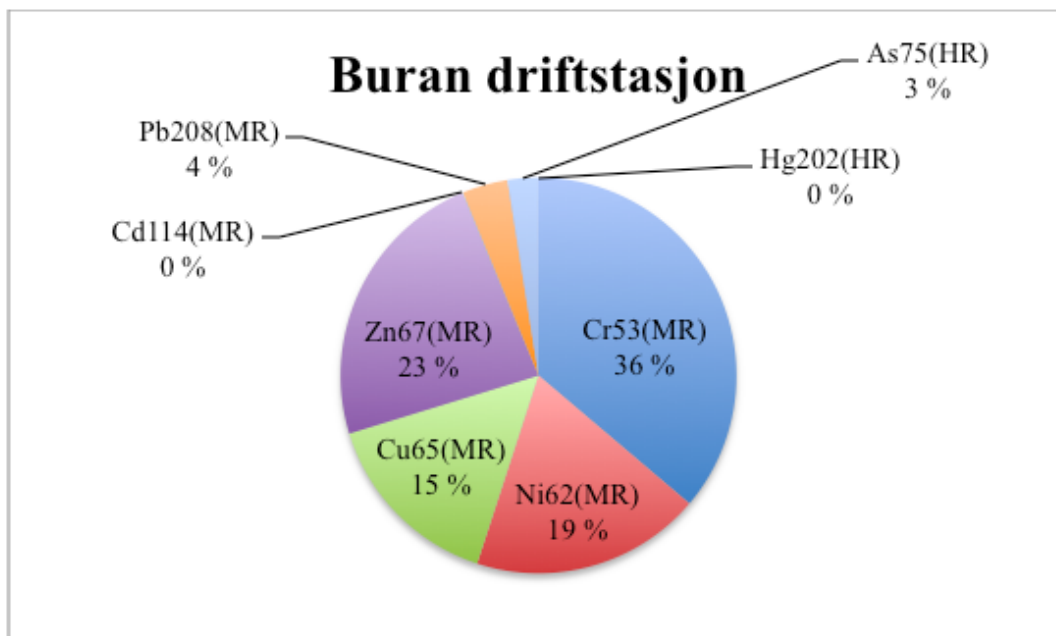


Figur 16: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i støvet fra vaskevannet til gatefei fra Fossegrenda.

Buran driftsstasjon



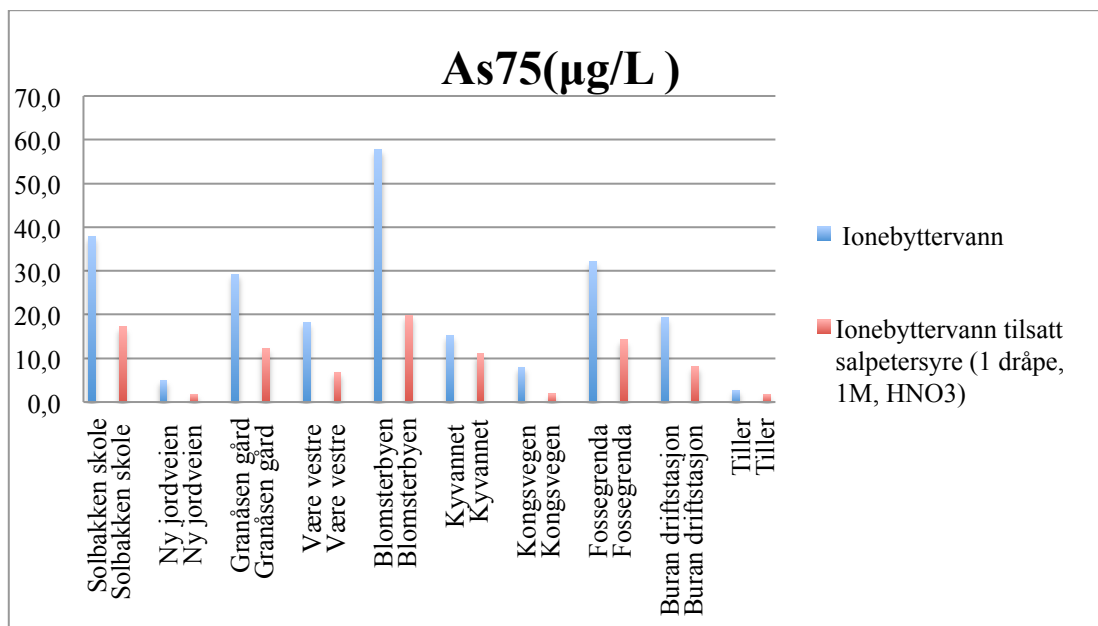
Figur 17: Diagram over det prosentvise innholdet av de utvalgte metallene i støvet fra vaskevannet til gatefei fra Buran driftsstasjons.



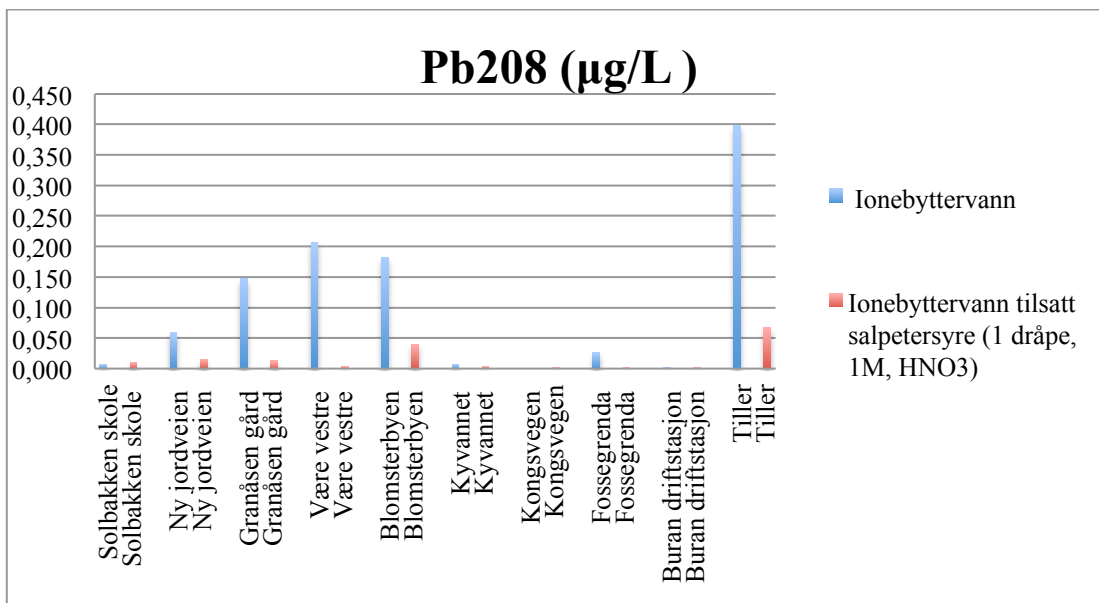
Figur 18: Diagram over det prosentvise innholdet av tungmetaller i støvet fra vaskevannet til gatefei fra Buran driftsstasjon.

Vedlegg E: Innholdet av utvalgte metaller i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand

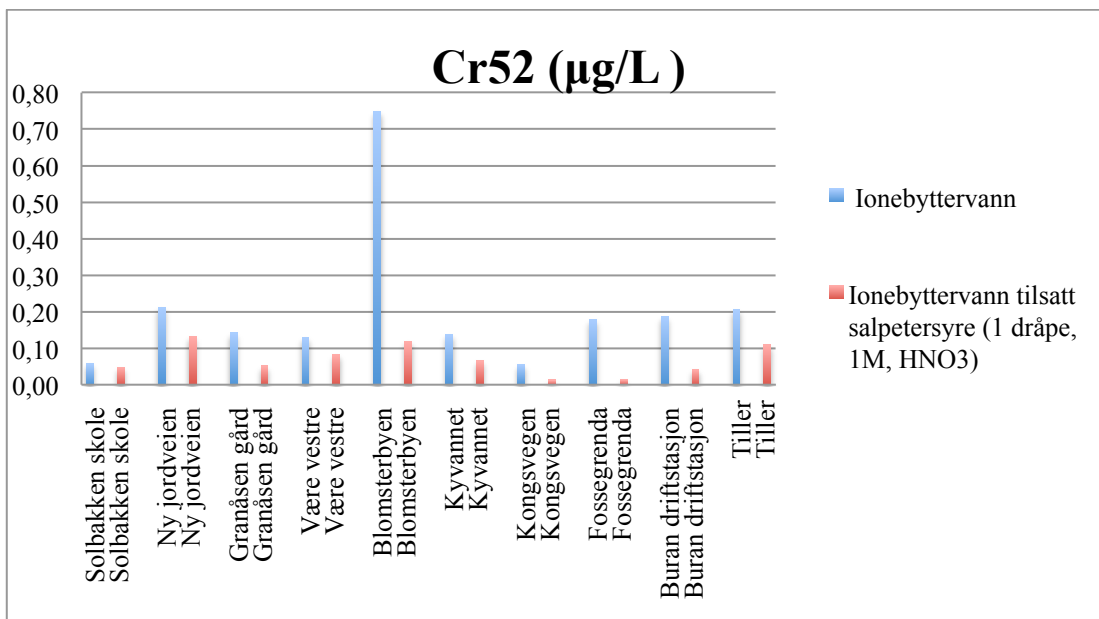
Diagrammer som viser endringer av metallinnhold i vaskevannet til strøsand ved vasking av strøsand med ulike type vaskevann. De to typene vaskevann som er brukt var rent ionebyttervann og ionebyttervann tilsatt salpetersyre (1 dråpe, 1M, HNO₃).



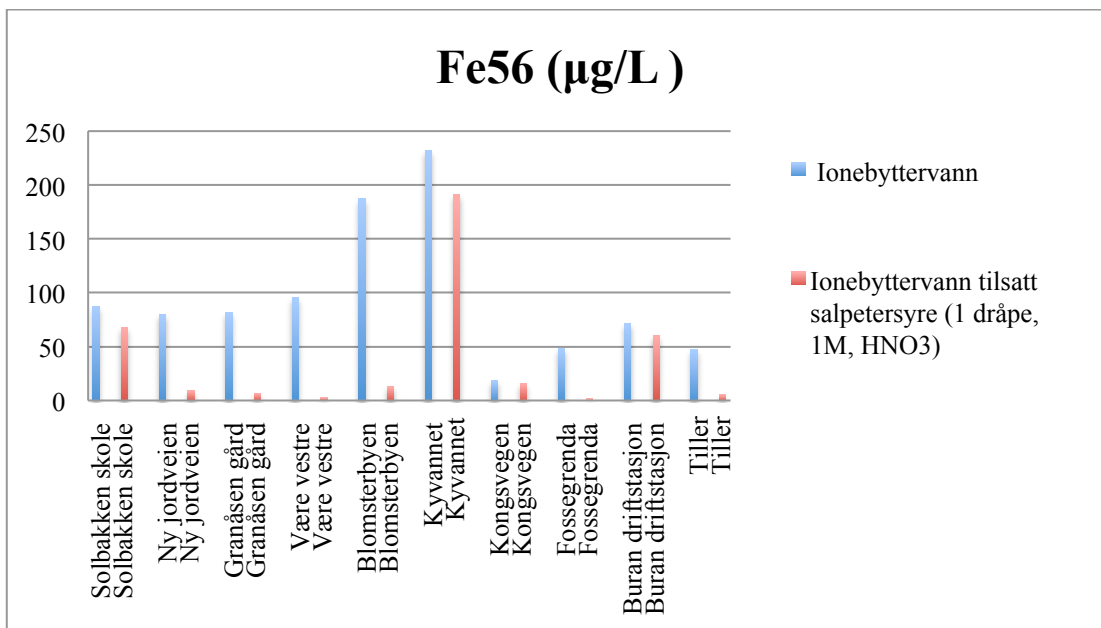
Figur 1: Innholdet av arsen i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.



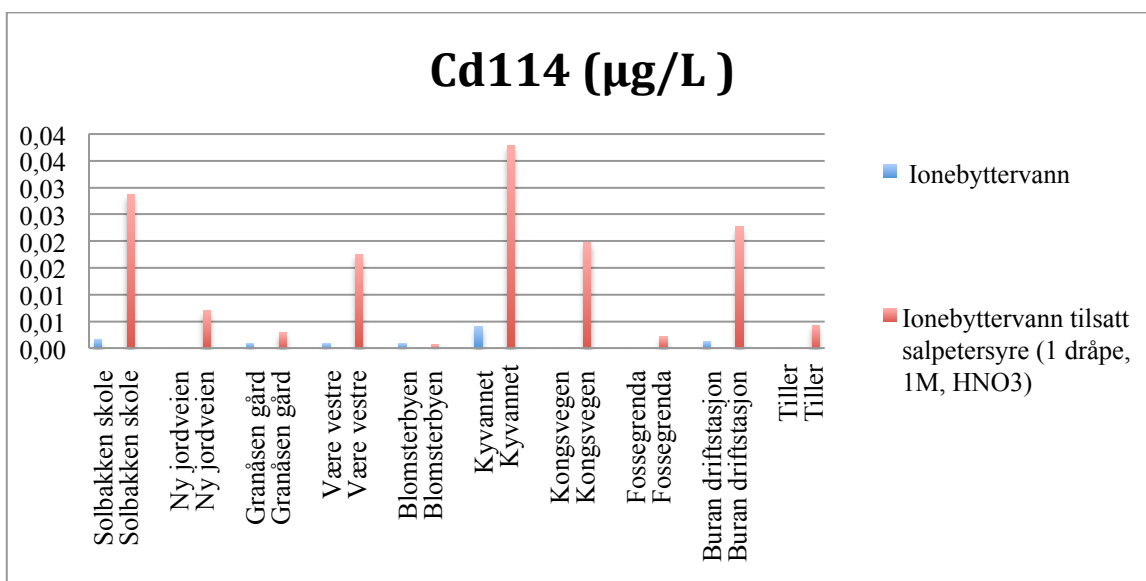
Figur 2: Innholdet av bly i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.



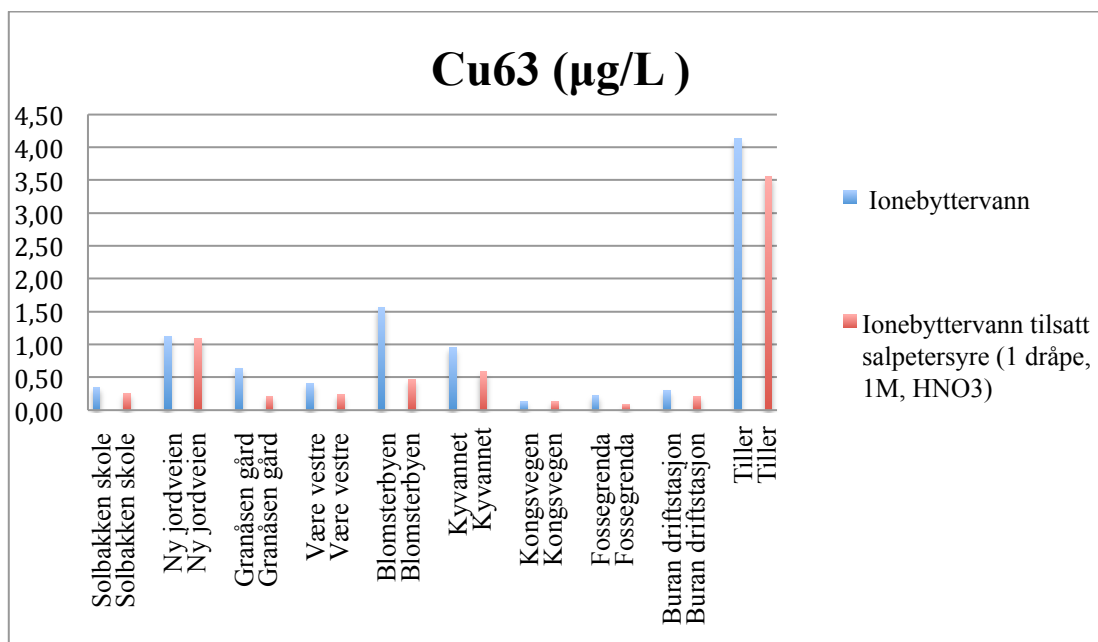
Figur 3: Innholdet av krom i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.



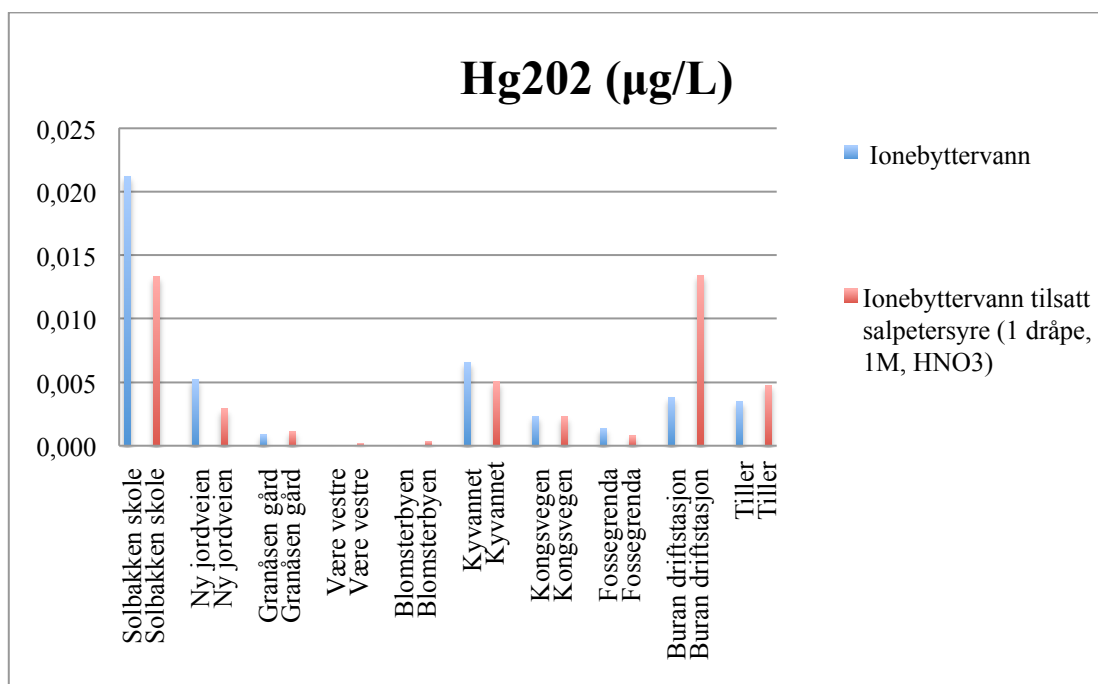
Figur 4: Innholdet av jern i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.



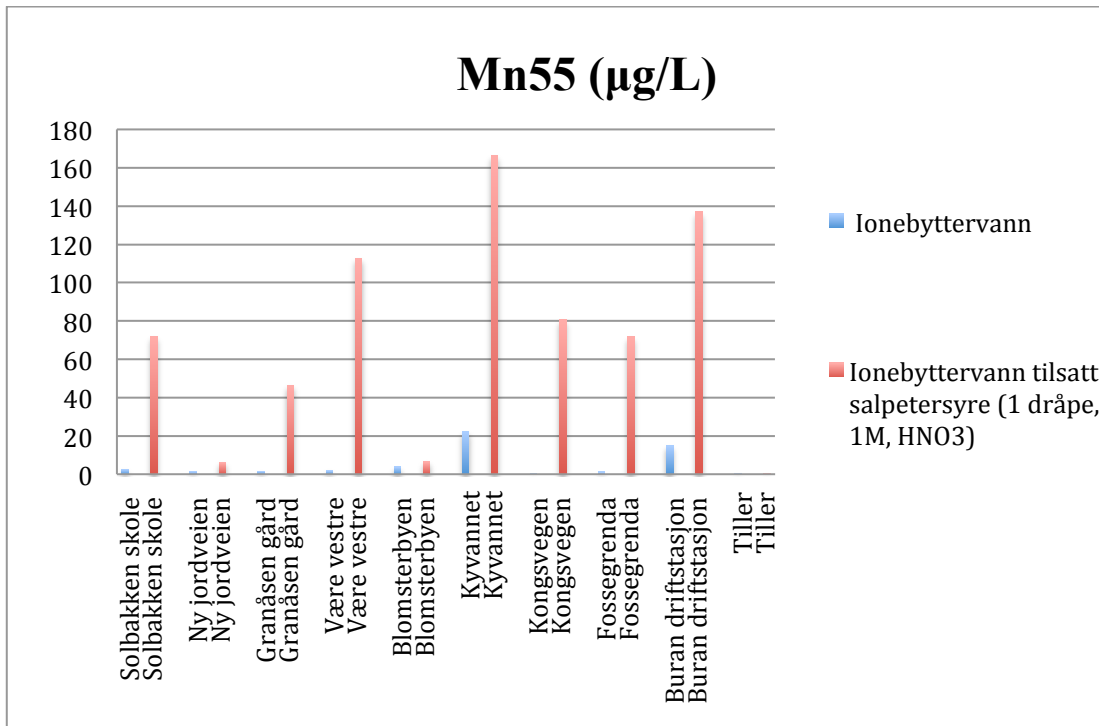
Figur 5: Innholdet av kadmium i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.



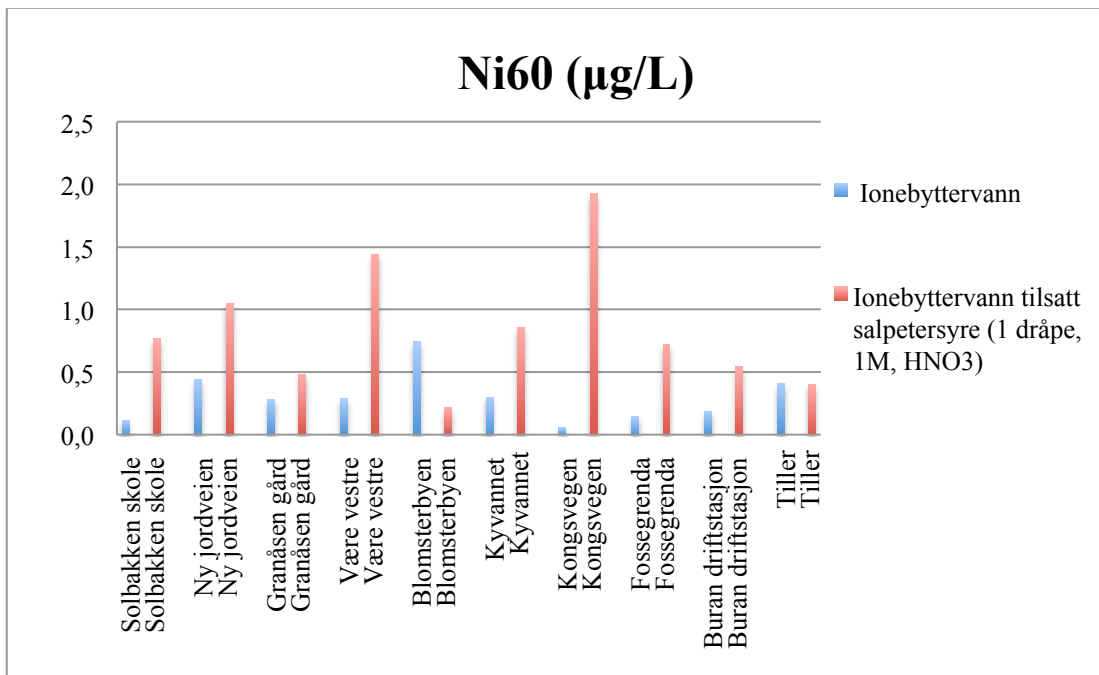
Figur 6: Innholdet av kobber i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.



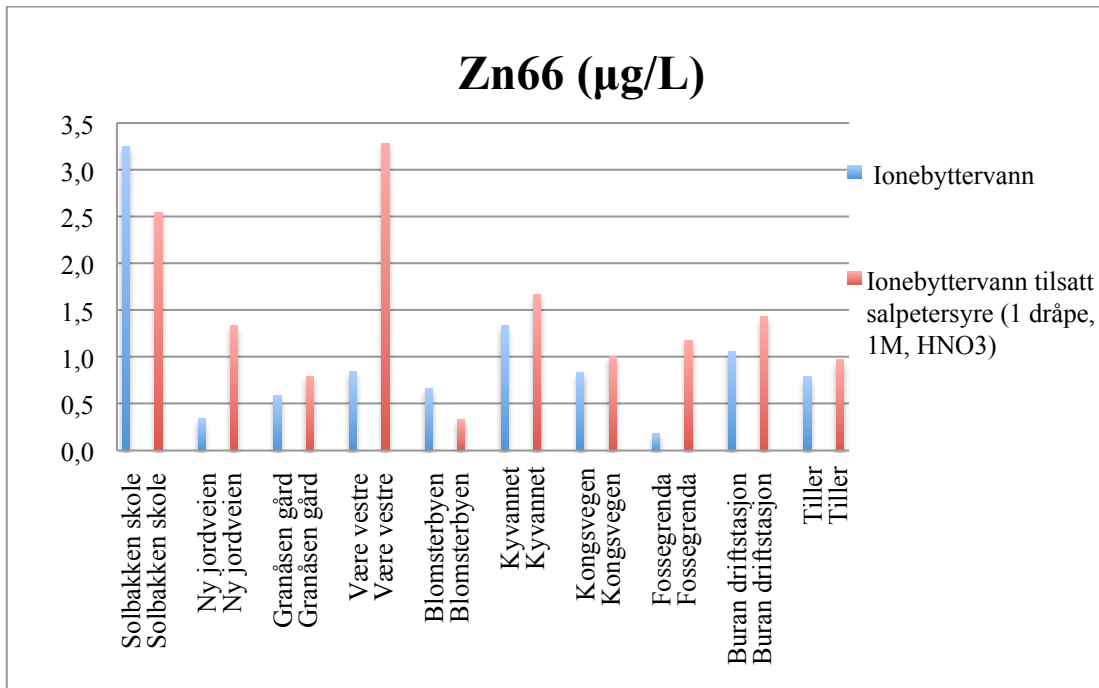
Figur 7: Innholdet av kvikksølv i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.



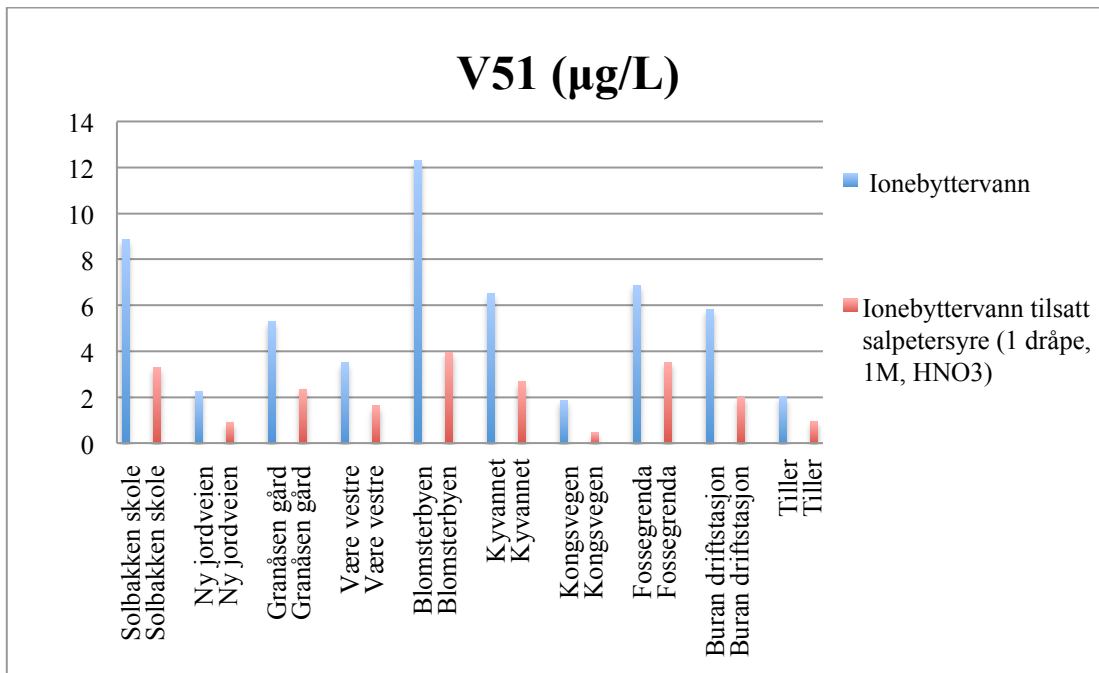
Figur 8: Innholdet av mangan i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.



Figur 9: Innholdet av nikkel i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.



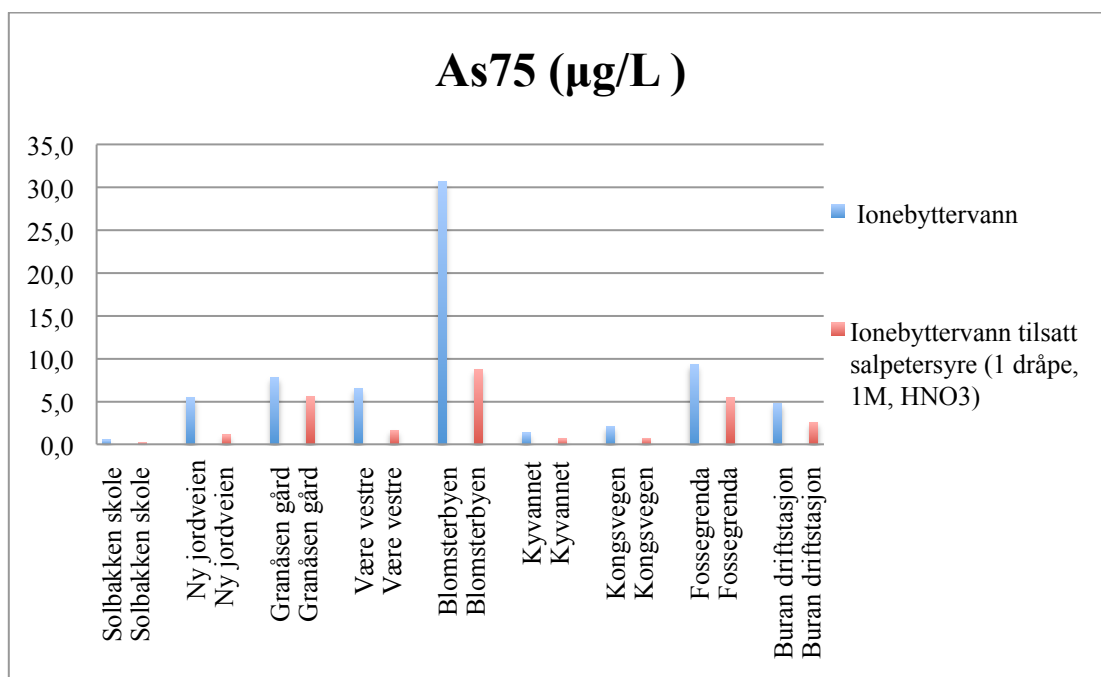
Figur 10: Innholdet av sink i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.



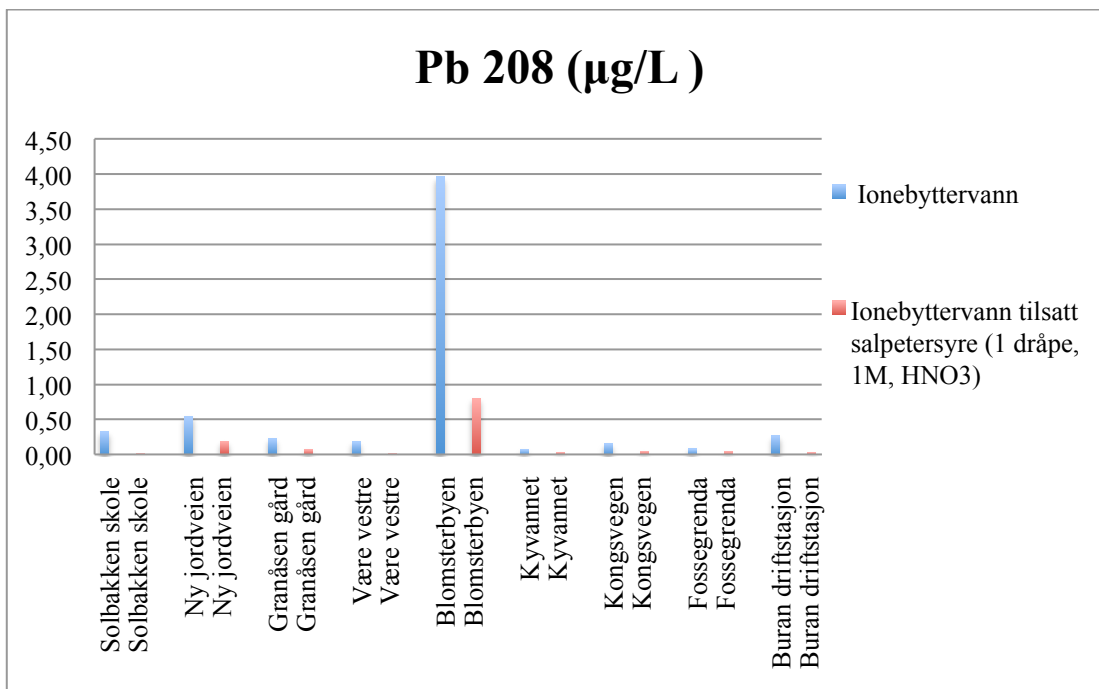
Figur 11: Innholdet av vanadium i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av strøsand fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.

Vedlegg F: Innholdet av utvalgte metaller i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei

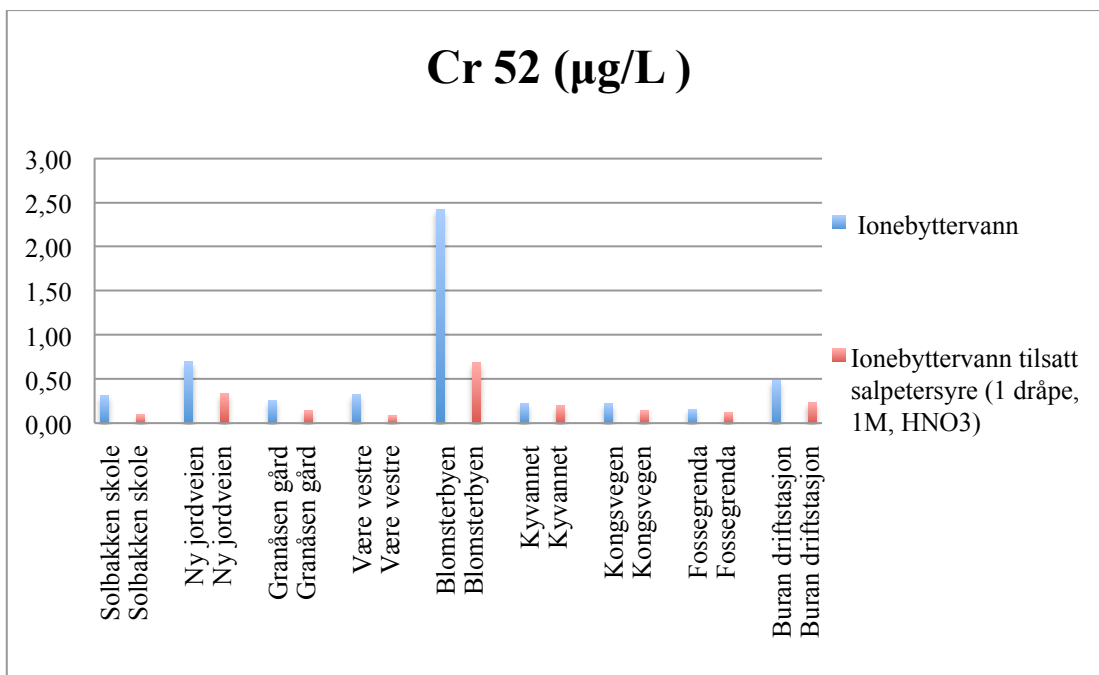
Diagrammer som viser endringer av metallinnhold i vaskevannet til gatefei ved vasking av gatefei strøsanden med ulike type vaskevann. De to typene vaskevann som er brukt var rent ionebyttervann og ionebyttervann tilsatt salpetersyre (1 dråpe, 1M, HNO₃).



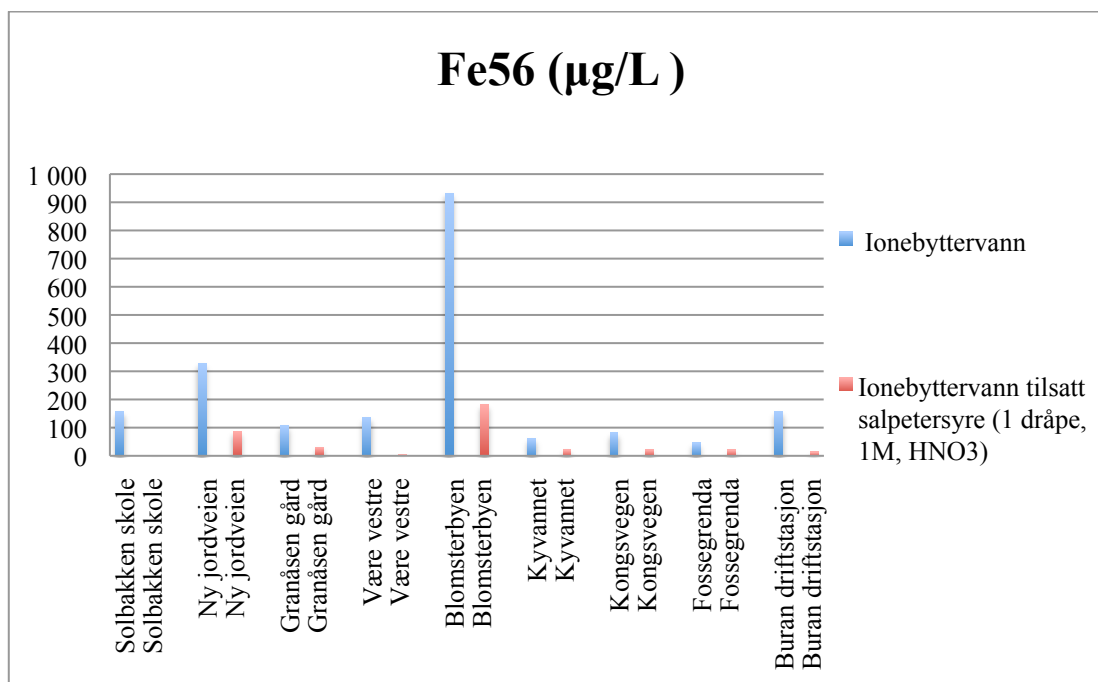
Figur 1: Innholdet av arsen i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.



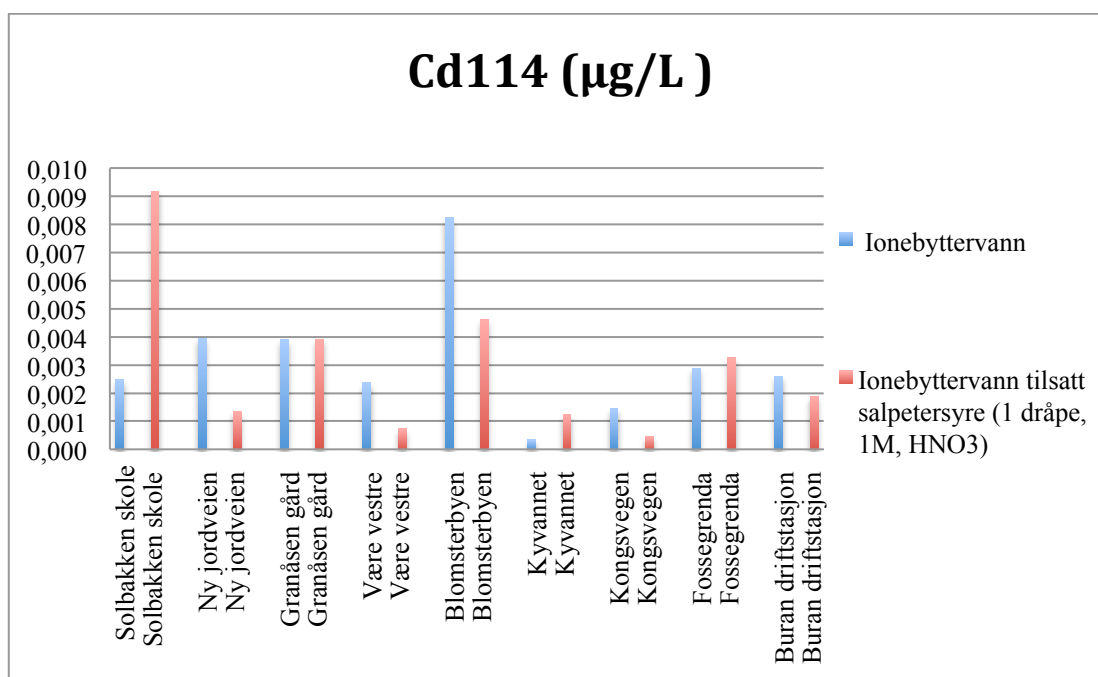
Figur 2: Innholdet av bly i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.



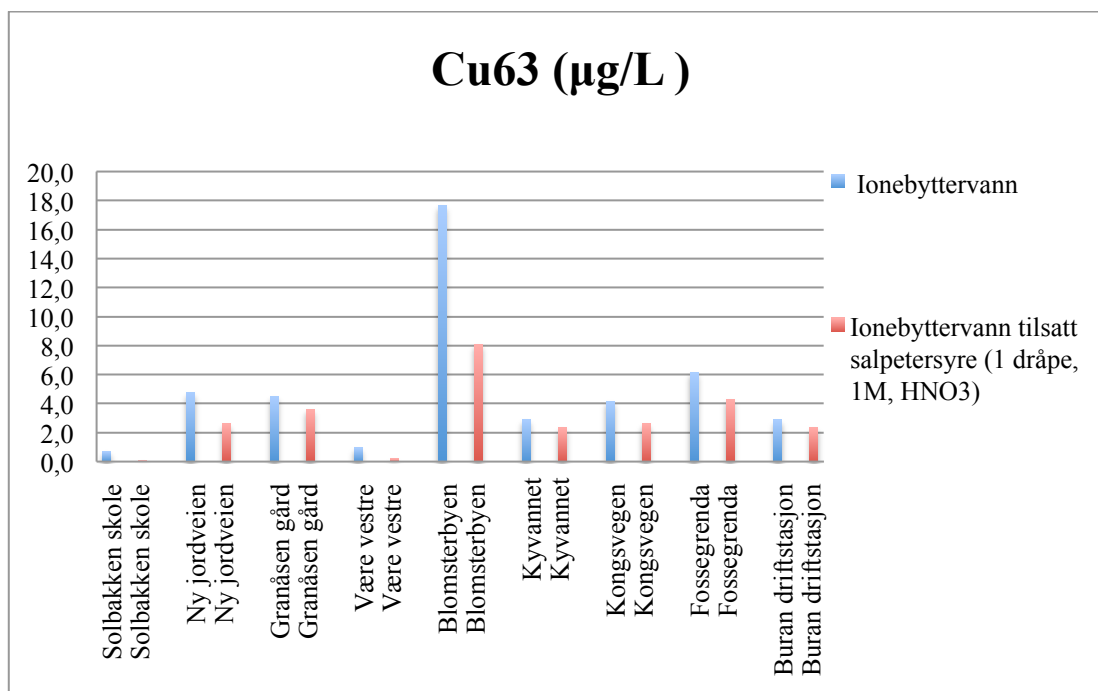
Figur 3: Innholdet av krom i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.



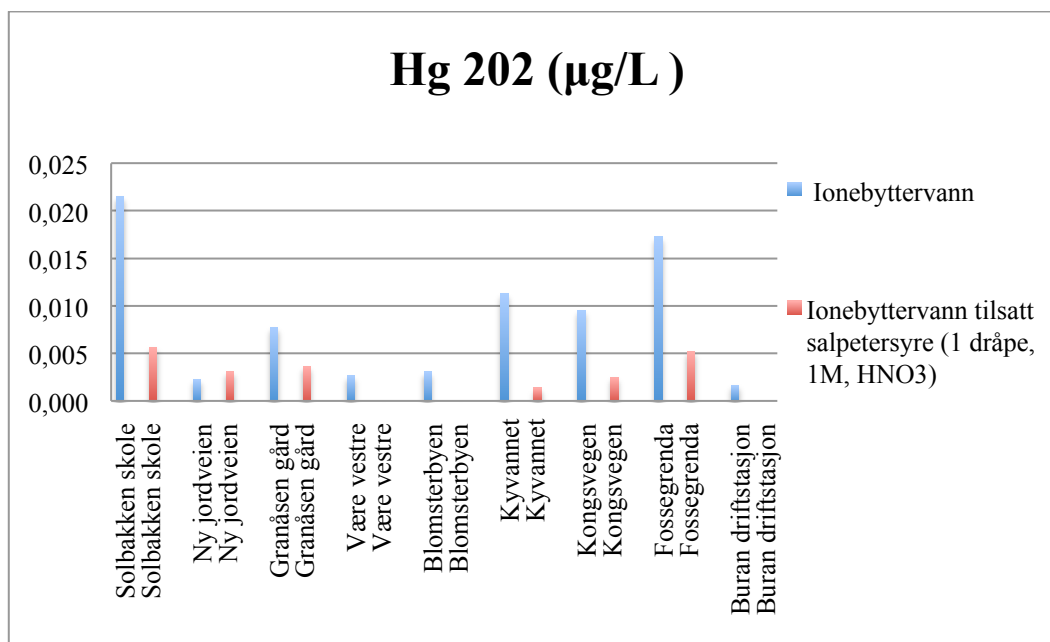
Figur 4: Innholdet av jern i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.



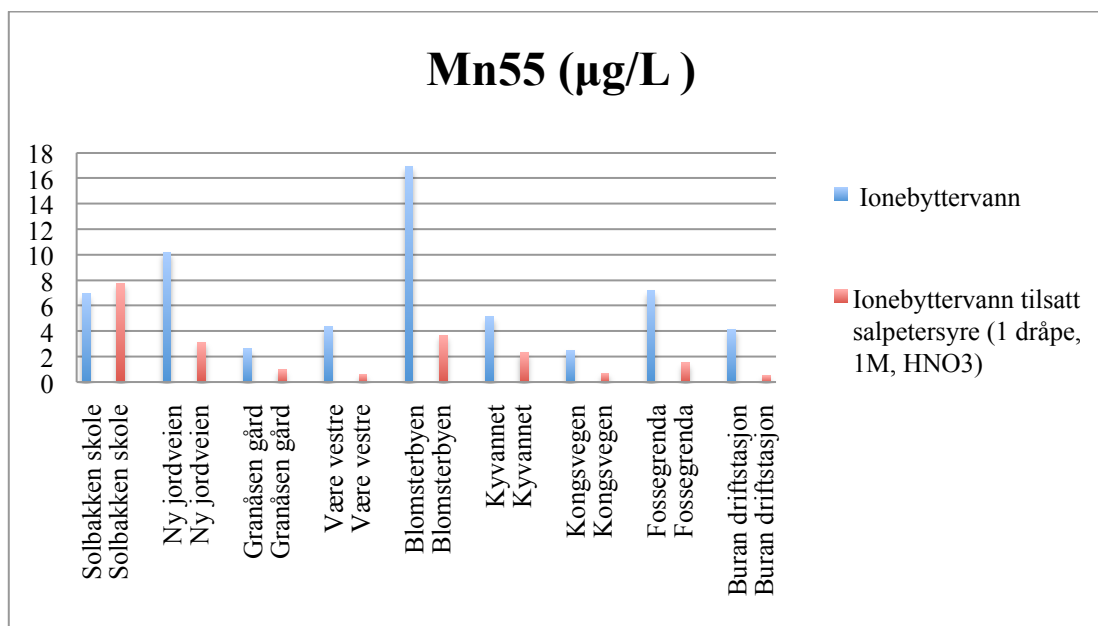
Figur 5: Innholdet av kadmium i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.



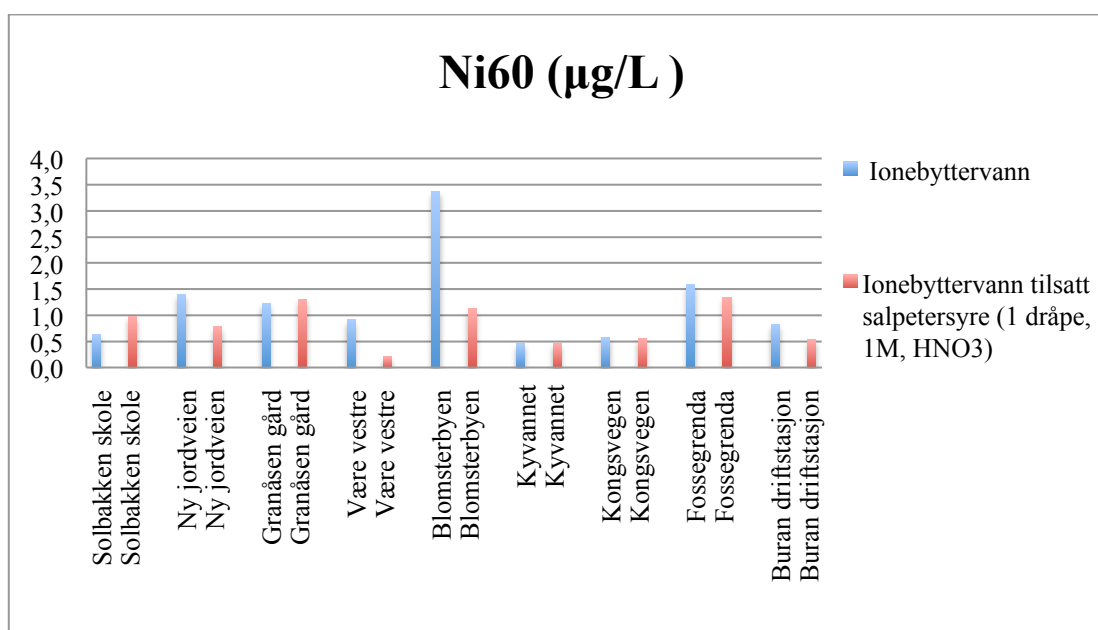
Figur 6: Innholdet av kobber i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.



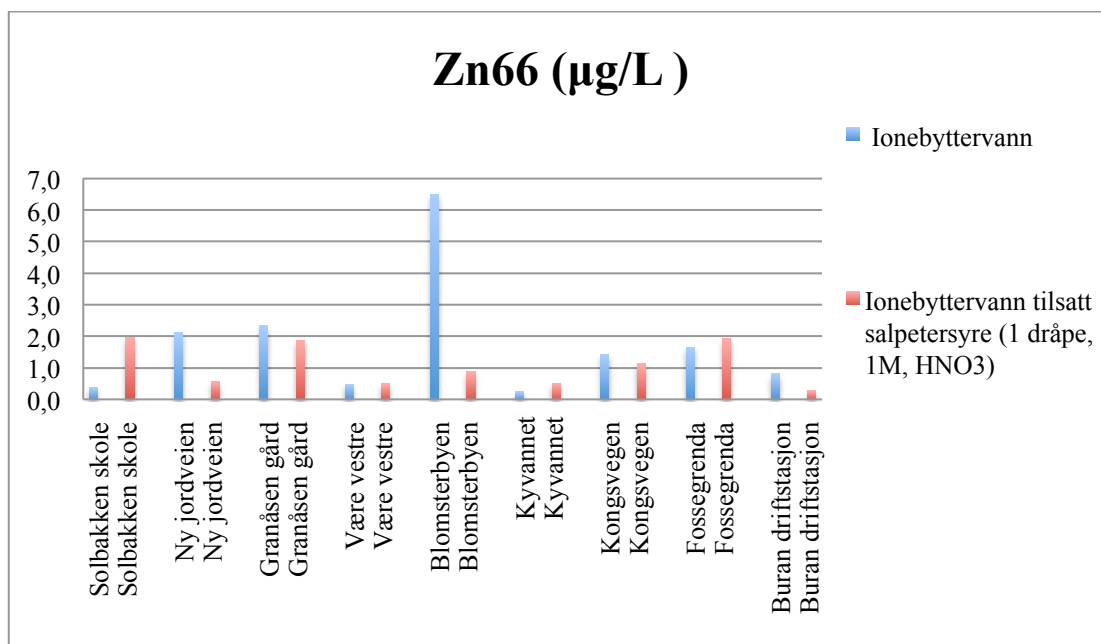
Figur 7: Innholdet av kvikksølv i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.



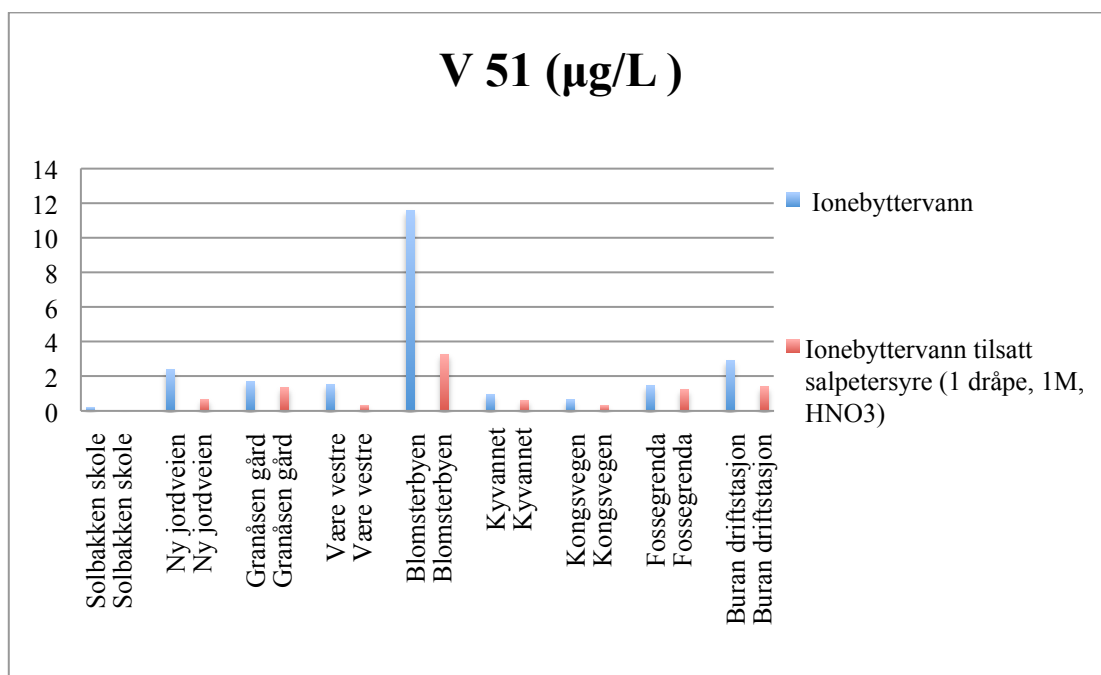
Figur 8: Innholdet av mangan i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.



Figur 9: Innholdet av nikkel i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.



Figur 10: Innholdet av sink i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.



Figur 11: Innholdet av vanasium i vaskevannet ved bruk av rent ionebyttervann og syretilsatt ionebyttervann til vasking av gatefei fra mellomlagrene og fra deponiet på Tiller.

Vedlegg G: Tilstandsklasser for forurenset grunn/jord basert på innholdet av utvalgte metaller i støvet fra vaskevannet til strøsand

Figurer som viser tilstandsklasser (for forurenset grunn/jord) basert på innholdet av utvalgte metaller (oppført i mg/kg) i støvet fra vaskevannet til strøsand de ulike mellomlagene og fra deponiet på Tiller.



Figur 1: Tilstandsklasser (for forurenset grunn) basert på innholdet av arsen (oppført i mg/kg) i støvet fra vaskevannet til strøsand fra de ulike mellomlagene og Tiller.



Figur 2: Tilstandsklasser (for forurenset grunn) basert på innholdet av bly (oppgift i mg/kg) i støvet fra vaskevannet til strøsand fra de ulike mellomlagrene og Tiller.



Figur 3: Tilstandsklasser (for forurenset grunn) basert på innholdet av kadmium (oppført i mg/kg) i støvet fra vaskevannet til strøsand fra de ulike mellomlagrene og Tiller.



Figur 4: Tilstandsklasser (for forurenset grunn) basert på innholdet av kobber (oppført i mg/kg) i støvet fra vaskevannet til strøsand fra de ulike mellomlagrene og Tiller.



Figur 5: Tilstandsklasser (for forurenset grunn) basert på innholdet av krom (oppgitt i mg/kg) i støvet fra vaskevannet til strøsand fra de ulike mellomlagrene og Tiller.



Figur 6: Tilstandsklasser (for forurenset grunn) basert på innholdet av kvikksølv (oppført i mg/kg) i støvet fra vaskevannet til strøsand fra de ulike mellomlagrene og Tiller.



Figur 7: Tilstandsklasser (for forurenset grunn) basert på innholdet av nikkel (oppgett i mg/kg) i støvet fra vaskevannet til strøsand fra de ulike mellomlagrene og Tiller.



Figur 8: Tilstandsklasser (for forurenset grunn) basert på innholdet av sink (oppført i mg/kg) i støvet fra vaskevannet til strøsand fra de ulike mellomlagrene og Tiller.



Figur 9: Tilstandsklasser (for forurenset jord) basert på innholdet av magnesium (oppført i mg/kg) i støvet fra vaskevannet til strøsand fra de ulike mellomlagrene og Tiller.



Figur 10: Tilstandsklasser (for forurenset jord) basert på innholdet av mangan (oppgitt i mg/kg) i støvet fra vaskevannet til strøsand fra de ulike mellomlagene og Tiller.



Figur 11: Tilstandsklasser (for forurenset jord) basert på innholdet av vanadium (oppført i mg/kg) i støvet fra vaskevannet til strøsand fra de ulike mellomlagrene og Tiller.

Vedlegg H: Tilstandsklasser for forurenset grunn/jord basert på innholdet av utvalgte metaller i støvet fra vaskevannet til gatefei

Figurer som viser tilstandsklasser (for forurenset grunn/jord) basert på innholdet av utvalgte metaller (oppført i mg/kg) i støvet fra gatefei til strøsand de ulike mellomlagrene.



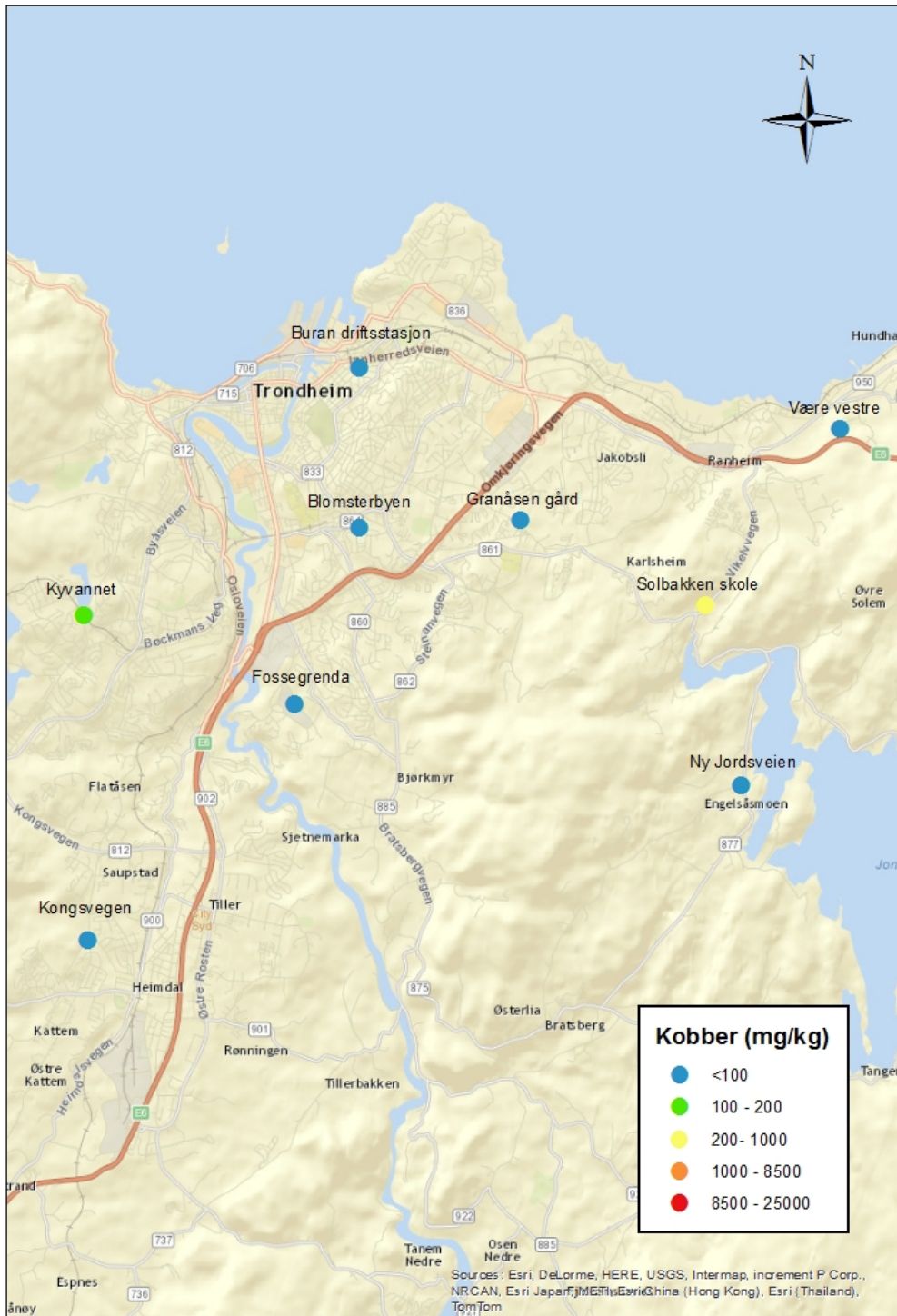
Figur 1: Tilstandsklasser (for forurenset grunn) basert på innholdet av arsen (oppført i mg/kg) i støvet fra vaskevannet til gatefei fra de ulike mellomlagrene.



Figur 2: Tilstandsklasser (for forurenset grunn) basert på innholdet av bly (oppført i mg/kg) i støvet fra vaskevannet til gatefei fra de ulike mellomlagrene.



Figur 3: Tilstandsklasser (for forurenset grunn) basert på innholdet av kadmium (oppgitt i mg/kg) i støvet fra vaskevannet til gatefei fra de ulike mellomlagrene.



Figur 4: Tilstandsklasser (for forurenset grunn) basert på innholdet av kobber (oppført i mg/kg) i støvet fra vaskevannet til gatefei fra de ulike mellomlagrene.



Figur 5: Tilstandsklasser (for forurenset grunn) basert på innholdet av krom (oppgitt i mg/kg) i støvet fra vaskevannet til gatefei fra de ulike mellomlagrene.



Figur 6: Tilstandsklasser (for forurenset grunn) basert på innholdet av kvikksølv (oppført i mg/kg) i støvet fra vaskevannet til gatefei fra de ulike mellomlagrene.



Figur 7: Tilstandsklasser (for forurenset grunn) basert på innholdet av nikkel (oppgett i mg/kg) i støvet fra vaskevannet til gatefei fra de ulike mellomlagrene.



Figur 8: Tilstandsklasser (for forurenset grunn) basert på innholdet av sink (oppført i mg/kg) i støvet fra vaskevannet til gatefei fra de ulike mellomlagrene.



Figur 9: Tilstandsklasser (for forurenset jord) basert på innholdet av magnesium (oppført i mg/kg) i støvet fra vaskevannet til gatefei fra de ulike mellomlagene.



Figur 10: Tilstandsklasser (for forurenset jord) basert på innholdet av mangan (oppgitt i mg/kg) i støvet fra vaskevannet til gatefei fra de ulike mellomlagrene.



Figur 11: Tilstandsklasser (for forurenset jord) basert på innholdet av vanadium (oppført i mg/kg) i støvet fra vaskevannet til gatefei fra de ulike mellomlagene.

Vedlegg I: Metallkonsentrasjoner (ICP-MS) i vaskevannet og støvet fra vaskevannet til strøsand og gatefei.

Tabell 1. Nummerering og informasjon om de ulike prøvene (Nummer, hvilket mellomlager prøven er hentet fra, om det er strøsand eller gatefei og vaskevann)

Nr	Sted og (type sand)	Tilsatt under vasking av sand
1	Solbakken skole (strøsand)	Ionebyttevann
2	Solbakken skole (strøsand)	Ionebyttevann + 1 dråpe 1M HNO ₃
3	Solbakken skole (strøsand)	Ionebyttervann + 1 dråpe 0,01 M HNO ₃
4	Ny jordveien (strøsand)	Ionebyttevann
5	Ny jordveien (strøsand)	Ionebyttevann + 1 dråpe 1M HNO ₃
6	Ny jordveien (strøsand)	Ionebyttervann + 1 dråpe 0,01 M HNO ₃
7	Granåsen gård (strøsand)	Ionebyttevann
8	Granåsen gård (strøsand)	Ionebyttevann + 1 dråpe 1M HNO ₃
9	Granåsen gård (strøsand)	Ionebyttervann + 1 dråpe 0,01 M HNO ₃
10	Være vestre (strøsand)	Ionebyttevann
11	Være vestre (strøsand)	Ionebyttevann + 1 dråpe 1M HNO ₃
12	Være vestre (strøsand)	Ionebyttervann + 1 dråpe 0,01 M HNO ₃
13	Blomsterbyen (strøsand)	Ionebyttevann
14	Blomsterbyen (strøsand)	Ionebyttevann + 1 dråpe 1M HNO ₃
15	Blomsterbyen (strøsand)	Ionebyttervann + 1 dråpe 0,01 M HNO ₃
16	Kyvanne (strøsand)	Ionebyttevann
17	Kyvanne (strøsand)	Ionebyttevann + 1 dråpe 1M HNO ₃
18	Kyvanne (strøsand)	Ionebyttervann + 1 dråpe 0,01 M HNO ₃
19	Kongsvegen (strøsand)	Ionebyttevann
20	Kongsvegen (strøsand)	Ionebyttevann + 1 dråpe 1M HNO ₃
21	Kongsvegen (strøsand)	Ionebyttervann + 1 dråpe 0,01 M HNO ₃
22	Fossegrenda (strøsand)	Ionebyttevann
23	Fossegrenda (strøsand)	Ionebyttevann + 1 dråpe 1M HNO ₃
24	Fossegrenda (strøsand)	Ionebyttervann + 1 dråpe 0,01 M HNO ₃
25	Buran driftstasjon (strøsand)	Ionebyttevann
26	Buran driftstasjon (strøsand)	Ionebyttevann + 1 dråpe 1M HNO ₃
27	Buran driftstasjon (strøsnad)	Ionebyttervann + 1 dråpe 0,01 M HNO ₃
28	Solbakken skole (gatefei)	Ionebyttevann
29	Solbakken skole (gatefei)	Ionebyttevann + 1 dråpe 1M HNO ₃
30	Solbakken skole (gatefei)	Ionebyttervann + 1 dråpe 0,01 M HNO ₃

Tabell fortsetter

31	Ny Jordveien (gatefei)	Ionebyttevann
32	Ny Jordveien (gatefei)	Ionebyttevann + 1 dråpe 1M HNO ₃
33	Ny Jordveien (gatefei)	Ionebyttervann + 1 dråpe 0,01 M HNO ₃
34	Granåsen gård (gatefei)	Ionebyttevann
35	Granåsen gård (gatefei)	Ionebyttevann + 1 dråpe 1M HNO ₃
36	Granåsen gård (gatefei)	Ionebyttervann + 1 dråpe 0,01 M HNO ₃
37	Være vestre (gatefei)	Ionebyttevann
38	Være vestre (gatefei)	Ionebyttevann + 1 dråpe 1M HNO ₃
39	Være vestre (gatefei)	Ionebyttervann + 1 dråpe 0,01 M HNO ₃
40	Blomsterbyen (gatefei)	Ionebyttevann
41	Blomsterbyen (gatefei)	Ionebyttevann + 1 dråpe 1M HNO ₃
42	Blomsterbyen (gatefei)	Ionebyttervann + 1 dråpe 0,01 M HNO ₃
43	Kyvanne (gatefei)	Ionebyttevann
44	Kyvanne (gatefei)	Ionebyttevann + 1 dråpe 1M HNO ₃
45	Kyvanne (gatefei)	Ionebyttervann + 1 dråpe 0,01 M HNO ₃
46	Kongsvegen (gatefei)	Ionebyttevann
47	Kongsvegen (gatefei)	Ionebyttevann + 1 dråpe 1M HNO ₃
48	Kongsvegen (gatefei)	Ionebyttervann + 1 dråpe 0,01 M HNO ₃
49	Fossegrenda (gatefei)	Ionebyttevann
50	Fossegrenda (gatefei)	Ionebyttevann + 1 dråpe 1M HNO ₃
51	Fossegrenda (gatefei)	Ionebyttervann + 1 dråpe 0,01 M HNO ₃
52	Buran driftstasjon (gatfei)	Ionebyttevann
53	Buran driftstasjon (gatefei)	Ionebyttevann + 1 dråpe 1M HNO ₃
54	Buran driftstasjon (gatefei)	Ionebyttervann + 1 dråpe 0,01 M HNO ₃
55	Tiller (strøsand)	Ionebyttevann
56	Tiller (strøsand)	Ionebyttevann + 1 dråpe 1M HNO ₃
57	Tiller (strøsand)	Ionebyttervann + 1 dråpe 0,01 M HNO ₃

Tabell 2: Metallkonsentrasjoner (ICP-MS) i vaskevannet til strøsand fra mellomlagrene.

	Br81 (HR)		Cd114 (LR)		Hg202 (LR)		Pb208 (LR)		Mg25 (MR)	
nr	µg/L	RS D, %	µg/L	RS D, %	µg/L	RS D, %	µg/L	RS D, %	µg/L	RS D, %
1	405,228	1,2	0,0016772	41,3	0,021194	5,8	0,006999	5,8	460,75	2,2
2	800,507	4,2	0,0286255	34,7	0,013331	24,6	0,010352	2,1	876,82	3
3	1147,197	2,5	0,0081623	53,7	0,006594	11,2	0,004008	30,1	683,51	0,1
4	13,055	6,6	0,0000777	138,9	0,005211	15,1	0,059338	1,6	159,10	2,6
5	4,578	5,8	0,0070105	12,6	0,002892	10,7	0,015694	6,2	627,79	4,5
6	2,053	4,8	0,0007734	12,8	0,003672	21,5	0,056833	8,7	143,59	4,1
7	2,270	4,4	0,0009408	25,3	0,000875	9	0,146899	3,1	73,57	1,4
8	4,831	2,2	0,0028187	33,1	0,001134	43,5	0,012618	10,1	229,27	1,4
9	2,424	7,5	0,0019552	48,3	0,000156	11,7	0,130308	2,5	81,74	4,1
10	0,912	1,3	0,0008902	81,7	0,000070	12,3	0,206748	4	148,73	3,1
11	0,264	11,6	0,0175654	9,2	0,000205	12,2	0,004046	14,1	303,80	4,7
12	-1,245	16,9	0,0000724	68,2	0,000891	5,2	0,112559	0,9	142,71	2,9
13	2,688	13,4	0,0009395	22,8	0,000942	6,4	0,181822	3,5	136,13	5,2
14	-0,225	23	0,0005777	43,8	0,000356	22,7	0,039840	6,4	324,25	2
15	0,545	16,3	0,0004739	73,9	0,001693	4,6	0,074319	2,2	110,57	2,3
16	1836,571	1,5	0,0040746	35,8	0,006573	9,2	0,007081	2,1	2782,80	2
17	2211,747	1,1	0,0378475	22,8	0,005016	24,3	0,004173	1,9	3154,36	1,4
18	1252,267	2,2	0,0069813	46	0,003334	4,7	0,001347	17,1	2444,38	2,6
19	87,639	0,8	-0,0004888	74,1	0,002321	13,6	-0,000248	16,6	409,28	0,6
20	88,018	3,1	0,0198019	15	0,002264	11,7	0,000873	28,2	656,52	3
21	87,687	1,8	0,0004157	38,1	0,000489	28,1	0,000064	15,4	361,63	5,3
22	5,955	7,3	-0,0004775	275,6	0,001377	18,6	0,025593	5,5	105,13	3,2
23	5,251	5,6	0,0021241	59	0,000775	19,4	0,000064	15,4	362,37	0,7
24	3,202	8,4	-0,0001320	88,5	0,002469	10	0,044840	12	125,58	4,8
25	797,382	0,9	0,0012543	12,7	0,003791	7,7	0,001688	26,5	3119,83	4
26	878,104	2,6	0,0226760	6,5	0,013404	11,6	0,001464	32,8	3960,63	2,2
27	887,596	3,4	0,0021882	21,5	0,007471	3,5	0,001424	12,9	3313,71	2,7

Tabell 3: Metallkonsentrasjoner (ICP-MS) i vaskevannet til strøsand fra mellomlagrene.

	Cl35 (MR)		V51 (MR)		Cr52 (MR)		Mn55 (MR)	
nr	µg/L	RSD %	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %
1	2824416,198	3,3	8,8879	3,5	0,0577	4,6	2,6627	3,4
2	5632329,815	4,1	3,3074	1,2	0,0484	9,1	71,9942	1,9
3	6853707,396	2,8	8,8202	2,1	0,0776	2,9	6,0768	1,3
4	123786,0222	7	2,2311	1,9	0,2117	4,2	1,3972	2,4
5	33251,70989	3,7	0,8752	2,5	0,1333	2,1	6,3762	0,8
6	14738,17683	6,1	1,5849	2,7	0,2027	3,5	1,2307	4,8
7	9176,423822	4,9	5,2904	1,8	0,1419	1,3	1,6314	3,5
8	5676,807524	4,6	2,3480	1,7	0,0513	3,6	46,3821	2,9
9	3586,991784	6	5,4845	5,1	0,1520	7,8	1,5462	1,4
10	1175,216769	7,4	3,4922	1,2	0,1297	1	1,9785	0,6
11	204,4745145	2,6	1,6227	0,7	0,0839	6,8	112,4922	1
12	317,3160907	3,5	3,1012	3,5	0,1714	3,7	1,5441	2,3
13	4109,288836	5	12,3215	0,8	0,7487	1	3,9134	1,9
14	4915,158266	5,2	3,9549	5,1	0,1194	3,6	6,6071	3,2
15	5664,946332	4,5	8,5768	2,2	0,4762	3,4	2,1825	2
16	9794063,476	1,2	6,5113	3	0,1385	2,1	22,2251	1,5
17	11212185,39	3,2	2,6623	1	0,0658	7,2	166,4916	1,5
18	6981663,359	6	3,8947	1,2	0,2845	6,7	27,1467	1,6
19	666848,3524	1,8	1,8572	3,7	0,0555	4,2	0,2142	4,2
20	504425,3204	1,2	0,4486	5	0,0132	6,9	80,5083	2
21	446111,3135	6,9	1,7998	4,3	0,0559	2,6	0,2715	4,2
22	3316,378159	0,6	6,8651	3,2	0,1799	5	1,1852	0,6
23	2711,373235	2,4	3,5153	3,3	0,0148	3,3	71,8426	3,4
24	8528,476364	1,1	7,5519	4,2	0,2711	2,3	1,8481	2,3
25	3746221,673	5,7	5,8259	2	0,1867	8,1	14,8453	1,6
26	3787500,252	3,9	1,9820	2,9	0,0420	10,4	136,9060	1,1
27	3843882,005	2,9	5,8869	4,4	0,1109	1,3	14,8571	0

Tabell 4: Metallkonsentrasjoner (ICP-MS) i vaskevannet til strøsand fra mellomlagrene.

	Fe56 (MR)		Ni60 (MR)		Cu63 (MR)		Zn66 (MR)		As75 (HR)	
nr	µg/L	RS D %	µg/L	RS D, %	µg/L	RS D, %	µg/L	RS D, %	µg/L	RS D, %
1	87,6908	4,1	0,1140	8,6	0,3502	8,2	3,2537	3,9	37,7569	1,3
2	67,6405	0,8	0,7650	6	0,2574	5,7	2,5397	12,5	17,1658	1
3	88,7838	2,3	0,1808	16,4	0,4018	1,5	0,9704	3,2	32,3646	0,4
4	80,1177	2,5	0,4383	2,6	1,1230	1,8	0,3378	9,4	4,8880	0,9
5	9,2588	0,1	1,0515	9,1	1,0970	1,4	1,3327	6,2	1,7841	2,8
6	70,4593	1,4	0,4034	5,7	1,0411	5,1	0,4745	10,2	2,9915	2,9
7	81,5758	1,4	0,2847	8,7	0,6395	5,4	0,5896	12,8	29,2277	2,2
8	6,8144	3,3	0,4801	8,5	0,2148	5,3	0,7921	2,1	12,2685	1,1
9	74,7961	3,9	0,2642	5	0,6527	3,3	0,5313	10,3	27,0356	1,4
10	95,2940	2,5	0,2891	13,7	0,4122	7,7	0,8400	9,6	18,2869	0,8
11	2,7339	3,7	1,4435	3	0,2390	3,8	3,2798	6,2	6,7495	4,9
12	68,7151	3,2	0,2747	14,3	0,3532	2,5	0,7159	1,5	12,4834	4
13	187,3656	3	0,7421	1,3	1,5634	3	0,6589	12,4	57,8096	1,4
14	12,9573	3,2	0,2192	3,5	0,4734	5,8	0,3338	9,6	19,7325	0,4
15	100,1382	2	0,4522	9,9	0,8703	5,8	0,3591	18,2	36,4293	2,9
16	232,0446	1,1	0,2975	8	0,9514	2,8	1,3314	5,4	15,1979	1,1
17	190,9270	2,6	0,8528	5,7	0,5843	1,6	1,6660	4,5	10,9997	4
18	177,1557	3,3	0,3515	7,6	0,5446	6,5	1,5795	9,3	10,8148	0,9
19	18,6672	5,9	0,0611	18,2	0,1285	4,5	0,8326	10,9	7,9500	3,3
20	15,8542	3,1	1,9259	4,4	0,1337	5,4	1,0002	6,9	1,8498	1,9
21	16,3645	5,2	0,0538	21,3	0,1859	8,9	0,5322	8,1	7,6004	0,1
22	48,4079	3,2	0,1414	16,8	0,2190	4,6	0,1832	15	32,0697	5
23	1,4992	3,8	0,7196	7,1	0,0919	22,3	1,1733	6,3	14,2234	0,8
24	73,2120	2,5	0,2304	8,1	0,3480	8,4	0,2439	16,8	37,8577	2,9
25	71,5680	0,3	0,1882	7,6	0,2972	7	1,0570	11,7	19,2850	0,9
26	60,3696	2,4	0,5441	8,4	0,2126	5,7	1,4322	6,5	8,0507	0,7
27	68,7686	3,3	0,1760	16,1	0,2416	6,1	1,3493	6,9	22,5844	0,9

Tabell 5: Metallkonsentrasjoner (ICP-MS) i vaskevannet til strøsand fra deponiet på Tiller.

	Br81 (HR)		Cd114 (LR)		Hg202 (LR)		Pb208 (LR)		Mg25 (MR)	
nr	µg/L	RS D, %	µg/L	RS D, %	µg/L	RS D, %	µg/L	RS D, %	µg/L	RS D, %
55	3,159	11,9	0,0001776	44,3	0,003447	11,9	0,398057	2	635,50	1,2
56	3,883	10,2	0,0041800	21,4	0,004727	7,5	0,066899	2	1555,91	5,7
57	2,433	9,4	0,0027337	33,7	0,003412	4,7	0,363846	4,9	735,41	0,1

Tabell 6: Metallkonsentrasjoner (ICP-MS) i vaskevannet til strøsand fra deponiet på Tiller.

	Cl35(MR)		V51 (MR)		Cr52 (MR)		Mn55 (MR)	
nr	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %
55	1945,203993	6	2,0098	1,7	0,2059	2,5	0,5344	4,9
56	2662,152408	1,7	0,9510	4,3	0,1093	10,3	0,3642	2,5
57	2188,853921	5,7	1,5115	3,3	0,1663	5,6	0,5224	3,6

Tabell 7: Metallkonsentrasjoner (ICP-MS) i vaskevannet til strøsand fra deponiet på Tiller.

	Fe56 (MR)		Ni60 (MR)		Cu63 (MR)		Zn66 (MR)		As75 (HR)	
nr	µg/L	RS D, %	µg/L	RS D, %	µg/L	RS D, %	µg/L	RS D, %	µg/L	RS D, %
55	47,2092	5,4	0,4078	10	4,1279	2,3	0,7860	10	2,6881	4,3
56	5,3943	4,3	0,4036	8,5	3,5477	5,3	0,9729	1,1	1,7597	4,3
57	44,5310	0,7	0,3351	5,7	3,5300	1,9	0,8921	2	2,5563	3,2

Tabell 8: Metallkonsentrasjoner (ICP-MS) i vaskevannet til gatefei fra mellomlagrene.

	Br81 (HR)		Cd114 (LR)		Hg202 (LR)		Pb208 (LR)		Mg25 (MR)	
nr	µg/L	RS D, %	µg/L	RS D, %	µg/L	RS D, %	µg/L	RS D, %	µg/L	RS D, %
28	16,181	2,3	0,0024842	16,8	0,021475	3,1	0,325431	2,9	92,91	2,4
29	5,870	2,5	0,0091761	18,7	0,005632	13,1	0,001291	8,3	314,78	2
30	2,623	6,3	0,0034576	65,5	0,002164	7,8	0,313528	3,1	89,00	2,3
31	19,689	3,1	0,0039560	10,4	0,002278	11,5	0,541917	4,3	158,88	3,1
32	11,380	1,2	0,0013511	21,2	0,003094	5,3	0,191039	4,2	417,37	2
33	20,888	8,9	0,0071226	37,6	0,000798	15,9	0,623497	2,3	174,49	3
34	13,792	3,8	0,0038938	9,2	0,007769	5,8	0,224730	2,8	989,51	3,8
35	10,280	9,4	0,0039139	29	0,003635	8,1	0,073874	4,5	1784,27	4,5
36	9,000	5,5	0,0030962	9,6	0,006617	11,9	0,141615	5,3	930,73	2,4
37	2,443	9,2	0,0023624	59,5	0,002655	13,5	0,181318	4,4	147,89	2,5
38	3,077	6,7	0,0007295	81,9	-	19,5	0,003553	10,6	489,07	1,9
39	2,707	5,7	0,0009860	23,3	0,001539	6,3	0,162903	2,8	140,47	3,1
40	22,351	6	0,0082305	45	0,003058	13,6	3,958991	1,3	313,19	0,9
41	16,214	1,7	0,0046248	30	-	3,9	0,798129	3,3	257,59	2,9
42	22,127	0,8	0,0116077	14,8	0,001745	17,8	3,031010	3	301,60	3,2
43	6,597	8,8	0,0003446	25,2	0,011302	10,9	0,073512	0,5	662,17	4,3
44	7,541	5,6	0,0012433	41,4	0,001372	12,5	0,034282	1,3	1468,26	1,6
45	9,043	8,5	0,0015942	24,7	0,035296	3,4	0,121845	7,5	931,56	2,5
46	2,744	9,4	0,0014393	17,2	0,009528	4,6	0,153999	4	458,83	1,5
47	2,936	7	0,0004661	11,2	0,002471	12	0,045196	7,4	909,40	3,3
48	3,976	1,6	0,0016893	18,5	0,008319	6,1	0,200637	1,7	603,22	2,8
49	5,794	3,3	0,0028867	19,4	0,017273	8,6	0,080237	1,3	1251,28	2,5
50	4,191	7,9	0,0032561	43	0,005178	12,9	0,040867	2,4	1860,05	5,4
51	4,938	9,5	0,0028674	17,7	0,011776	18	0,079241	0,6	973,22	2,8
52	4,449	9,4	0,0026016	26,6	0,001657	11,5	0,267172	2,4	561,43	2,2
53	4,738	7	0,0018746	18,3	-	19,9	0,033348	5,3	1387,87	3,7
54	2,754	8,9	0,0013728	12,7	0,001380	8,4	0,166833	1,9	565,48	3,6

Tabell 9: Metallkonsentrasjoner (ICP-MS) i vaskevannet til gatefei fra mellomlagrene.

	Cl35 (MR)		V51 (MR)		Cr52 (MR)		Mn55 (MR)	
nr	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %
28	62502,04154	3,1	0,2110	5,6	0,3147	1,5	6,9270	3
29	18679,457	4,6	0,0207	2,3	0,0940	5,5	7,7262	1,7
30	9496,864862	2,9	0,2219	7,4	0,3140	3,7	7,1302	2,8
31	11881,04524	1,4	2,4047	2,6	0,6938	3,8	10,1859	3,1
32	9949,436178	1,1	0,6834	4,8	0,3331	6,8	3,1211	2,6
33	9622,682453	3,4	2,6582	4,9	0,7789	2,8	11,8091	2,5
34	3746,937755	2,9	1,7070	1,2	0,2594	3,8	2,6103	3
35	3040,570836	8,1	1,3576	5	0,1438	4,3	0,9700	5
36	2648,524816	2,2	1,4426	1,6	0,1938	8,8	1,4838	3,9
37	1440,479836	1,1	1,5217	3,4	0,3279	6,5	4,3300	1,8
38	1128,340535	5,2	0,3401	5,6	0,0813	3,4	0,6279	1,8
39	874,8056925	2,3	1,6269	1	0,2706	7,1	3,6900	5,5
40	12166,10427	5,2	11,592 4	0,4	2,4224	3,5	16,9064	3,9
41	14006,67736	3	3,2850	3,2	0,6827	0	3,6728	2
42	15238,21996	2,3	11,882 7	3,9	2,4548	2,1	16,4946	1,3
43	1045,780983	3,8	0,9664	3,9	0,2265	2,8	5,1306	1,8
44	920,7720782	3,2	0,6109	2,8	0,1960	7,3	2,3005	2,3
45	860,499989	3,7	1,0887	1,5	0,3015	5,2	12,6994	2,9
46	527,8418645	4,4	0,6441	2,5	0,2224	7,6	2,5055	3,1
47	475,3868244	8,2	0,3316	5,9	0,1420	5,4	0,7059	1,4
48	428,6650349	9,5	0,7781	3,6	0,2551	7,6	2,4119	1,3
49	7940,928461	2,3	1,4480	2	0,1568	6,9	7,1490	1
50	6996,611612	2,8	1,2642	3,3	0,1175	7,7	1,5158	1
51	6414,672371	3,4	1,7482	5	0,1729	2,3	1,4514	4,5
52	1098,787477	3,2	2,9322	2,2	0,4844	3,7	4,1320	2,7
53	970,2650643	4,4	1,4063	0,5	0,2348	8,7	0,5369	4,5
54	958,6655948	2,9	2,6544	4,4	0,3617	4,9	2,3834	0,2

Tabell 10: Metallkonsentrasjoner (ICP-MS) i vaskevannet til gatefei fra mellomlagrene.

	Fe56 (MR)		Ni60 (MR)		Cu63 (MR)		Zn66 (MR)		As75 (HR)	
nr	µg/L	RS D, %	µg/L	RS D, %	µg/L	RS D, %	µg/L	RS D, %	µg/L	RS D, %
28	156,2571	3,3	0,6417	7	0,7129	0,3	0,3739	26,5	0,5258	4,6
29	0,4301	2,1	0,9751	9,1	0,0686	9,8	1,9532	1,8	0,2669	6,9
30	156,7485	3,3	0,7143	8	0,7103	2,7	0,4135	13,9	0,4307	1,9
31	327,4440	2	1,3984	4,1	4,7927	5,9	2,1137	6,3	5,4989	3,5
32	87,8533	1,4	0,7801	6,9	2,6296	2,2	0,5787	6,3	1,0925	2,8
33	400,6048	2	1,6892	3,8	4,8941	1,7	2,7143	1,8	6,2778	4,1
34	106,2327	3	1,2345	7,2	4,5085	4,2	2,3260	8	7,8007	1,6
35	30,4916	3,5	1,2982	3,4	3,5934	5,3	1,8681	3,6	5,5976	1,1
36	70,0206	1,4	1,1910	5,3	3,4667	5,4	1,4322	0,3	6,9889	2,7
37	136,3062	3,2	0,9106	2,2	0,9536	2,8	0,4677	15,9	6,5014	2,1
38	3,5434	4,4	0,2115	7	0,2022	6,6	0,4948	4,4	1,6494	3,6
39	118,3339	3,3	0,7713	1,9	0,8606	1,2	0,3721	2,7	6,5531	4,5
40	932,2493	4,2	3,3741	4,9	17,653 7	1,9	6,4993	1	30,692 4	1,9
41	181,7995	2,5	1,1206	6,6	8,0908	3,2	0,8941	11,7	8,7891	1,2
42	968,1374	4,1	3,4546	0,7	17,895 8	0,7	5,1812	6,8	32,023 7	2,6
43	60,6086	2,4	0,4512	4,8	2,9060	2,4	0,2477	17,6	1,3428	1,2
44	22,2486	0,6	0,4588	4,6	2,3283	1,8	0,5163	6,8	0,6555	6,3
45	90,2929	3,2	0,7647	1,1	4,0155	0,8	0,3903	18,8	1,4196	4,5
46	82,0906	2,8	0,5800	4,2	4,1687	5,9	1,4264	1,9	2,1281	3,3
47	21,5014	0,2	0,5503	2,7	2,6415	1,7	1,1398	4,3	0,7278	2,1
48	100,0457	2,5	0,6188	6,4	4,9453	4,4	1,4727	3,5	1,5319	2,1
49	46,1743	3,6	1,5934	2,9	6,1537	0,5	1,6477	10,7	9,3360	2,6
50	21,1460	3,2	1,3404	5,1	4,2811	3,9	1,9401	9	5,4122	3,3
51	46,4149	6,1	1,0605	3,5	5,0029	1	1,2527	5,2	8,0497	1,3
52	159,0071	0,9	0,8295	3,9	2,8852	4,8	0,8039	11,6	4,7929	1,2
53	13,9718	4,2	0,5396	2,6	2,3766	1,1	0,2829	17,7	2,5718	4
54	93,2210	3,9	0,6691	9,3	2,6900	0,4	0,4840	7,8	4,9037	1,6

Tabell 11: Metallkonsentrasjoner (ICP-MS) i støvet fra vaskevannet til strøsand fra mellomlagrene.

	Mg25 (MR)		V51 (MR)		Cr53 (MR)		Mn55 (MR)	
Nr	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %
1	38041,1845	5,5	173,5827	4,2	215,7473	3,2	1047,3849	6,7
2	37133,2930	7,2	163,2455	6,5	199,4576	7,6	992,5640	6,8
3	34787,8072	1,7	163,4956	2,2	201,8649	3,2	981,9338	1,5
4	27048,3869	3,1	155,4253	4,4	133,8699	7,1	998,6452	4,2
5	29101,4110	3,9	156,2229	7,3	136,1841	3,9	1104,3259	7,5
6	26964,4325	2,1	152,4117	1,5	132,1320	1,5	1099,0618	3
7	38399,2728	2,2	185,7686	2,6	161,2417	5	1364,9220	6
8	37101,1067	4,2	189,6196	2,2	163,9454	3,1	1349,0534	1,2
9	33755,7461	3,5	173,0066	8,1	144,5023	5,4	1194,1271	10,2
10	28596,1809	0,7	149,4737	4,5	112,9821	3,6	1275,5208	0,4
11	26382,7915	1,9	135,1871	3	100,0725	3,8	1261,3225	3
12	28826,6989	9,9	150,2980	8,1	116,0413	11,7	1246,8650	4,4
13	36394,2333	0,5	157,1863	1,7	205,1900	3,9	1042,5572	1,1
14	35648,2843	2,9	156,3519	2,5	226,7988	0,8	1021,8833	1,7
15	36649,6882	5	164,6533	3,7	225,6106	1,5	1053,6801	1,4
16	33988,0255	3,5	140,2577	4,9	207,2257	7,9	912,6444	2,1
17	35872,2326	3,4	148,7473	2,7	188,0664	2	947,8548	2,1
18	34407,4576	5,1	136,0823	1,2	212,2948	1,7	1061,5546	3,4
19	29024,0139	0,7	149,1623	3,7	172,0579	0,5	975,7601	1,1
20	29827,0733	4,9	154,2775	4,9	180,4304	2,1	983,3520	3,3
21	28583,3415	4	139,6349	2,5	169,4307	8,8	950,6150	4,4
22	38693,8536	1,2	171,5070	1,8	214,1644	4,2	1120,4624	2
23	38187,6371	1,9	181,3966	2,5	222,8980	3,9	1075,0815	2,3
24	37270,1857	3,7	167,0794	2,3	206,3172	3,9	1095,6948	3,5
25	38327,9242	2,2	147,7658	2,8	216,9191	4,8	1032,1890	1,9
26	36157,7042	1,7	149,8254	3,3	209,7859	3,9	1012,7065	7,5
27	34944,8077	2,5	138,5819	5,2	211,1418	5,9	985,6369	0,7

Tabell 12: Metallkonsentrasjoner (ICP-MS) i støvet fra vaskevannet til strøsand fra mellomlagrene.

	Fe57 (MR)		Ni62 (MR)		Cu65 (MR)		Zn67 (MR)	
Nr	µg/g	RS D, %	µg/g	RS D, %	µg/g	RSD, %	µg/g	RS D, %
1	67135,6453	3,2	99,3789	1,5	52,8392	3,2	54,1341	5,2
2	64195,3986	9,5	90,3847	6,8	53,1861	3,6	60,0122	8,4
3	61552,7600	3	93,2959	2,9	49,9012	3,7	47,9232	2,6
4	59520,8046	5,7	79,8831	1,4	62,0669	3,3	94,2854	3,8
5	64545,6954	6,2	83,7131	7,2	66,7556	6,2	103,1017	7
6	62046,3451	2,5	82,9916	4,3	67,9248	1,4	101,3988	1,8
7	83788,0910	6	85,0784	2,2	74,5372	3,1	177,6128	3,4
8	85766,4793	4	79,3015	2,5	85,9095	2	143,5667	0,6
9	71067,2051	9,1	67,3806	7,7	54,3363	10	109,9148	3,4
10	73001,6815	1,5	67,1399	0,5	77,4691	2,9	146,3757	2,1
11	74527,7415	2,4	48,2466	3,8	62,8949	2,4	148,4193	2,6
12	72404,1643	4,8	67,3788	5,2	57,8429	2,9	135,4077	3,9
13	64397,3995	4	86,5858	1,2	33,1529	4,2	61,9759	1,3
14	62444,2081	1,6	90,2669	4,1	34,8015	0,6	66,7172	1
15	63086,9384	1,3	88,6312	4,2	37,9351	0,7	59,0247	2,4
16	56090,5687	5,8	76,1614	3,9	17,6991	1,2	33,2004	4,2
17	61052,8174	3,2	77,4793	3,3	18,8227	0,3	35,7886	2,2
18	55903,8085	1,3	76,3687	2,9	20,2677	2,7	32,1541	2,4
19	59710,4244	2,3	113,9359	0,5	69,2312	1,9	82,8825	3
20	63038,6580	6,9	118,9422	4,7	68,3915	3,3	83,1150	1,9
21	59294,0162	1,5	115,1915	2,4	63,0315	2,7	82,4237	4,6
22	69387,1825	2,5	81,0678	4,4	40,0413	2,2	62,1161	1,9
23	71598,2771	4,2	82,3703	2,7	40,3352	0,9	61,1219	0,2
24	68033,9403	2,3	80,9972	1,8	34,9047	3,9	64,3356	1,7
25	61612,1868	3,1	84,2595	3,3	23,5467	2,8	50,7688	3,5
26	59824,7741	3,2	81,8241	7,5	22,6520	2	46,2617	1
27	61227,7561	6	79,9333	1,3	27,2128	1,8	47,8237	2

Tabell 13: Metallkonsentrasjoner (ICP-MS) i støvet fra vaskevannet til strøsand fra mellomlagrene.

	Cd114 (MR)		Pb208 (MR)		As75 (HR)		Hg202 (HR)	
Nr	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %
1	0,0982	14,8	3,8763	5,3	6,6749	0,5	0,00712	21
2	0,1014	13	4,5008	0,8	8,2966	0,4	0,00012	16,9
3	0,0686	24,8	2,6507	3,3	15,1023	3,1	0,00564	39
4	0,1504	11,5	10,8988	1	11,9874	2,7	0,00930	24,1
5	0,1690	5,2	13,6114	4,2	12,6396	1,1	0,01662	13,7
6	0,1685	15,5	12,7884	0,6	10,3572	1,6	0,01819	15,6
7	0,2477	10,7	12,2074	3,2	10,1145	2,5	0,01426	27,9
8	0,2117	9,8	11,2171	2,9	15,2231	1,5	0,00653	18,1
9	0,0901	23,9	9,7581	6,1	8,6576	3,8	0,01723	21
10	0,1555	9,5	13,7439	0,7	12,2084	2,5	0,01257	63,7
11	0,1225	12,7	11,3005	4,9	10,9159	5,7	0,02190	37,8
12	0,1572	2,2	10,4729	9,6	9,7331	2,4	0,01473	15,8
13	0,0772	23,8	7,1037	2,9	3,9083	3,8	0,01929	19,3
14	0,0831	14,4	8,1639	2,9	5,4585	3,8	0,01714	28,9
15	0,0983	24,7	7,0444	2,9	5,1873	3,5	0,02982	18
16	0,0566	23,5	1,0913	7,2	6,5434	1,4	0,00696	36,6
17	0,0406	28,7	1,1830	2,9	7,9632	0,9	0,01082	32
18	0,0548	24,1	0,9047	4,4	9,3999	2,1	0,01440	41,5
19	0,2276	15,5	16,2343	1,7	22,9889	1,2	0,00354	17,5
20	0,2198	16,6	15,3200	4,3	24,7756	1,4	0,01457	52
21	0,2561	6,1	13,4120	1,6	19,5207	1,5	0,02100	9,2
22	0,0543	15,2	3,4931	1,2	7,0857	1,2	0,01093	37,8
23	0,0586	32,3	3,6499	3,8	8,5730	2,6	0,00779	48,7
24	0,0454	30,8	3,5278	4,3	5,6928	1,6	0,00281	26,8
25	0,0598	8,8	2,0937	4,2	5,4352	2,1	0,00601	55,8
26	0,0561	14,6	2,2569	1	4,6945	1,6	0,00777	15,7
27	0,0562	4,7	2,8097	3,6	6,5579	0,6	0,00351	0,4

Tabell 14: Metallkonsentrasjoner (ICP-MS) i støvet fra vaskevannet til strøsand fra deponiet på Tiller.

	Mg25 (MR)		V51 (MR)		Cr53 (MR)		Mn55 (MR)	
Nr	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %
55	15024,3782	8,8	103,0212	2,9	97,1406	3,6	659,8307	6,2
56	22253,1639	2	124,8566	1,4	129,2494	1,2	755,5547	5,3
57	20405,6281	0,9	114,0851	1	122,8925	3,4	740,4527	2,9

Tabell 15: Metallkonsentrasjoner (ICP-MS) i støvet fra vaskevannet til strøsand fra deponiet på Tiller.

	Fe57 (MR)		Ni62 (MR)		Cu65 (MR)		Zn67 (MR)	
Nr	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %
55	35660,0881	1,3	44,8331	3,9	75,1896	1,8	159,5856	3,5
56	47665,5029	2,6	71,8461	4,5	105,3392	1,7	263,5317	4,2
57	45068,9093	1,3	61,5544	6,8	86,4851	1,8	250,6975	1,8

Tabell 16: Metallkonsentrasjoner (ICP-MS) i støvet fra vaskevannet til strøsand fra deponiet på Tiller.

	Cd114 (MR)		Pb208 (MR)		As75 (HR)		Hg202 (HR)	
Nr	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %
55	0,1373	10,1	45,1282	6	4,8998	1,7	0,41807	4,6
56	0,2260	7,2	59,8536	0,6	8,1986	2,3	0,08913	21
57	0,2083	12,3	52,6752	2,3	7,1530	1,5	0,08153	21,2

Tabell 17: Metallkonsentrasjoner (ICP-MS) i støvet fra vaskevannet til gatefei fra mellomlagrene.


	Mg25 (MR)		V51 (MR)		Cr53 (MR)		Mn55 (MR)	
Nr	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %
28	22436,0865	4,7	103,7638	5,4	122,4825	2,1	1169,8845	2,2
29	29592,9236	7,2	124,4067	5,6	158,0001	11,3	1910,2779	6,9
30	26723,9567	2,4	114,3911	3	140,9830	5,5	1769,4879	3,9
31	29361,5054	4,1	140,5551	2	140,4545	3,3	1227,5975	3
32	28773,9738	3,5	139,4350	3,2	155,6208	5,1	1279,1815	4,5
33	31366,2009	2,9	155,4920	3,8	154,3184	4,6	1339,2510	6,4
34	25843,0512	0,9	154,0150	4,8	138,6424	2,6	943,2739	0,7
35	24080,0323	0,7	147,5740	7,9	135,5226	1,9	894,5947	4
36	24772,8348	12,2	141,8273	5,9	134,3031	7,7	863,0469	9,6
37	21240,5399	1	91,1747	2,1	130,7778	3,6	933,4435	1,5
38	22420,7391	5	93,6835	3,3	134,6863	0,7	945,6332	2,7
39	19825,3252	5,5	83,4431	2,5	123,6626	0,9	835,9220	5,1
40	32227,4727	5,1	125,0794	1,3	180,9110	4,8	1059,1969	5
41	30383,2145	1,1	122,4093	1,7	177,4989	2,1	1045,0418	2,8
42	22806,1030	1,5	101,7414	2,7	143,2348	2,1	822,2823	1,9
43	31174,2921	0,7	119,6206	0,1	230,8658	4,1	1770,3913	1,5
44	34545,6800	2,9	139,8749	1,3	256,4266	2,4	1832,1018	2,2
45	30229,8068	4,2	137,0412	0,9	234,2718	2,5	1683,5221	3,7
46	21479,6501	0,2	152,7747	1	134,0224	3,8	874,2537	3,1
47	23185,7934	7	159,5176	1,4	135,8172	2,8	885,9636	3,9
48	21797,8675	4,6	149,9001	0,8	132,0355	1,1	792,0986	1,4
49	26294,9966	8,3	152,7731	2	140,9654	3,1	993,5246	1,1
50	23338,0808	2,5	144,4576	2,8	130,0000	4	872,9076	4,4
51	24224,4943	6,7	141,0323	3	131,2619	5,2	892,4784	2,8
52	24711,6243	1,8	154,1254	3,4	172,6597	0,6	1003,4711	3,6
53	26570,3708	2,5	160,0720	2,1	176,9630	4,6	998,7929	3,7
54	25702,2378	4,3	150,6955	3,9	174,7566	4,6	952,4010	1,7


Tabell 18: Metallkonsentrasjoner (ICP-MS) i støvet fra vaskevannet til gatefei fra mellomlagrene.

	Fe57 (MR)		Ni62 (MR)		Cu65 (MR)		Zn67 (MR)	
Nr	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %
28	78310,8636	1,4	162,7096	2,8	208,1346	1,3	146,8607	5
29	105197,7494	7,3	233,4567	6,9	312,4948	6,9	203,1377	7,9
30	96427,2305	3,3	207,4292	2,2	284,1209	2,6	189,7404	2,6
31	68463,3842	1,3	91,3004	3,9	91,9516	2	152,3910	2,7
32	66970,3842	0,9	102,7152	5,2	88,5406	4,8	160,3547	2,4
33	76341,8300	1,5	106,9807	0,2	97,1152	1,5	176,0139	0,9
34	56639,7509	1,5	77,5145	3,6	78,7664	3,6	191,4226	1
35	53653,7228	0,5	71,3571	1	73,5805	2,1	179,3004	3,3
36	53838,0982	11,7	71,7192	7,5	73,2464	11,3	175,8394	6,2
37	49210,0510	3,8	106,3731	2,3	76,9762	1,7	84,5583	3,4
38	54238,5467	6,1	113,1332	3,1	81,1300	2,2	90,6346	0,9
39	48078,8094	2,1	100,4690	0,5	75,9390	3	78,5606	0,8
40	63223,0804	4	104,7768	1,6	88,7672	2,5	187,9119	0,6
41	62052,7046	4,4	103,1458	2,3	74,3845	3,3	170,7320	1,1
42	47715,0829	0,9	77,3611	2,7	63,3991	1,4	128,5636	1,6
43	62209,7331	3,4	119,8619	4,3	102,0897	7,2	127,3452	1,8
44	65474,2167	3,9	123,9498	3,8	110,7511	2,2	124,5549	1,4
45	60373,6422	3,3	115,1342	1,7	100,8183	3,5	112,4503	2,3
46	49742,4211	4,4	65,7179	4	91,6597	4	184,9466	3,3
47	50325,8795	1,6	68,7929	1,5	92,8447	1,7	189,2912	0,7
48	48771,6462	4,4	61,3566	2	90,1980	4,8	194,7267	3,7
49	56967,3783	5,1	73,7837	7,4	85,4214	5,4	220,1558	1,6
50	51651,6139	4,2	65,3510	0,9	77,4321	1,2	190,5664	3,6
51	52129,0454	2,2	65,4442	4,5	78,6844	3	190,7208	2
52	52048,3272	3,4	89,7155	2,7	72,6483	3	111,9323	3,7
53	56119,7524	2,1	97,4223	6,3	74,4132	2,3	122,3987	2,9
54	54056,7857	1,3	90,5073	3,8	70,9986	1,6	114,6193	3,1

Tabell 19: Metallkonsentrasjoner (ICP-MS) i støvet fra vaskevannet til gatefei fra mellomlagrene.

Nr	Cd114 (MR)	RSD, %	Pb208 (MR)	RSD, %	As75 (HR)	RSD, %	Hg202 (HR)	RSD, %
	µg/g		µg/g		µg/g		µg/g	
28	0,5185	4	51,1032	5,1	72,8248	7,8	0,02142	21,9
29	0,7960	3	72,5272	2,9	80,8287	3,5	0,04117	10,6
30	0,6915	5,3	66,6385	2,4	79,4415	3,3	0,03796	8,7
31	0,2224	11,7	24,0126	1,5	13,5857	0,6	0,01646	6,1
32	0,2366	9,5	26,9106	1	14,1605	3,9	0,02757	33,6
33	0,2203	1,7	27,2048	2,7	16,1732	3,6	0,02820	16,3
34	0,1608	2,6	21,3583	1,5	10,5604	1,1	0,03470	13,1
35	0,1704	7,9	18,2565	1,8	10,1346	0,7	0,03610	5,3
36	0,1525	14	21,5028	3,3	9,7905	1,7	0,04006	30,6
37	0,1452	3,8	17,1209	2,8	17,2148	1,7	0,01133	13
38	0,1489	13,4	18,2479	1,5	15,0776	1,8	0,01103	15,6
39	0,1511	14,2	14,8307	1,5	14,9394	2,5	0,00450	17,9
40	0,1577	15,4	55,6300	6,5	11,9676	1,2	0,14049	10
41	0,1753	9,7	46,0140	5,6	11,3655	0,7	0,12193	2,6
42	0,1676	9,4	37,6681	3,9	9,7073	4,1	0,10235	11,3
43	0,1483	10,3	12,7675	2	6,7648	0,6	0,02204	9,9
44	0,1937	12,2	13,9271	2,5	7,0929	1,7	0,02705	19,7
45	0,1650	19,2	11,9580	0,7	6,3850	3	0,02333	18,2
46	0,1494	28,8	14,7225	2,5	10,1283	6,4	0,03537	14,4
47	0,1402	12,7	14,0011	3,2	9,3481	1,7	0,02065	5,9
48	0,1471	9,1	13,1343	3,6	7,2673	3,9	0,02389	5,3
49	0,1454	5,7	15,3229	2,1	9,8735	2,2	0,01746	12,5
50	0,1345	2,3	12,6201	3,6	8,1436	1,9	0,02409	2,2
51	0,1238	16,7	13,5176	2,3	8,4645	1,3	0,01466	25,5
52	0,1984	6,2	17,7013	3,3	11,9839	2	0,03255	12,4
53	0,2204	17,4	19,9413	7,6	12,0650	3,2	0,02937	13,3
54	0,1723	14,8	18,8829	5,3	11,8383	0,5	0,02291	19,6

NTNU		Utarbeidet av	Nummer	Dato
	<h1>Kartlegging av risikofylt aktivitet</h1>	HMS-avd.	HMS RV26 01	22.03.11
		Godkjent av	Side	Erstatter
HMS		Rektor		01.12.06



Enhet:

Dato:

03.09.13

Linjeleder:

Marie-Laure Olivier

Deltakere ved kartleggingen (m/ funksjon):

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

Øyvind Mikkelsen og masterstudent

Kort beskrivelse av hovedaktivitet/hovedprosess:

Utvikling av metode for overvåking av nikkel og kobolt i avløpsvann fra metallurgisk industri

Er oppgaven er rent teoretisk?

(JA/NEI)

Nei

"JA" betyr at veileder innestår 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:

Eirin Gjende msjø (EG)

ID nr.	Aktivitet/prosess	Ansvarlig	Eksisterende dokumentasjon	Eksisterende sikringstiltak	Lov, forskrift o.l.	Kommentar
1	Bruk av UltraClave	ØM + EG	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 oppslutning / tilaging av løsninger (HNO3)	ØM + EG	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 + EG	Arbeidsmiljøloven, NTNU og NT sine HMS retningslinjer, SJA	Egnet prøvetakingsutstyr i plast	Arbeidsmiljøloven, NTNU og NT sine HMS retningslinjer	Prøver a ca 1/2 kilo overføres til diffusjonssikre prøveposer
4						

5						
6						

NTNU	<h1>Risikovurdering</h1>	Utarbeidet av	Nummer	Dato	
		HM S-avd.	HMS RV26 03	04.02.11	
		Godkjent av	Side	Erstatter	
HMS /KS		Rektor		09.02.10	

Enhet: Kjemi **Dato:** 03.09.13

Linjeleder: Marie-Laure Olivier

Deltakere ved risikovurderingen (m/ funksjon):

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

Risikovurderingen gjelder hovedaktivitet:

Utvikling av metode for overvåking av nikkel og kobolt i avløpsvann fra metallurgisk industri

Signaturer:

Ansvarlig veileder: Øyvind Mikkelsen *Student:* Miaca Holden

ID nr.	Aktivitet/prosedyre fra kartleggingsskjemaet	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./materiel (A-E)	Om-dømmet (A-E)		
1	Bruk av UltraClave	Dannelse av nitrøse gasser / tap av kjølesystem / strømbrudd	2	B	A	A	A	B2	Avgasser ledes til avtrekkskapp. Instrumentet stopper automatisk ved tap av kjølesystem. Ved strømbrudd forlates rommet.
2	Søl av syre ved oppslutning / tilaging av løsninger (HNO3)	Syresøl i øye / hud	2	B	A	A	A	B2	Ved bruk av konsentrerte syrer skal beskyttelse utstyr 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									
5									
6									

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 personskade. 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 personskade.	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

MATRISE 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 risikomatrisen.

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.

SJA tittel: Prøvetaking av jord / sand for elementanalyse	
Dato: oppdatert 10.09.2013	Sted: Nord- og Sør-Trøndelag med kystområdet
Kryss av for utfylt sjekkliste:	X

Deltakere: (navn fylles ut ved ethvert nytt feltarbeid / tokt knyttet til aktiviteten)		
Øyvind Mikkelsen		
SJA-ansvarlig: Mikkelsen	Eirin Gjendemsjø	

<p>Arbeidsbeskrivelse: (Hva og hvordan?)</p> <p>Generell aktivitet knyttet til prøvetaking av strøsand / gatefei.</p>
<p>Risiko forbundet med arbeidet:</p> <p>Prøvematerialet er klassifisert som inert/lett forurenset (tungmetaller), risikoen vurderes imidlertid som lite i forbindelse med aktiviteten i dette prosjektet. Bruk av etsende/oksidierende syre i forbindelse med oppslutting.</p>
<p>Beskyttelse/sikring: (tiltaksplan, se neste side)</p> <p>Før feltarbeid startes er det viktig å gjøre seg kjent med området enn skal arbeide i, det brukes egnet utstyr for prøvetaking. Ved bruk av UltraClave gies opplæring før bruk, videre benyttes avtrekkskap, lab.-frakk, briller og hansker når det jobbes med konsentrert syre (HNO₃).</p>
<p>Konklusjon/kommentar:</p> <p>Prøvetaking skal foretas under trygge arbeidsbetingelser, det knyttes liten risiko til oppgaven.</p>

Anbefaling/godkjenning :	Dato/Signatur:	Anbefaling/godkjenning	Dato/Signatur:
SJA-ansvarlig:	Ø.M	Områdeansvarlig:	
Ansvarlig for utføring:	Ø.M og Bruker	Annen (stilling):	

HMS aspekt	Ja	Nei	Ikke aktuelt	Kommentar / tiltak	Ansv.
Dokumentasjon, erfaring, kompetanse					
Kjent arbeidsoperasjon?	X				
Kjennskap til erfaringer/uønskede hendelser fra tilsvarende operasjoner?			X		
Nødvendig personell?			X		
Kommunikasjon og koordinering					
Mulig konflikt med andre operasjoner?			X		
Håndtering av en evt. hendelse (alarm, evakuering)?			X		
Behov for ekstra vakt?			X		
Arbeidsstedet					
Uvante arbeidsstillinger?		X			
Arbeid i tanker, kummer el.lignende?		X			
Arbeid i grøfter eller sjakter?		X			
Rent og ryddig?			X		
Verneutstyr ut over det personlige?		X			
Vær, vind, sikt, belysning, ventilasjon?	X			Prøvetaking skal foregå under trygge arbeidsbetingelser	Ø.M
Bruk av stillaser/lift/seler/stropper?			X		
Arbeid i høyden?			X		
Ioniserende stråling?			X		
Rømningsveier OK?			X		
Kjemiske farer					
Bruk av helseskadelige/giftige/etsende kjemikalier?	X			Prøver konservers ved tilsats av konsentrert HNO ₃ . Oppslutting foretas i avtrekk med personlig verneutstyr.	Ø.M Bruker
Bruk av brannfarlige eller eksplosjonsfarlige kjemikalier?		X			
Må kjemikaliene godkjennes?		X			
Biologisk materiale?		X			

Støv/asbest?		X			
Mekaniske farer					
Stabilitet/styrke/spenning?		X			
Klem/kutt/slag?		X			
Støy/trykk/temperatur?		X			
Behandling av avfall?	X			Følger rutiner for avhending av kjemikalier gitt i veiledning HMSR18.	Ø.M Bruker
Behov for spesialverktøy?		X			
Elektriske farer			X		
Strøm/spenning/over 1000V?					
Støt/krypstrøm?					
Tap av strømtilførsel?					

Området					
Behov for befaring?		X			
Merking/skilting/avsperring?		X			
Miljømessige konsekvenser?		X			
Sentrale fysiske sikkerhetssystemer					
Arbeid på sikkerhetssystemer?		X			
Frakobling av sikkerhetssystemer?		X			
Annet					

