



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2019 60 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Slagg fra prosessindustrien – Nyttiggjøring som filtermateriale for deponisigevann

Johannes Barstad

Miljø og naturressurser

Takk til:

Jeg ønsker først og fremst å takke Lindum AS ved Hilmar Sævarsson og Gorm Thune, for finansiering av prosjektet. Jeg har også satt pris på møtene vi har hatt! Marianne Seland hos Lindum fortjener også en takk for å ha hjulpet til med prøvetakingen av sigevannet brukt i dette forsøket.

Ved NMBU:

Takk til Tore Krogstad for disponeringen av lokale på forskningslaben på jordfag. Også for de mange småtingene når det gjaldt å koble opp og kalibrere pumpene.

Takk til Valentina Zivanovic, Oddny Gimmingsrud og Irene E. Eriksen Dahl for labanalysene og for tips og triks på laben.

En stor takk rettes til delveilederen min: Andreas Botnen Smebye, for alle samtalene, excel-tips, artikler og mye mer!

Den største takken fortjener hovedveilederen min: Åsgeir R. Almås. Jeg har satt pris på tålmodigheten og all veiledning! Og ikke minst muligheten til å prøve på nytt.

Johannes Barstad

15.05.2019

Sammendrag

Sigevann fra avfallsdeponier kan være en stor kilde til spredning av miljøgifter som videre kan forurense jord, vann og luft. I denne hovedoppgaven vil slagg fra prosessindustrien bli brukt som et filtermateriale for å prøve å rense sigevannet fra to ulike deponier driftet av Lindum AS. Deponiene er lokalisert i Drammen og Tønsberg. Og forurensingene i fokus er aluminium, arsen, nikkel og sink. Et kolonneforsøk ble satt opp for å undersøke følgende hypoteser:

1. slagg fra metallurgisk industri kan nyttiggjøres ved rensing av sigevann fra deponier.
2. slaggets kornfraksjon og sigevannets hastighet gjennom slagget påvirker konsentrasjonen av metall i vannet etter behandling.

Videre er det av interesse å studere hvorvidt et forfilter av sand vil redusere mengden partikler i sigevannet og dermed hindre at bindingsstedene i slagget tettes igjen. Det er også interessant å se hvordan filtermaterialet virker over tid.

Resultat av hypotesene:

1. Bruk av slagget som filtermateriale reduserer konsentrasjonen av enkelte metaller, men øker eksempelvis konsentrasjonen av aluminium i behandlet sigevann fra begge deponiene i forsøket.
2. For innholdet i deponiet fra Drammen har hverken slaggets kornfraksjon eller sigevannets hastighet noen signifikant betydning på konsentrasjonen av metall i vannet etter behandling. For innholdet i deponiet fra Tønsberg har slaggets kornfraksjon og sigevannets hastighet en signifikant betydning på konsentrasjonen av nikkel og aluminium (men ikke for arsen og sink) etter behandling.

Det er vanskelig å peke på klare trender når det kommer til filtermaterialets effektivitet gjennom forsøkets lengde. Når det gjelder forfilteret av sand så fanget dette opp partikler i sigevannet og forhindret at slagget ble tettet.

Ved videre kolonneforsøk med slagg som filtermateriale anbefales blant annet:

- Det kan være en fordel å benytte større forsøkskolonner for å kunne eksperimentere med grovere kornfraksjoner av slagget og slik lettere kunne undersøke effekten av sigevannets oppholdstid med filteret.
- Det kan være en fordel å ta sigevannsprøvene litt ut på sommeren. Da vil konsentrasjonen av metall og andre stoffer være høyere, og det vil kanskje gjøre det lettere å se effekten av ulike behandlingsmetoder (som kornfraksjon og vannhastigheter)
- Det å undersøke spesieringen av de ulike metallene vil kunne være nyttig i vurderingen av toksisiteten av metallene.

Ordforklaringer

- DOC → oppløst organisk karbon.
- EC → Ledningsevnen i sigevannet.
- ICP-MS → induktiv koblet plasma massespektroskopi
- Ut-vannet → sigevann som har kommet gjennom en testkolonne
- Råvannet → det ubehandlede sigevannet, før det sendes gjennom testkolonnene
- Lav og høy fart → svarer til en av to hastigheter på sigevannet gjennom kolonnene:
lav fart = 1.5 ml/t. Høy fart = 3 ml/t.
- Fin og grov fraksjon → svarer til kornfraksjonen på slagget: fin fraksjon = 0.2-0.5mm.
grov fraksjon = 1-2 mm.
- Batch → en måte å dele inn prøvetakingene på.

Innholdsfortegnelse

TAKK TIL:	2
SAMMENDRAG	3
ORDFORKLARINGER	5
INNHALDSFORTEGNELSE	6
1.0 INNLEDNING	7
2.0 MATERIALE OG METODER	9
2.1 PRØVETAKINGSOMRÅDENE.....	9
2.2 PRØVEMATERIALER	10
2.3 KOLONNEFORSØKET.....	14
2.3.1 <i>Forbehandling av sigevann, slagg og sand</i>	15
2.3.2 <i>Oppbygging av kolonnene</i>	16
2.3.3 <i>Oppsettet på laboratoriet</i>	17
2.4 VANNPRØVENE	19
2.4.1 <i>EC og pH</i>	20
2.4.2 <i>DOC</i>	21
2.4.3 <i>ICP-MS</i>	21
2.5 STATISTISKE ANALYSER.....	22
3.0 RESULTATER	23
3.1 KONTROLLPRØVENE	23
3.2 RÅVANNET (UBEHANDLET SIGEVANN).....	26
3.3 FORHOLDET MELLOM BEHANDLET OG UBEHANDLET SIGEVANN.....	28
3.4 UNDERSØKELSE AV BEHANDLET SIGEVANN.....	34
3.4.1 <i>Metallene: Drammen</i>	34
3.4.2 <i>DOC, pH og EC: Drammen</i>	35
3.4.3 <i>Metallene: Tønsberg</i>	40
3.4.4 <i>DOC, pH og EC: Tønsberg</i>	41
4.0 DISKUSJON	46
4.1: <i>SLAGGETS EVNE TIL Å RENSE SIGEVANNET: DRAMMEN</i>	46
4.2 <i>SANDFILTERET: DRAMMEN</i>	48
4.3: <i>SLAGGETS EVNE TIL Å RENSE SIGEVANNET: TØNSBERG</i>	49
4.4 <i>SANDFILTERET: TØNSBERG</i>	50
4.5 <i>HVA ER EFFEKTIV RENSING?</i>	51
4.6 <i>GENERELLE BETRAKTNINGER AV FORSØKETS OPPSETT OG METODER</i>	52
5.0 KONKLUSJON	54
6.0 FORSLAG TIL FORBEDRINGER AV FORSØKET	55
7.0 REFERANSER	56
VEDLEGG:	57
VEDLEGG 1: <i>INTERPOLERINGEN AV UBEHANDLET SIGEVANN_ GRAFER OG TABELLER</i>	58
VEDLEGG 2: <i>LOGG FOR KOLONNEFORSØKET PÅ LAB</i>	62

1.0 Innledning

Sigevann fra avfallsdeponier kan være en stor kilde til spredning av miljøgifter som videre kan forurense jord, vann og luft. Basert på tall i sigevannsdatabasen ligger årlig mengde sigevann fra deponier på mellom 6,6 og 10,0 mill m³ i perioden 2006-2010 (Arp, 2012). Avfallsdeponier er av myndighetene pålagt strenge krav om å forebygge utslipp til miljøet, og kontrolleres jevnlig av miljødirektoratet og fylkesmannen jf. Avfallsforskriften. Konsentrasjonen av de farligste stoffene skal i følge myndighetenes mål bringes ned mot bakgrunnsnivået for naturlig forekommende stoffer, og reduseres mot null for antropogene stoffer.

I denne hovedoppgaven vil gjenbruk av slagg fra metallurgisk industri bli brukt som et filtermateriale for sigevannet fra to ulike deponier driftet av Lindum AS. Lindums deponier er svært ulike: ved Drammen er det en tidligere landfylling under det nåværende deponiet noe som gir større diversitet blant stoffene i sigevannet. Bakgrunnen til deponiet ved Tønsberg er i større grad kjent, og man har der mer kontroll på hvilke stoffer som foreligger i sigevannet. Pr i dag samles sigevannet opp før det sendes til kommunale renseanlegg. Rensing av sigevannet er ofte forbundet med høye kostnader, og det er et behov for å utvikle mer kostnadseffektive og bærekraftige løsninger. Sirkeløkonomi og gjenbruk av resurser vil være å foretrekke.

Det er ikke blitt gjort mange studier med dette slagget tidligere. En av disse ser på slaggets evne til å immobilisere spormetall i skytebanejord. Slagget viste seg å ha en immobiliserende effekt på bly og antimon. I studien ble det satt opp et kolonneforsøk over 5 uker for å undersøke slaggets effektivitet over tid (Frøslund, 2015). Hittil er ingen studier gjennomført for å se hvordan det jernholdige slagget kan brukes som et filtermateriale for å rense sigevann.

Målet med denne oppgaven er å undersøke hvordan slagget egner seg som et filtermateriale for å kunne rense sigevann før det slippes ut til kommunalt renseanlegg. Dette vil i større grad kunne forhindre resirkulasjon av forurenset slam fra renseanleggene der sigevannet sendes i dag, og kan dermed bidra til gjenbruk av ressurser.

Hypoteser

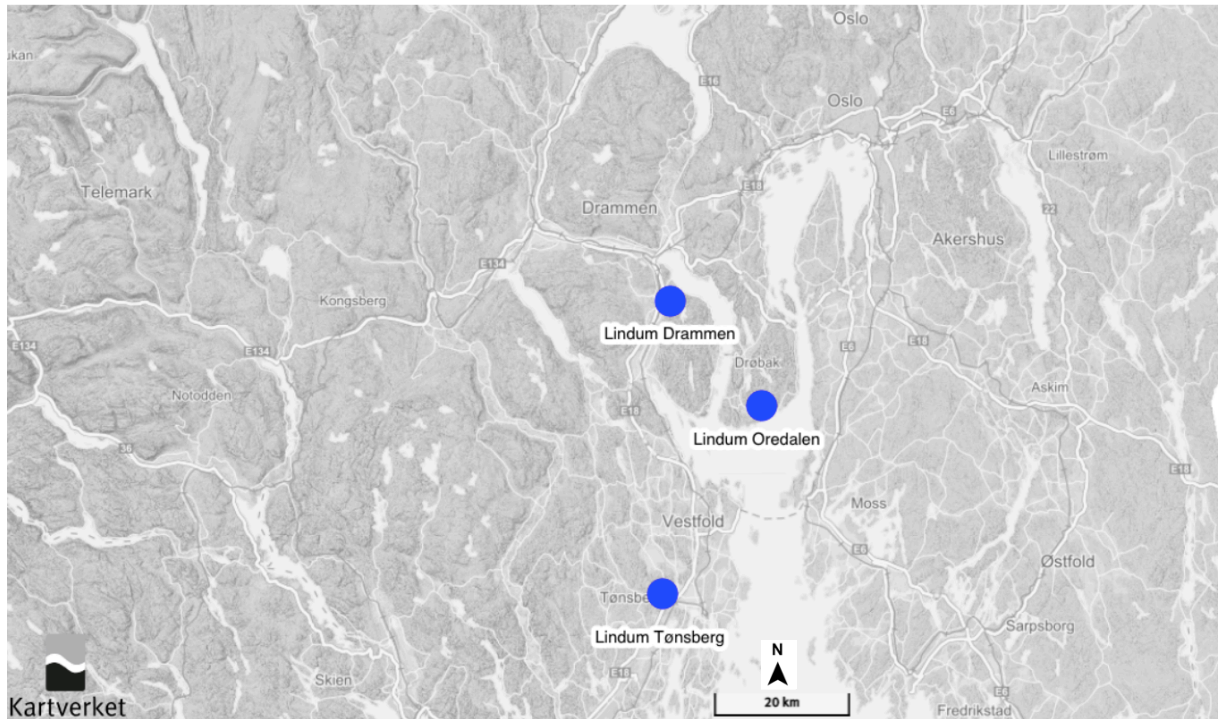
Målet med kolonneforsøket er å undersøke følgende hypoteser:

1. slagg fra metallurgisk industri kan nyttiggjøres ved rensing av sivevann fra deponier.
2. slaggets kornfraksjon og sivevannets hastighet gjennom slagget påvirker konsentrasjonen av metall i vannet etter behandling.

Videre er det av interesse å studere hvorvidt et forfilter av sand vil redusere mengden partikler i sivevannet og dermed hindre at bindingsstedene i slagget tettes igjen. Det er også interessant å se hvordan filtermaterialet virker over tid.

2.0 Materiale og metoder

2.1 Prøvetakingsområdene



Figur 2.1: Kart som viser hvor prøvematerialet ble hentet fra. Sigevannet ble hentet fra deponiene i Drammen og Tønsberg. Det jernholdige slagget ble hentet ved Lindum Øredalen.

Sigevannet som ble brukt i dette forsøket ble hentet fra to av Lindum AS sine deponi på Østlandet. Henholdsvis fra Drammen og Tønsberg. Det jernholdige slagget ble hentet fra Lindums avdeling i Øredalen. Deponiene i Drammen og Tønsberg er ganske ulike. Ved Drammen er det en tidligere landfylling under det nåværende deponiet, noe som gir større diversitet blant stoffene man kan finne i sigevannet. Bakgrunnen til deponiet ved Tønsberg er i større grad kjent, og der har man mer kontroll på hvilke stoffer som foreligger i sigevannet. I figur 2.1, ser vi et kart som viser lokasjonene for sigevannet (Drammen og Tønsberg) og slagget (Øredalen).

2.2 Prøvematerialer

Sigevannet ble hentet den 9. April 2018. På prøvetakingstidspunktet var det fremdeles en del snø som lå igjen etter vinteren. I figur 2.2 ser vi vannmengden i sigevannsdammen ved deponiet i Tønsberg der vannprøvene ble hentet. Vannet fra deponiet ledes i rør med utløp i Nord-enden av dammen. Prøvepunktet var omtrent 30m unna dette, omtrent midt i dammen. Vannstanden var svært høy og dette gjorde prøvetakingen noe utfordrende. Under normale forhold er det mulig å benytte trappen man kan se på det nederste bildet i figur 2.2 for å komme seg et stykke ut i dammen, og slik sikre en representativ vannprøve. På prøvetidspunktet var dette ikke mulig, og prøvene ble tatt på toppen av trappen. En bøtte ble benyttet for å helle vannet over på 10L plastkanner.

Prøvetakingen av sigevannet fra deponiet i Drammen gikk vesentlig lettere. Her samles alt sigevann og sendes i rør til Bakke pumpestasjon hvor vannet pumpes videre til Solumstrand renseanlegg. Vannprøvene ble hentet ved Bakke pumpestasjon. I figur 2.3 er denne ringet med rødt. Som følge av at vannet pumpes inn og ut av stasjonen er det sterke strømninger i bassenget vi ser på bildet nederst i figur 2.3 noe som sikrer godt blandede vannmasser. Vannprøvene ble hentet opp med en bøtte fra bunnen av dette bassenget og videre overført på 10L kanner. Sigevannet fra begge lokasjoner ble senere lagret på kjølelager med en temperatur på ca 5° celsius.

Slagget er en tidligere avfallsfraksjon fra metallurgisk industri og har et høyt innhold av blant annet jernoksider. Slagget inneholder også en del karbon. Materialet har en pH på rundt 11 (Frøslund, 2015). Som man kan se ut av figur 2.4 er materialet svært heterogent. Slagget ble siktet med en rist på 6.3mm før det ble overført til 10L bøtter. Slagget hadde ligget eksponert utendørs i lengre tid før prøvetakingstidspunktet. Totalt 20L slagget ble hentet 05.04.2018. Det jernholdige slagget ble hentet ved Lindum Oredalen.

Sanden som er brukt i forsøket er hentet fra Haslemoen ved Elverum og har vært lagret over lengre tid ved NMBU i Ås. Sanden er finsand med et høyt innhold av kvartsitt, og regnes som et inert materiale. Tabell 1, viser innholdet av utvalgte metall for slagget og sanden benyttet i kolonnene.

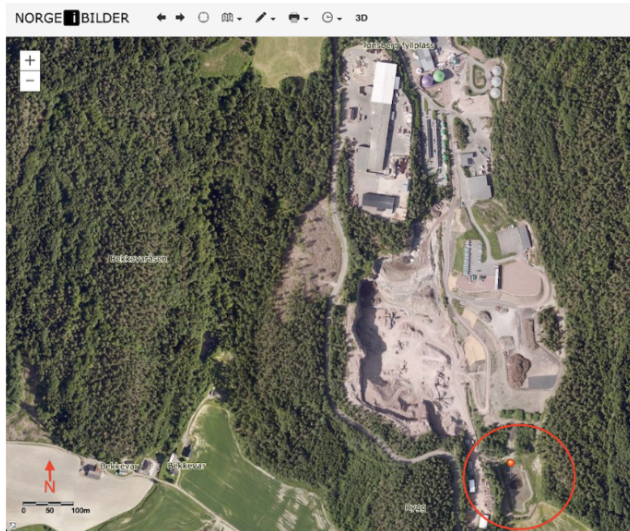
Tabell 1: Under til venstre er totalinnholdet av utvalgte metaller i sorbentmaterialet. Til høyre kan man se de samme metallene for sanden som ble benyttet.

SLAGG

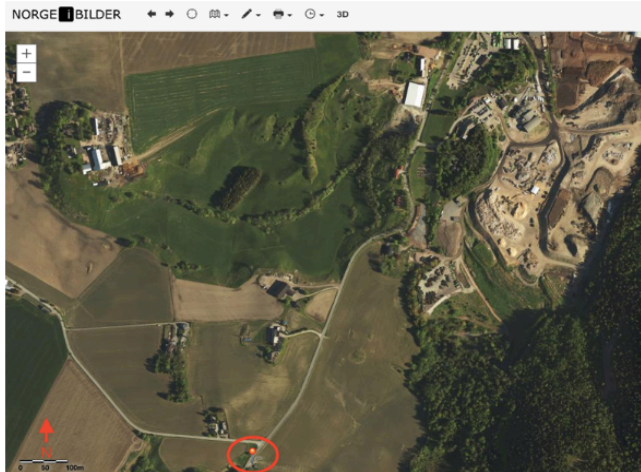
Element	Enhet	Mengde
Nikkel	mg/kg	175
Kobber	mg/kg	33
Arsen	mg/kg	3,4
Bly	mg/kg	41,5
Aluminium	g/kg	6,3
Jern	g/kg	90,5
Mangan	g/kg	0,675
Sink	g/kg	0,5
Totalt Karbon	%	6,1

SAND

Element	Enhet	Mengde
Nikkel	mg/kg	3,1
Kobber	mg/kg	2,1
Arsen	mg/kg	0,48
Bly	mg/kg	3,6
Aluminium	g/kg	6,6
Jern	g/kg	6,8
Mangan	g/kg	0,14
Sink	g/kg	0,45



Figur 2.2: Bildet øverst til venstre viser Lindums deponi i Tønsberg. Ringet med rødt, er sigevannsdammen der vannprøvene ble tatt. Øverst til høyre og nederst ser vi sigevannsdammen på nært hold.



Figur 2.3: Bildet øverst til venstre viser Lindums deponi avd Drammen. Ringet i rødt er Bakke pumpstasjon. Øverst til høyre ser vi hvordan vannprøvene ble tatt. Bildet nederst viser innsiden av Bakke pumpstasjon. Alt sigevann fra deponiet sendes til pumpstasjonen før det går videre til Solumstrand renseanlegg.



Figur 2.4: Her ser vi den jernholdige sorbenten som ble brukt i kolonneforsøket. Spaden på bildene er ca 1 m. Materialet ble siktet på 6.3mm før det ble overført i to stk 10L bøtter.

2.3 Kolonneforsøket

Målet med kolonneforsøket er å undersøke følgende hypoteser:

1. slagg fra metallurgisk industri kan nyttiggjøres ved rensing av sivevann fra deponier.
2. slaggets kornfraksjon og sivevannets hastighet gjennom slagget påvirker konsentrasjonen av metall i vannet etter behandling.

Videre er det av interesse å studere hvorvidt et forfilter av sand vil redusere mengden partikler i sivevannet og dermed hindre at bindingsstedene i slagget tettes igjen. Det er også interessant å se hvordan filtermaterialet virker over tid.

På jordfagslaboratoriet ved NMBU ble det dermed satt opp et eksperiment med 40 kolonner med både sand og slagg. Sivevannet fra Drammen og Tønsberg ble pumpet kontinuerlig gjennom kolonnene i 8 uker med to ulike hastigheter: 1.5 ml/t og 3 ml/t. Vannet som rant gjennom kolonnene ble så analysert etter følgende metaller: Jern (Fe), Aluminium (Al), Mangan (Mn), Nikkel (Ni), Bly (Pb), Sink (Zn), Kobber (Cu) og Arsen (As). Vannprøvene ble også analysert for pH, oppløst organisk karbon (DOC) og elektrisk konduktivitet (EC). Alle analyser ble gjort ved forskningslaboratoriet ved Jordfagbygget på NMBU. Før kolonneforsøket ble startet var det nødvendig å forbehandle sivevannet og slagget på følgende måte:

2.3.1 Forbehandling av sigevann, slagg og sand

Sigevannet fra begge lokasjoner ble filtrert gjennom et 40cm foldefilter med en partikkelretensjon på 17-30 μ m. Dette ble gjort for å forhindre at pumpe slangene, med indre diameter på 0.19mm, skulle gå tett. Dessverre gikk disse slangene tett likevel og måtte ofte byttes gjennom forsøkets lengde. De ble også byttet ut med slanger med indre diameter på 0.76mm mot slutten av forsøket.



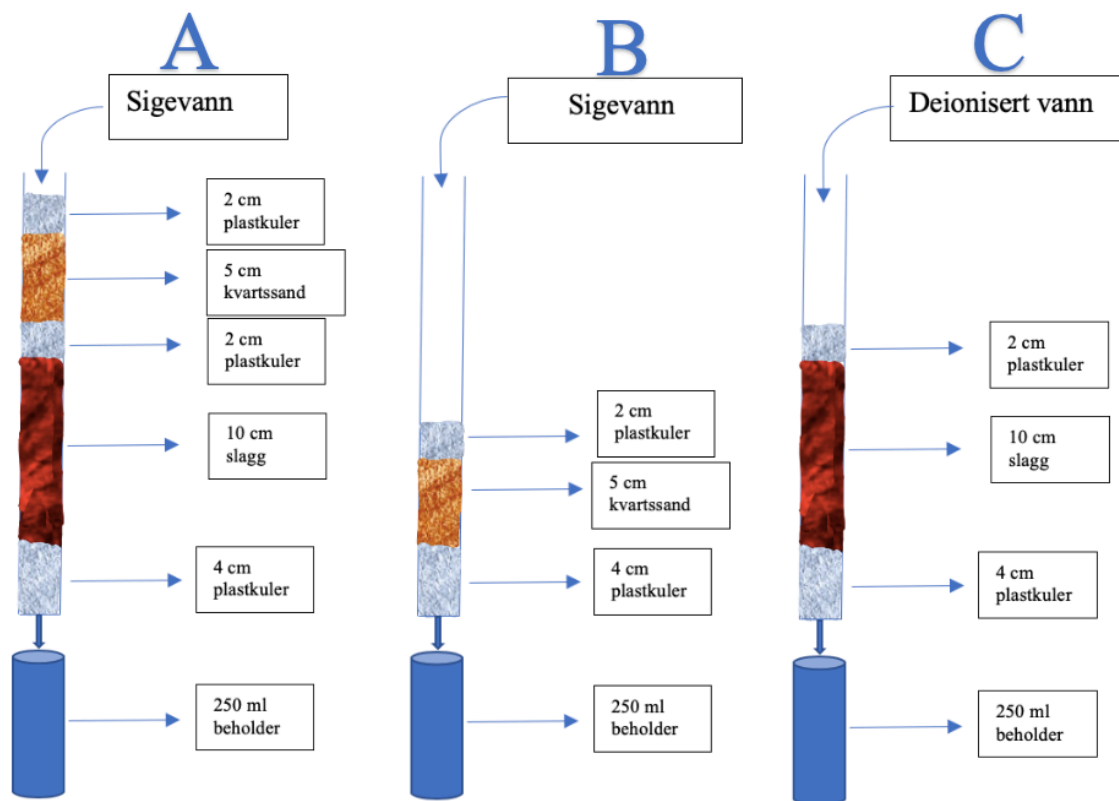
Figur 2.5: filtrering av sigevann med et 40cm foldefilter. Bildene viser sigevann fra Drammen.

Som man kan se i figur 2.5, er det en del partikler som blir igjen i filteret. Vi får vi også et innblikk i oljeforbindelsene som foreligger i vannet fra Drammen. Disse dannet en tynn hinne på filterpapiret noe som gjorde det svært tidkrevende å filtrere vannet. Sigevannet fra Tønsberg var vesentlig lettere å filtrere.

Det jernholdige slagget ble tørket i varmeskap på 50° celsius i 5t før det ble siktet til fraksjonene: 1-2mm og 0.1-0.2mm. For å begrense foretrukne strømminger innad i kolonnene ble det bestemt å holde slaggfraksjonene på < 2mm. Dessverre førte den fineste kornfraksjonen til at kolonnene gikk tett etter omtrent en ukes drift. For å holde forsøket i gang ble det siktet ut en fraksjon på 0.2-0.5mm fra det resterende slagget, og dette ble brukt for de gjenværende ukene i drift. Kvartssanden ble også siktet på 2mm slik at alt materiale > 2mm ble ekskludert.

2.3.2 Oppbygging av kolonnene

Totalt 40 kolonner med diameter = 2.2cm og lengde = 30cm ble brukt i forsøket. I figur 2.6 (under) ser vi hvordan disse er bygget opp. Det ble brukt plastkuler i toppen for å bedre distribusjonen av vannet gjennom kolonnen, også i bunnen for å hjelpe med dreneringen og forhindre massetransport ut av kolonnen. Kolonnen markert med A er behandlingen med sand og slagg. Kolonne B, er kun sandbehandling. Kolonne C gir grunnlaget for kontrollprøvene, og her er det kun deionisert vann som sendes gjennom slagg med kornfraksjon = 1-2mm.



Figur 2.6: (A), her er kolonnen bygd opp med et lag kvartssand over slagget. Denne kolonnen viser til behandling med sand og slagg. Totalt 24 slike kolonner ble laget. 12 stk for slaggfraksjonen på 0.2-0.5mm, 12 stk for den grove slaggfraksjonen på 1-2 mm. Det er brukt inerte plastkuler på toppen for å distribuere vannet jevnt ned gjennom kolonnene, og for å hindre at vannet drar med seg sand og slagg ut av kolonnen. (B), denne kolonnen viser til behandlingen kun med sand. Sivevann fra Drammen og Tønsberg sendes gjennom totalt 12 slike kolonner. (C), slik ser kolonnen for kontrollprøvene ut. Her sendes deionisert vann gjennom slagget. Det er totalt 4 kontrollkolonner. Alt vann samles i beholdere under kolonnene.

2.3.3 Oppsettet på laboratoriet

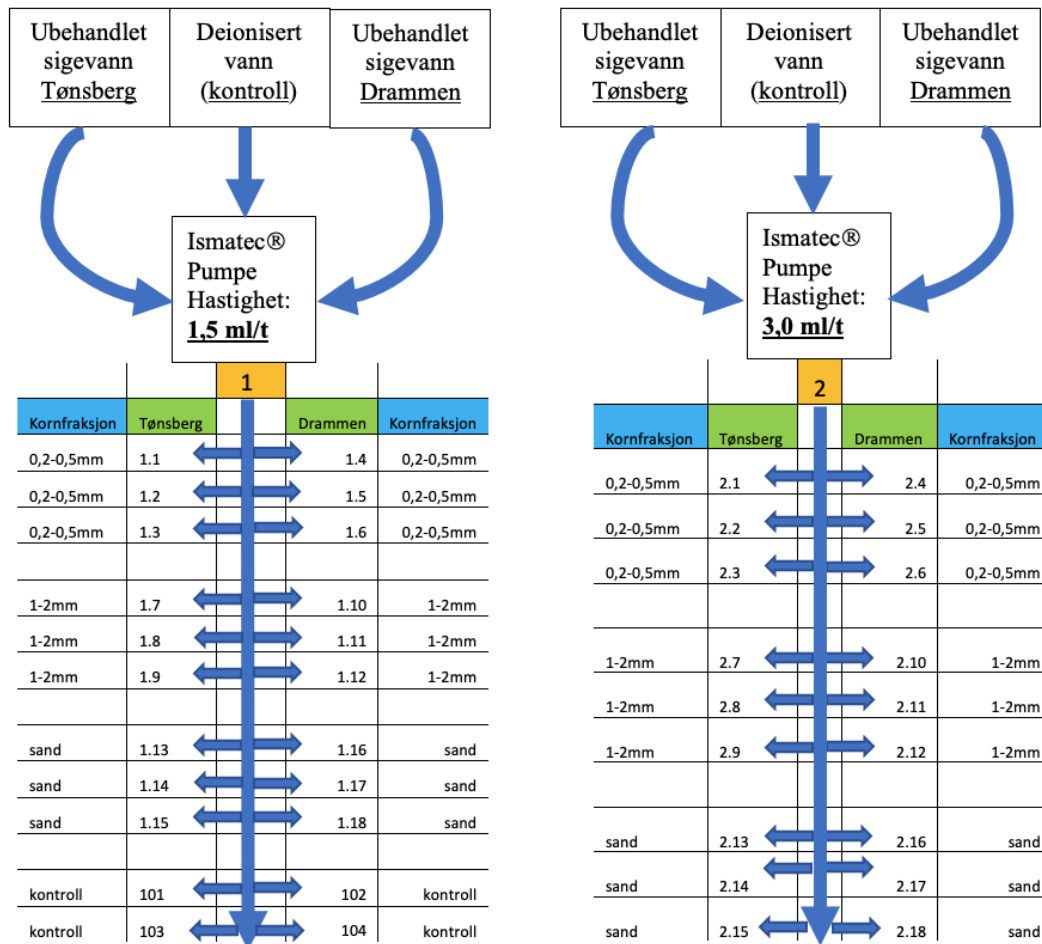
Det ble gjort tre replikater pr behandling. Og fire replikater for kontrollprøvene.

Behandlingene omfatter:

- Sand + slagg (0.2-0.5mm), med sigevann fra Drammen og Tønsberg på enten høy (3ml/t) eller lav (1.5ml/t).
- Sand + slagg (1-2mm), med sigevann fra Drammen og Tønsberg på enten høy (3ml/t) eller lav (1.5ml/t).
- Ren sand, med sigevann fra Drammen og Tønsberg på enten høy (3ml/t) eller lav (1.5ml/t).

Det ble brukt to Ismatec peristaltiske pumper for å sende vannet til kolonnene med to ulike hastigheter, 1.5 og 3 ml/t. Regner man med arealet av kolonnens flate tilsvarer vannhastighetene henholdsvis 94 og 189 mm nedbør pr 24t. I figur 2.7 kan vi se et overordnet diagram for oppsettet på laben. Her ble sigevannet hentet fra kjølelageret og overført til glassflasker som fikk stå i omtrent en time på benken for å stabilisere seg før pumpene ble slått på. Det ble brukt 1L mørke glassflasker for sigevannet sendt med 1.5 ml/t, og 2L flasker pakket inn med aluminiumsfolie for sigevannet med 3 ml/t. I hver flaske ble det stukket ni slanger, plassert tre cm over bunnen for at ikke bunnslam skulle suges opp og tette slanger og kolonner. Det deioniserte vannet ble tappet på en 0.5L plastflaske og fire slanger ble stukket ned. Flasken ble til slutt dekket med plastfilm for å forhindre fordamping. Dette vannet ble så pumpet med den laveste hastigheten (1.5 ml/t).

Etter at vannet var kommet gjennom kolonnene ble det samlet opp i 100ml beholdere (for vann med 1.5 ml/t) og 250ml beholdere (for vann med 3 ml/t). Flaskene ble tømt etter 48 og 24 timer slik at den oppsamlede vannmengden utgjorde omtrent 70 ml for begge hastigheter. Den første uken i drift ble det gjort tre prøvetakinger av vannet. Den andre uken i drift ble det gjort to takninger og for de resterende seks ukene ble det tatt vannprøver en gang i uken. Totalt ble det gjort 11 prøvetakinger av vannet. Det vannet som ikke ble prøvetatt, ble samlet opp i 0.5L plastbeholdere. Pumpene ble startet den 7.Mai 2018, og forsøket ble avsluttet den 10.Juli 2018.



Figur 2.7: Diagram for oppsettet på laboratoriet. De blå pilene viser hvor vannet sendes. Tallene som står under Tønsberg og Drammen viser til nummeret på forsøkskolonnene. 1.1 – 1.3 viser eksempelvis til sigevann fra Tønsberg som sendes gjennom slagg med kornfraksjon på 0.2-0.5mm. Dette utgjør igjen en «behandling» som nevnt i starten av avsnittet.

2.4 Vannprøvene

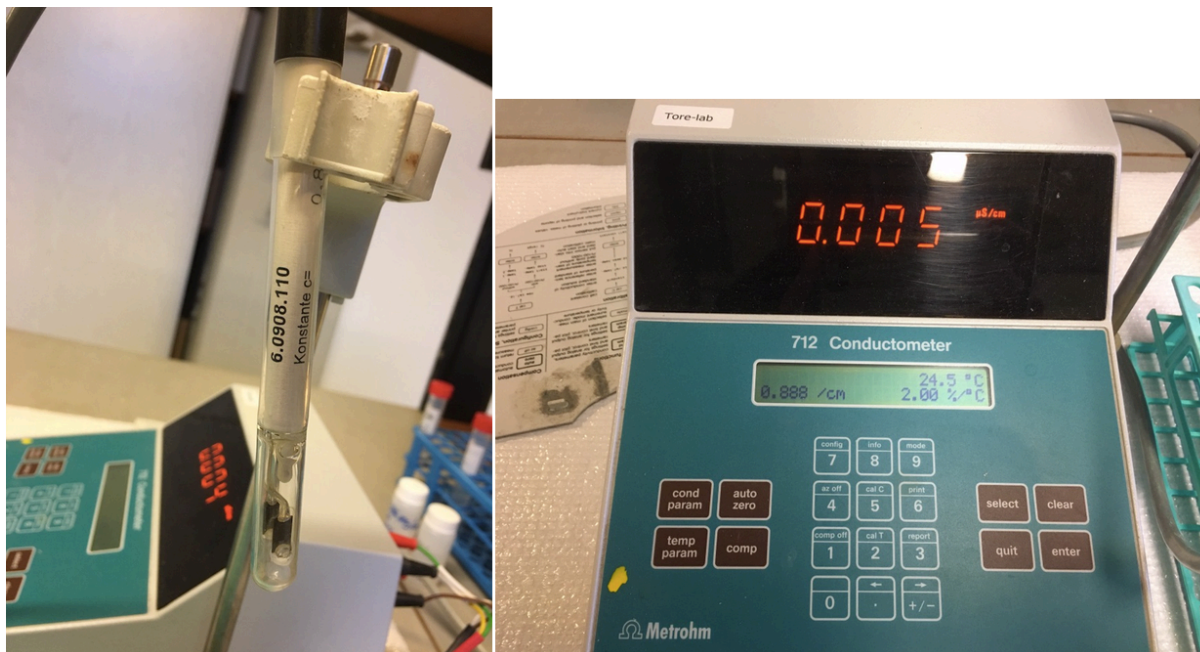
Det ble tatt 40 vannprøver for hver prøvetaking. I tillegg ble det tatt totalt 36 prøver av råvannet for å overvåke tilstanden av dette over tid. Tilsammen ble det gjort analyser av 476 vannprøver. Med unntak av 18 råvannsprøver, ble de resterende prøvene filtrert gjennom et 0.45µm (VWR PTFE) sprøytefilter før de ble sendt til videre analyser. En vannprøve ble fordelt til tre 15ml plastrør: 5ml til EC og pH, 12ml til DOC og 12 ml til ICP-MS. Hver av de 11 prøvetakingsrundene ble nummerert med «Batch 1-11», og de samsvarer med prøvetakingsdatoen gitt i tabellen under:

Tabell 2: Denne tabellen viser hvilken prøvetakingsrunde (Batch) som svarer til hvilken dato prøvene ble tatt.

Tid (dato)	Batch
09/05/2018	1
13/05/2018	2
15/05/2018	3
19/05/2018	4
31/05/2018	5
06/06/2018	6
13/06/2018	7
19/06/2018	8
26/06/2018	9
03/07/2018	10
10/07/2018	11

2.4.1 EC og pH

Den elektriske konduktiviteten i vannet (EC) ble registrert med et Metrohm 712 konduktometer. Sonden til venstre i figur 2.8 ble stukket ned i prøverørene slik at metallplatene nederst ble dekket. Så ble en verdi registrert etter apparatet hadde stabilisert seg. Etter at konduktiviteten var blitt registrert, ble pH-verdien målt med et Meterlab PHM210 standard pH-meter. Apparatet ble kalibrert med bufferløsninger med pH 4 og 7 før hver måleserie. Figur 2.9 viser hvilket apparat som ble brukt til å måle pH.



Figur 2.8: EC, den elektriske konduktiviteten i vannprøvene ble registrert med dette instrumentet.



Figur 2.9: pH, dette apparatet ble benyttet for å finne pH-verdien i vannprøvene.

2.4.2 DOC

Mengden oppløst organisk karbon i vannprøvene ble registrert med et Shimadzu TOC-V CPN apparat. Maskinen gir et mål på totalmengden av organisk karbon, men da prøvene ble filtrert på $0.45\mu\text{m}$ tolkes resultatene som DOC. Figur 2.10 viser apparatet som ble brukt til karbonanalysen.



Figur 2.10: DOC, figuren viser apparatet som ble benyttet for å registrere mengden oppløst organisk karbon i vannprøvene.

2.4.3 ICP-MS

Innholdet av metaller i prøvene ble analysert ved bruk av ICP-MS (Inductively coupled plasma mass spectrometry). Apparatet som ble brukt til dette var et Agilent 8800 Triple Quadruple ICP-MS. Deteksjonsgrensene er bestemt ut fra minst 3 blanke prøver som ble analysert samtidig med mine prøveserier. Referansematerialet som ble brukt er SRM 1643e, og er brukt for å bekrefte kvaliteten på analysene.

2.5 Statistiske analyser

Minitab 18 ble brukt som statistisk verktøy for å analysere dataene. En parret t-test ble kjørt for å sammenligne sivevannet før og etter det ble kjørt gjennom kolonnene. For å studere om kornstørrelse og hastighet hadde påvirkning på konsentrasjonen av metall, ble en GLM (generell lineær modell) kjørt. I modellen er de ulike metallene responsvariabler, og faktorene består av vannhastighet (1.5 eller 3 ml/t) og kornfraksjon (0.2-0.5 eller 1-2mm eller ren sandfraksjon). I tillegg ble interaksjonen mellom disse inkludert i modellen. Det ble også kjørt en Tukey parvis sammenligning av snittene for alle variablene i modellen.

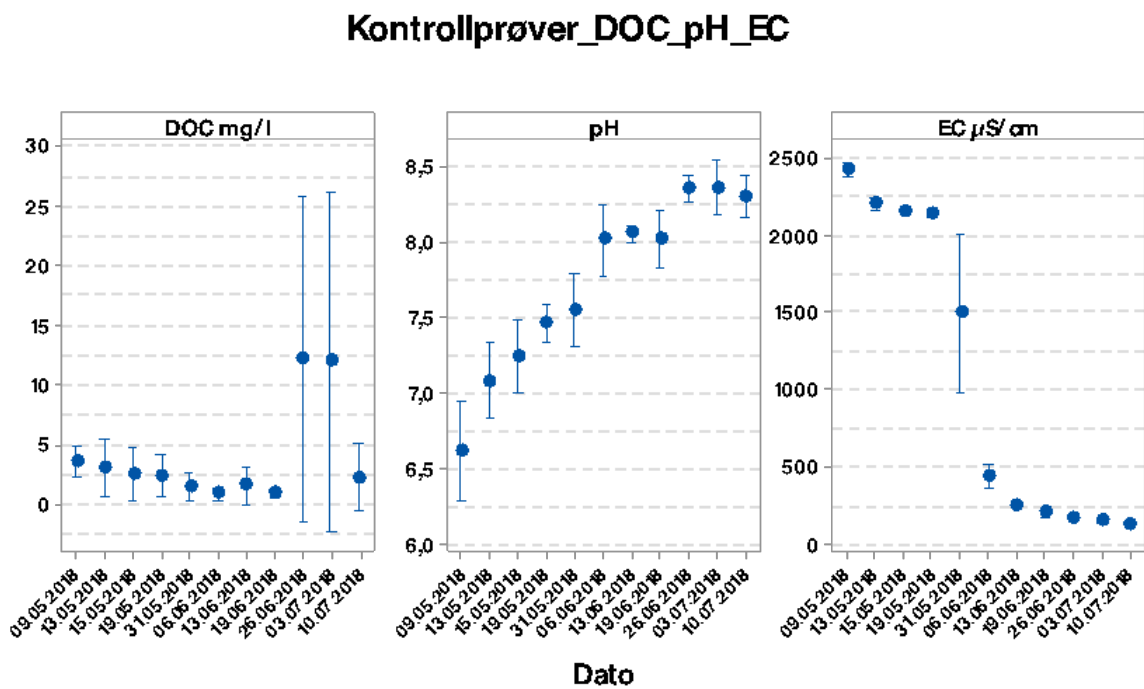
Signifikansnivået for alle analysene er satt til 0.05. Dersom p-verdien fra analysene er > 0.05 , er resultatet markert med «IS» (ikke signifikant).

Minitab 18, ble også benyttet for å lage grafene i oppgaven. Standardfeilen er plottet rundt snittverdien i alle grafene. Dette gir et estimat på presisjonen av snittverdiene. Gjennom forsøkets lengde kan det være interessant å se om dette minker eller øker.

3.0 Resultater

3.1 Kontrollprøvene

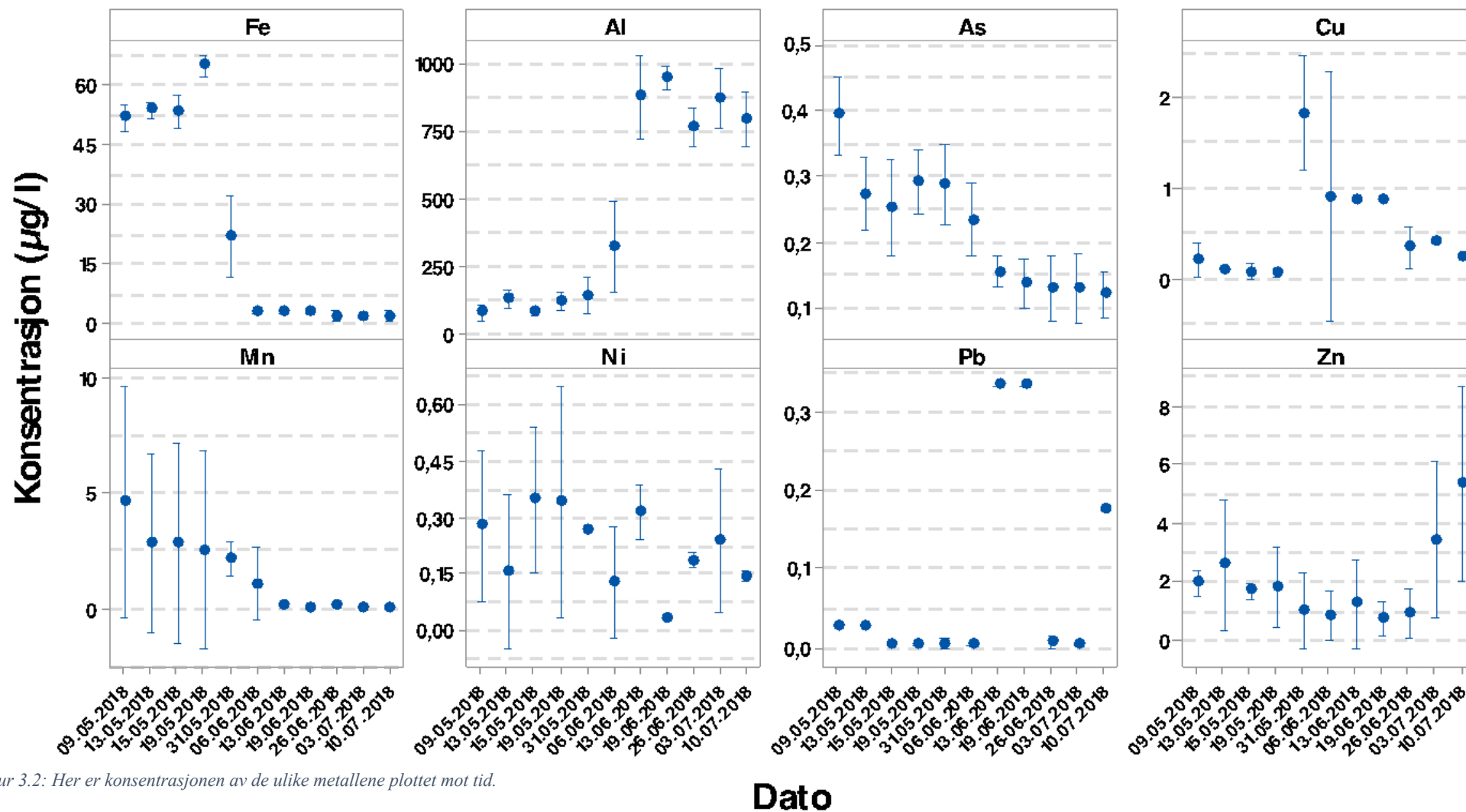
Figur 3.1 viser at DOC ligger på rundt 4.5 mg/l i starten av forsøket og at konsentrasjonen reduseres frem til de to nest siste målingene. Det er noe uklart hva som gir de kraftige utfallene i disse målingene. Antakelig er prøvene blitt forurenset. pH verdiene stiger fra 6.6 til 8.25 ved slutten av forsøket. Ledningsevnen får et kraftig fall i perioden 19.05 – 06.06. Videre synker den gradvis til omtrent 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$.



Figur 3.1: DOC, pH og EC for kontrollprøvene. Standardfeilen er plottet rundt observasjonene.

Figur 3.2 viser konsentrasjonen av metaller i vannet fra kontrollkolonnene. I perioden 06.06 – 13.06 øker mengden aluminium i vannet fra konsentrasjoner på rundt 120 $\mu\text{g}/\text{l}$, til verdier på over 900 $\mu\text{g}/\text{l}$. Jern har en kraftig nedgang fra rundt 50 $\mu\text{g}/\text{l}$ til omtrent 5 $\mu\text{g}/\text{l}$, i samme periode. Konsentrasjonen av arsen går jevnt ned gjennom hele forsøket. Det er noe mer variasjoner for nikkell. Sink tenderer virker å reduseres litt frem til 26.06 før konsentrasjonen virker å stige for de to siste målingene.

Kontrollprøver_Metaller



Figur 3.2: Her er konsentrasjonen av de ulike metallene plottet mot tid.

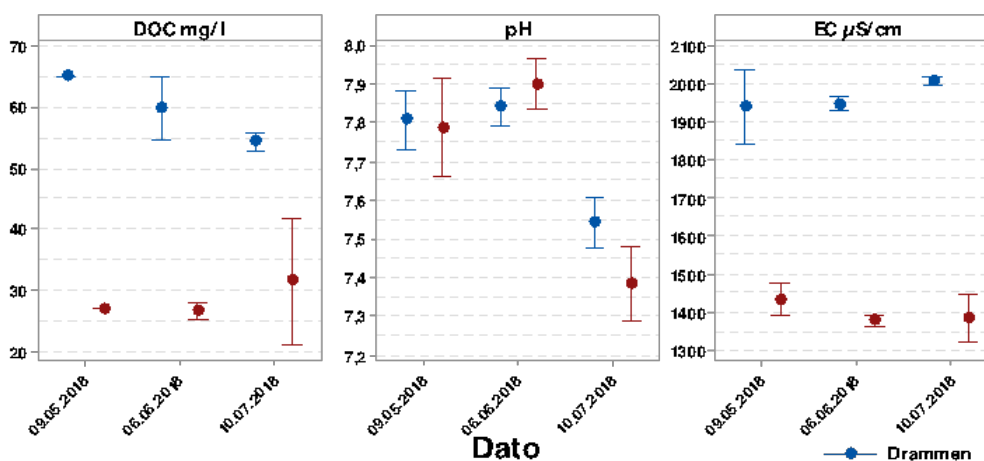
3.2 Råvannet (ubehandlet sigevann)

Tabell 3, viser konsentrasjonen av metall, DOC, pH og EC i det ubehandlede sigevannet fra Tønsberg og Drammen. Tabellen viser snittkonsentrasjonen for de tre målingene av råvannet. I kolonnen til høyre, kan man få et innblikk i variasjonen i råvannet. Innholdet av metaller varierte mer i vannet fra Drammen, og spesielt jern hadde en stor spredning. I figur 3.3, kan vi se at pH verdiene for begge lokasjonene er nokså stabile, men at det forekommer en liten reduksjon den 10.07. Både DOC og EC er ganske stabile. I figur 3.4, kan vi se at vannet fra Drammen inneholder høyere konsentrasjoner av metall sammenlignet med vannet fra Tønsberg. For Drammen, virker det som at konsentrasjonen reduseres over tid for alle metaller unntatt for kobber og sink. Innholdet i vannet fra Tønsberg virker å holde seg mer stabilt.

Tabell 3: Tabellen viser den gjennomsnittlige konsentrasjonen av metall, DOC, pH og EC for råvannet fra Tønsberg og Drammen. Min og maksverdier er også tatt med.

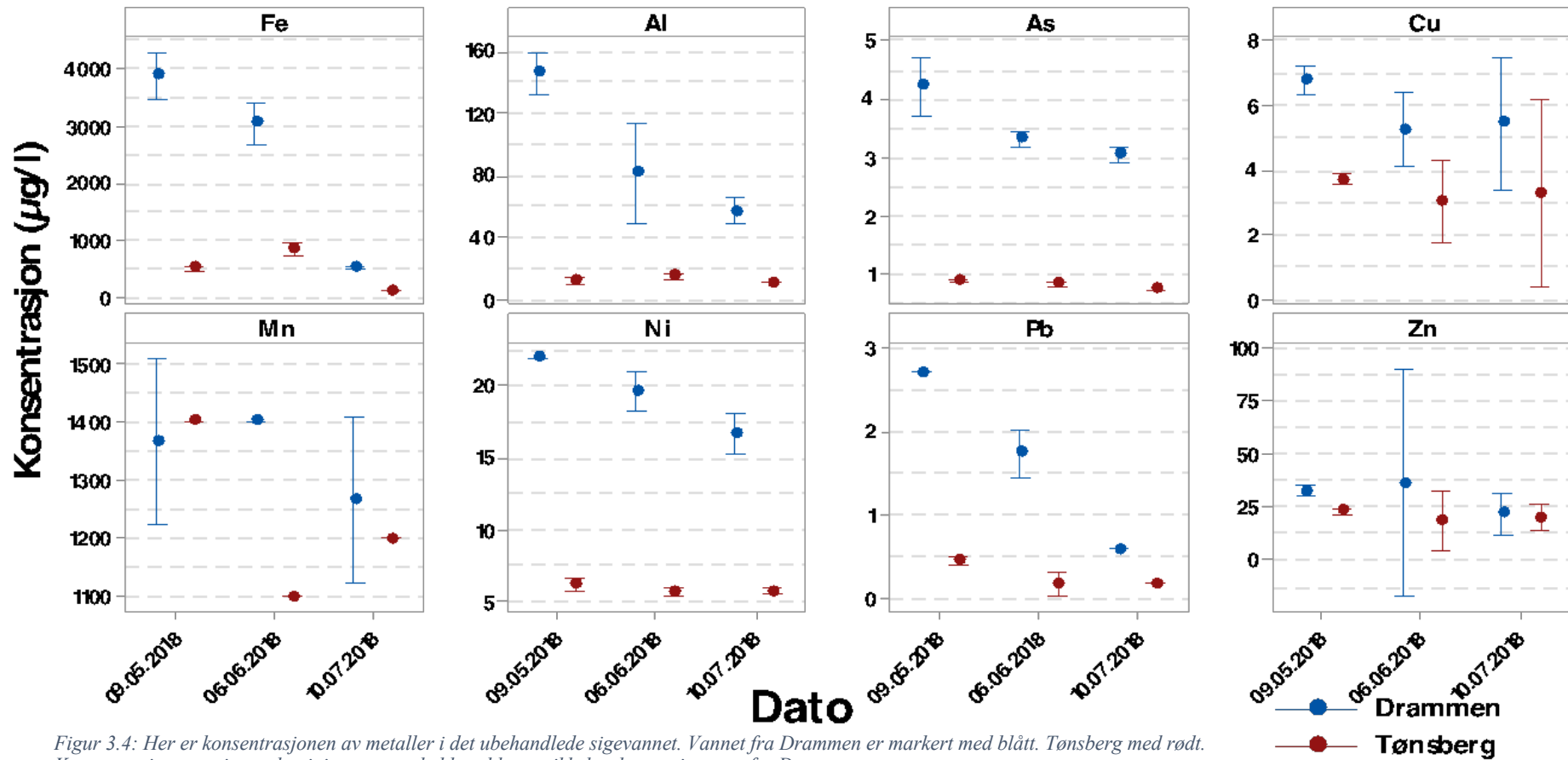
Ubehandlet sigevann Tønsberg_ Ufiltrert				Ubehandlet sigevann Drammen_ Ufiltrert			
Element	Enhet	Snitt - Konsentrasjon	Min-Maks	Element	Enhet	Snitt - konsentrasjon	Min-Maks
Nikkel	µg/l	5,75	5,4-6,3	Nikkel	µg/l	19,45	16-22
Kobber	µg/l	3,35	2,4-3,8	Kobber	µg/l	5,86	4,9-6,9
Arsen	µg/l	0,83	0,74-0,91	Arsen	µg/l	3,5	3-4,4
Bly	µg/l	0,26	0,175-0,46	Bly	µg/l	1,67	0,583-2,7
Aluminium	µg/l	13	11,0-16	Aluminium	µg/l	95,45	54-150
Jern	µg/l	497	130-900	Jern	µg/l	2501	520-4000
Mangan	µg/l	1233	1100-1400	Mangan	µg/l	1344	1300-1400
Sink	µg/l	20,2	14-25	Sink	µg/l	29,9	18-60
DOC	mg/l	28,45	26-35	DOC	mg/l	59,67	54-65
pH	—	7,69	7,34-7,92	pH	—	7,73	7,52-7,86
EC	µS/cm	1397	1352-1451	EC	µS/cm	1964	1900-2013

Ubehandlet sigevann_ DOC_ pH_ EC



Figur 3.3: DOC, pH og ledningsevne for ubehandlet sigevann. Drammen er blått, Tønsberg rødt. Det er vesentlig mer DOC i vannet fra Drammen. Her er også ledningsevnen høyere.

Ubehandlet sigevann_Metaller



Figur 3.4: Her er konsentrasjonen av metaller i det ubehandlede sigevannet. Vannet fra Drammen er markert med blått. Tønsberg med rødt. Konsentrasjonen av jern, aluminium, arsen, kobber, bly og nikkel er høyere i vannet fra Drammen.

3.3 Forholdet mellom behandlet og ubehandlet sigevann.

Sammenligningen av behandlet og ubehandlet sigevann gir en indikasjon på om behandlingsmetodene har redusert konsentrasjonen av metall eller ikke. Forholdet mellom det som sendes inn i kolonnene (inn-vann) og behandlet vann (ut-vann) er undersøkt. Dersom dette forholdstallet = 1, så tilsvarer konsentrasjonen av metall i ut-vannet det som kommer inn i kolonnene. Om forholdet mellom inn og utvann er < 1 , betyr det at det er mer som kommer ut fra kolonnene enn det som sendes inn. Dersom forholdet er > 1 , så er det mindre som kommer ut enn det som sendes inn. Ut fra figur 3.4, ser vi at konsentrasjonen av flere av metallene i vannet fra Drammen ikke er konstante.

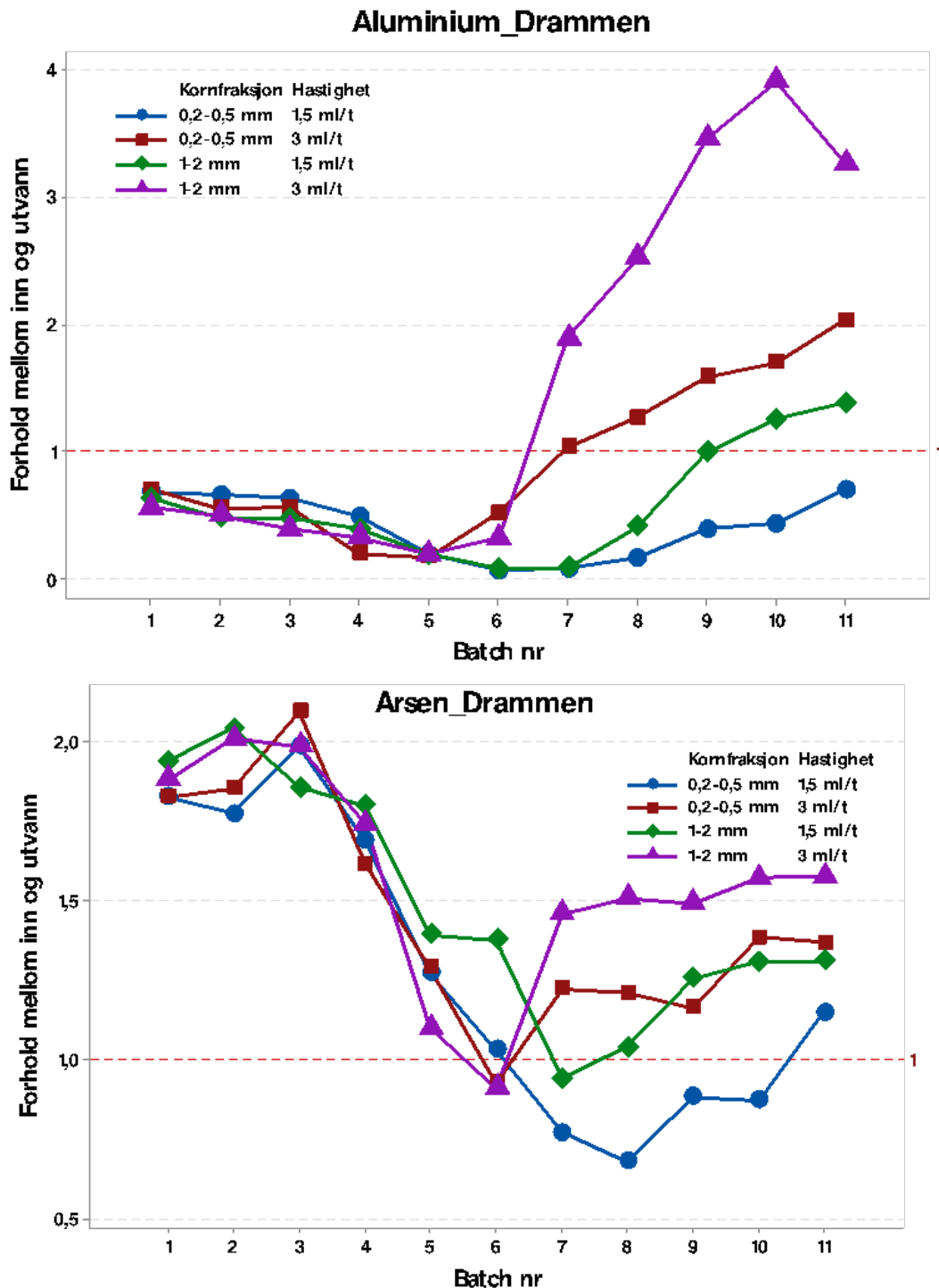
For å få med hvordan forholdet mellom inn og ut-vann endres over tid, ble det dermed benyttet interpolerte verdier for konsentrasjonen av alle metallene i Drammensvannet. Konsentrasjonen i inn-vannet for Tønsberg var mye mer stabilt, og dermed er gjennomsnittskonsentrasjonene av metallene benyttet for å regne ut forholdstallet. Grafer og tabeller for de interpolerte verdiene kan ses i vedlegg 1. Det er også interessant å studere om forholdstallet virker å stabilisere seg over tid, eller om endringer stadig forekommer.

Figurene under viser forholdstallet for fokusmetallene aluminium, arsen, nikkel og sink. På x-aksen er batch-nummeret tatt med. Sammenhengen med batch-nummer og prøvedato kan ses i tabell 2. Kornfraksjonen på slagget og vannhastighet inn i kolonnene er tatt med i grafene. Figur 3.5 og 3.6 viser forholdet for vannet fra Drammen, mens figur 3.7 og 3.8 tar for seg vannet fra Tønsberg.

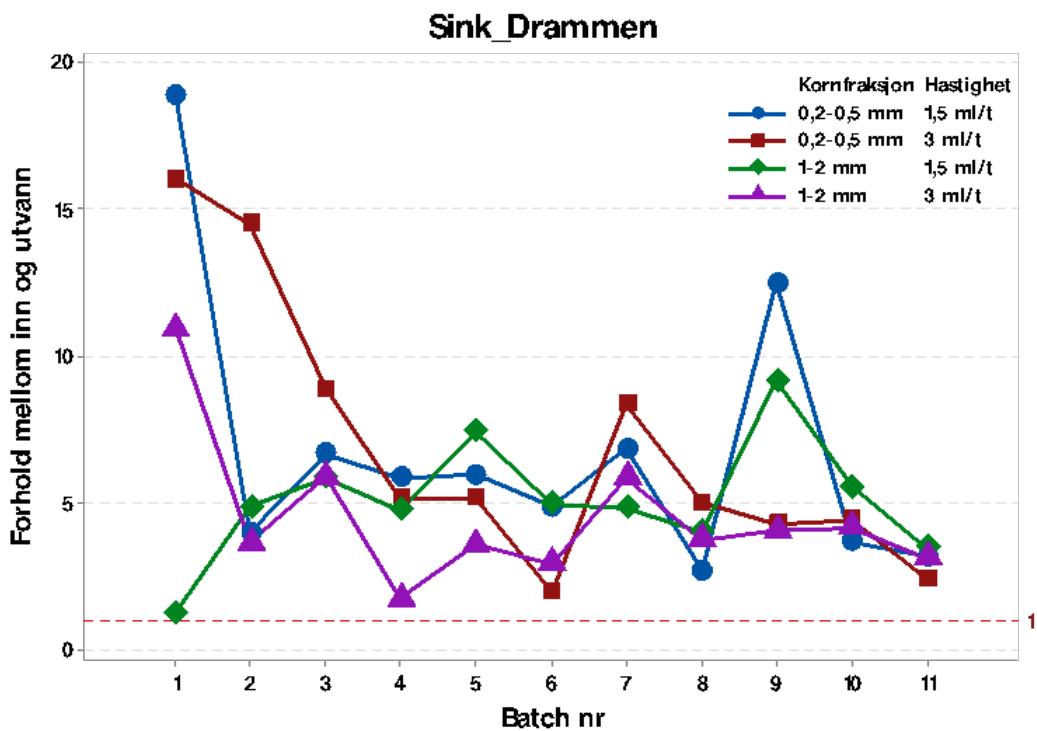
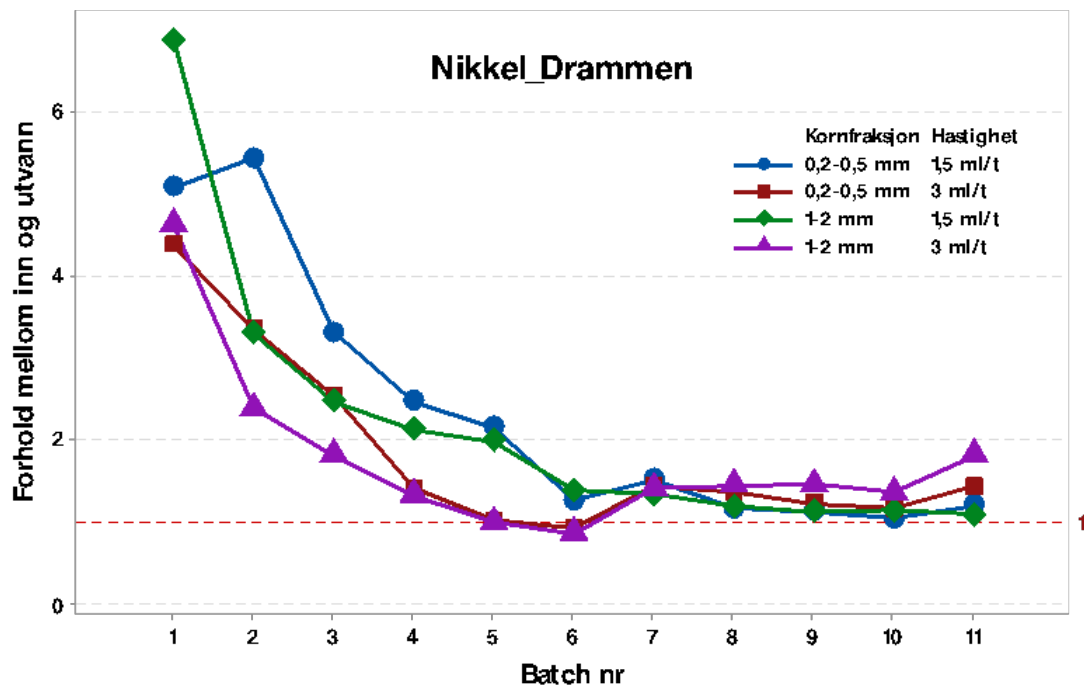
For sigevannet fra Drammen forekommer det en signifikant reduksjon i konsentrasjonen av arsen, nikkel og sink, for alle behandlingsmetodene med slagg. Aluminium skiller seg ut ved at konsentrasjonen øker etter behandling med slagg. For kolonnene med sand, kan det ikke påvises en signifikant reduksjon for arsen og nikkel, uavhengig av hvilken hastighet vannet ble kjørt med. Tabell 4, viser en full oversikt for alle metallene i vannet fra Drammen.

For sigevannet fra Tønsberg kan det påvises en signifikant reduksjon i konsentrasjonen av nikkel og sink, men ikke for aluminium og arsen for kolonnene med slagg. Dette gjelder uavhengig av hvilken kornfraksjon og hastighet som er benyttet i kolonnene. For kolonnene med sand, er det ingen reduksjon i konsentrasjonen av arsen eller nikkel uavhengig av hastigheten benyttet. Videre er det ingen reduksjon i konsentrasjonen av aluminium når høy

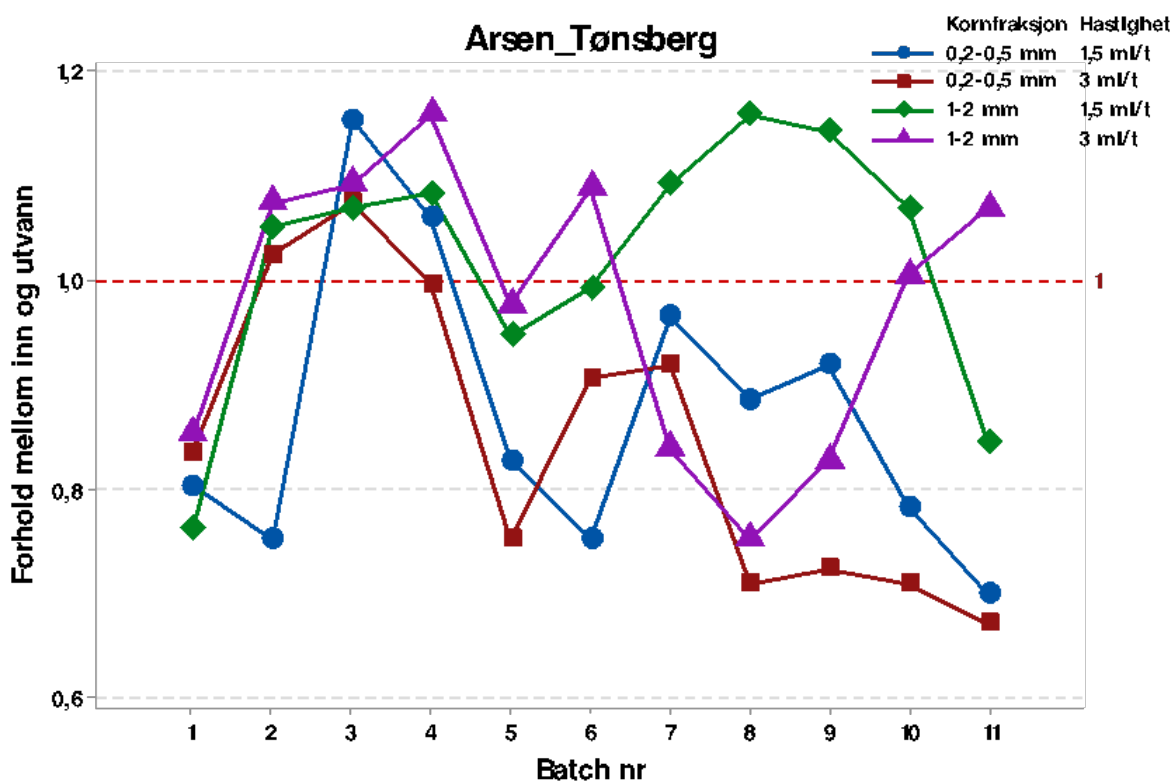
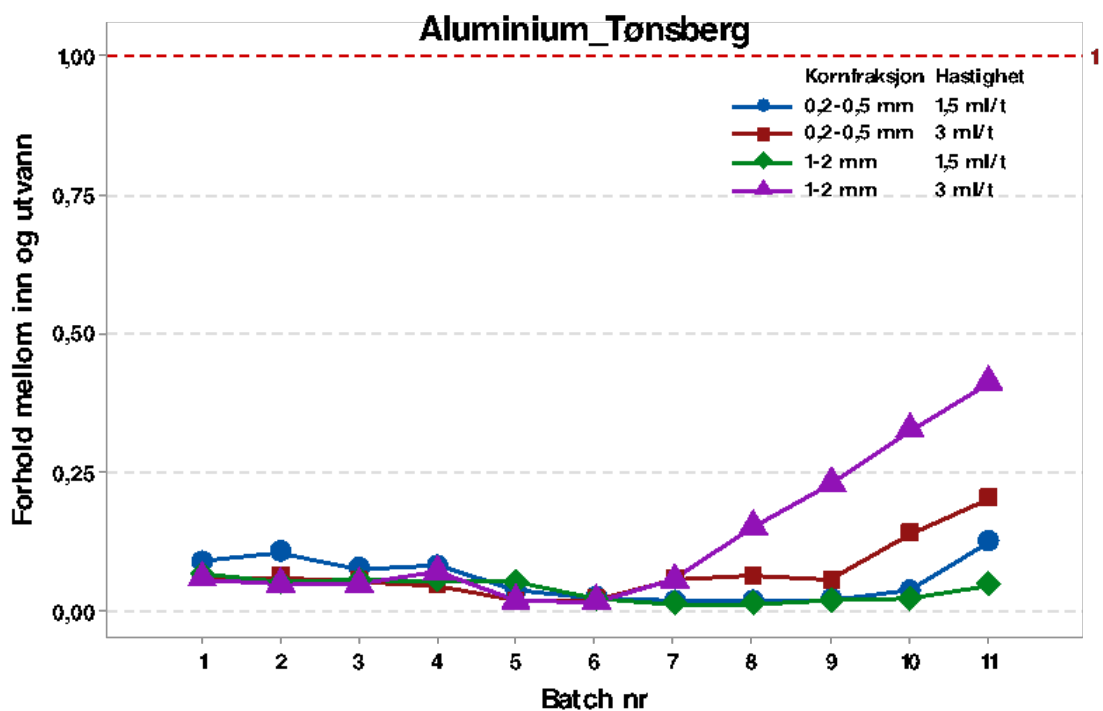
hastighet er benyttet i sandkolonnene. For sink, kan konsentrasjonen påvises å ha en signifikant reduksjon etter behandling, uavhengig av hastigheten benyttet. Tabell 5, viser en full oversikt for alle metallene i vannet fra Tønsberg.



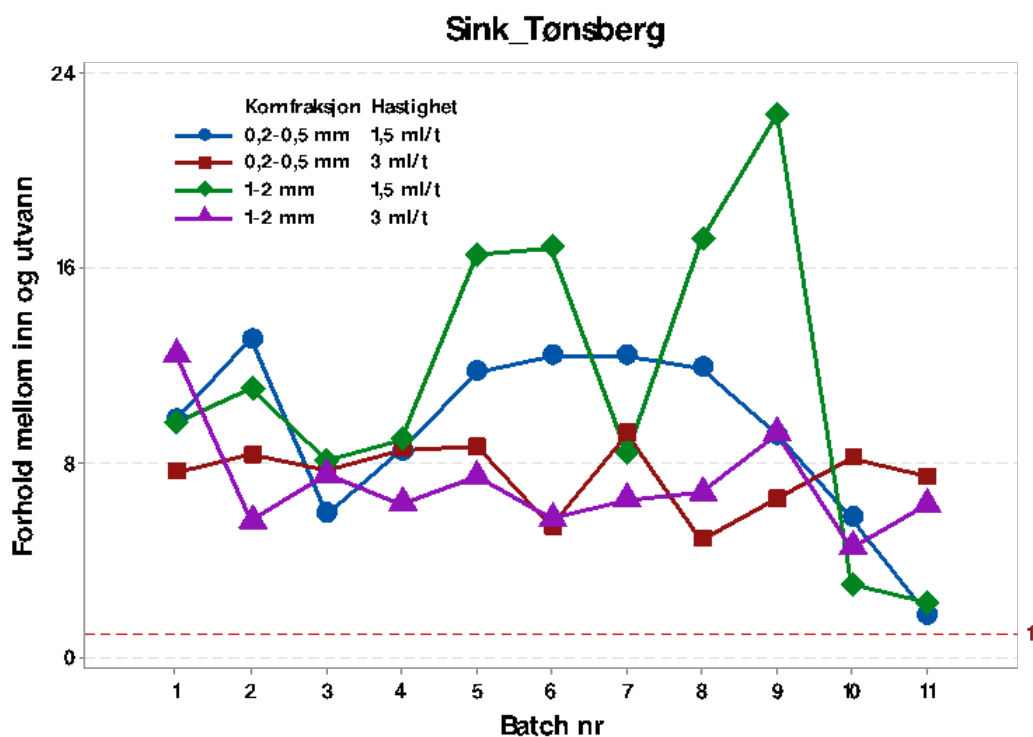
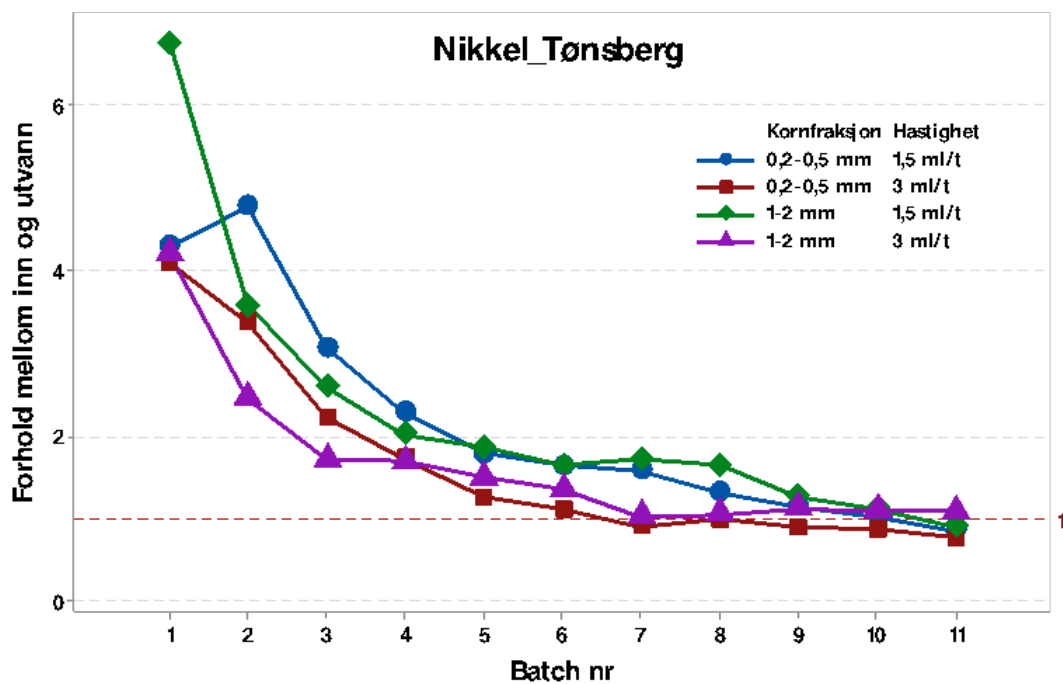
Figur 3.5: Øverst ser vi forholdet mellom inn og ut-vann for aluminium i Drammensvannet. Her kan vi se at forholdet er under 1, og reduseres stadig frem til 5 og 6. prøvetaking (omtrent halvveis i forsøket) for alle behandlinger med slagg. Så stiger forholdstallet til over 1 for alle behandlinger unntatt for slagg med fin kornstørrelse og lav hastighet. Nederst er samme grafen vist for arsen. Her ser vi at forholdstallet synker mot 1 før det stiger igjen omtrent halvveis i forsøket. For slagg med fin kornstørrelse og lav hastighet, dukker forholdet et stykke under 1, før det stiger igjen mot slutten av forsøket.



Figur 3.6: Øverst ser vi hvordan forholdstallet for nikkel utvikler seg over tid. Forholdet nærmer seg 1 omtrent halvveis i forsøket, før det virker å holde seg stabilt ut forsøksperioden for alle behandlingene. Under ser vi hvordan forholdet for sink varierer ganske mye avhengig av kornfraksjon og hastighet. Det er vanskelig å peke på noen klar trend for sink.



Figur 3.7: Øverst ser vi at forholdstallet for aluminium i vannet fra Tønsberg er svært lavt. Det virker som at forholdet stiger litt på slutten, men det er fremdeles langt igjen til et 1:1 forhold mellom inn og utvann. Under ser vi derimot større variasjon for arsen og de ulike behandlingsmetodene. Det virker som at de ulike behandlingene følger de samme trendene med unntak av grov kornfraksjon og lav hastighet fra omtrent halveis i forsøket. For denne behandlingen stiger plutselig forholdet til over 1, mens det for de andre behandlingene reduseres. Behandlingen med grov kornfraksjon og høy hastighet stiger også til over 1 mot slutten av forsøket, mens det for de andre behandlingene er under 1.



Figur 3.8: Øverst ser vi at forholdet med nikkel, i likhet med Drammensvannet, synker i starten av forsøket før det stabiliserer seg mot 1 i slutten. For sink er det derimot større variasjoner, spesielt for behandlingen med grov kornfraksjon og lav hastighet. Forholdet virker å nærme seg 1 mot slutten av forsøket for behandlingene med fin kornfraksjon og lav hastighet, og for grov kornfraksjon og lav hastighet.

Tabell 4: Denne tabellen gjelder for vann fra Drammen. Her er konsentrasjonene av metall i ubehandlet sigevann sammenlignet med vannet som har kommet gjennom kolonnene med de ulike behandlingene. Tabellen viser om det har skjedd en signifikant reduksjon av konsentrasjonen i metallene. Dette er i så fall markert med x. Dersom det ikke kan påvises en signifikant reduksjon i konsentrasjonen, er dette markert med IS (ikke signifikant). I tabellen kan vi se at en signifikant reduksjon av konsentrasjonen i samtlige metaller, med unntak av aluminium, kan påvises for kolonnene med slagg. Dette gjelder uavhengig av hvilken kornfraksjon eller vannhastighet som er blitt benyttet. For kolonnene med sand, er det kun konsentrasjonen av arsen og nikkel som ikke reduseres.

Behandling	Kornfraksjon	Hastighet	Jern	Aluminium	Arsen	Kobber	Mangan	Nikkel	Bly	Sink
Slagg	0,2-0,5 mm	3 ml/t	x	IS	x	x	x	x	x	x
Slagg	0,2-0,5 mm	1,5 ml/t	x	IS	x	x	x	x	x	x
Slagg	1-2 mm	3 ml/t	x	IS	x	x	x	x	x	x
Slagg	1-2 mm	1,5 ml/t	x	IS	x	x	x	x	x	x
Sand	-	3 ml/t	x	x	IS	x	x	IS	x	x
Sand	-	1,5 ml/t	x	x	IS	x	x	IS	x	x

Tabell 5: Denne tabellen gjelder for vann fra Tønsberg. For behandlingene med slagg stikker aluminium seg igjen ut med en ikke signifikant reduksjon, men har også fått selskap av arsen. Ellers er kan det påvises en signifikant reduksjon i konsentrasjonen for de resterende metallene. For kolonnene med sand, kan det ikke påvises en signifikant reduksjon for nikkel eller arsen. Heller ikke for aluminium, gitt sandbehandling og høy hastighet på vannet, eller for mangan, gitt sandbehandling og lav hastighet på vannet.

Behandling	Kornfraksjon	Hastighet	Jern	Aluminium	Arsen	Kobber	Mangan	Nikkel	Bly	Sink
Slagg	0,2-0,5 mm	3 ml/t	x	IS	IS	x	x	x	x	x
Slagg	0,2-0,5 mm	1,5 ml/t	x	IS	IS	x	x	x	x	x
Slagg	1-2 mm	3 ml/t	x	IS	IS	x	x	x	x	x
Slagg	1-2 mm	1,5 ml/t	x	IS	IS	x	x	x	x	x
Sand	-	3 ml/t	x	IS	IS	x	x	IS	x	x
Sand	-	1,5 ml/t	x	x	IS	x	IS	IS	x	x

3.4 Undersøkelse av behandlet sigevann

En analyse av behandlet sigevann (ut-vannet) gir svar på om variablene kornfraksjon (0.2-0.5 og 1-2mm eller ren sand) og gjennomstrømningshastighet (1.5 og 3 ml/t) har en påvirkning på metallkonsentrasjonen eller ikke. I figurene under er «Sand + Slagg» gjeldende for slaggbehandlingen, mens figurene med tittel «Sandbehandling» viser til kolonnene med ren sand i seg.

3.4.1 Metallene: Drammen

For behandlet sigevann fra Drammen:

Aluminium: I figur 3.9 kan vi se en ganske kraftig økning i konsentrasjonen av aluminium omtrent halvveis i forsøket for begge kornfraksjoner av slagget. Denne økningen er mer markant for vannet med den laveste hastigheten. Videre ser det ut som at konsentrasjonen reduseres for begge hastigheter.

En signifikant forskjell mellom sand og slaggbehandlingene kan påvises. For kolonnene med slagg gir hverken kornstørrelse eller hastighet en signifikant forskjell i konsentrasjonen i ut-vannet. For kolonnene med sand er hastighet ikke en signifikant variabel.

I figur 3.10, virker det som at konsentrasjonen av aluminium øker litt for begge hastigheter i kolonnene med ren sand.

Arsen: I figur 3.9 kan vi se en liten økning i konsentrasjonen for kolonnene med slagg omtrent halvveis i forsøket før den reduseres igjen. For vannet med lav hastighet kan det virke som at konsentrasjonen av arsen er høyere for den fineste kornfraksjonen. Det ser også ut til at økningen i konsentrasjonen forekommer noe senere for vannet med lav hastighet.

En signifikant forskjell mellom sand og slaggbehandlingene kan påvises. For kolonnene med slagg gir hverken kornstørrelse eller hastighet en signifikant forskjell i konsentrasjonen i ut-vannet. For kolonnene med sand er hastighet en signifikant variabel.

I figur 3.10, ser vi at vannet med den laveste hastigheten gir den høyeste konsentrasjonen av arsen ut av kolonnen.

Nikkel: En klar stigende trend i konsentrasjonen av nikkel for kolonnene med slagg kan observeres i figur 3.9. For vannet med høy hastighet, stabiliseres plutselig konsentrasjonen rundt den 13.06. Det virker også som at usikkerheten i estimatet av snittverdien i observasjonen øker mot slutten av forsøket.

En signifikant forskjell mellom sand og slaggbehandlingene kan påvises. For kolonnene med slagg gir hverken kornstørrelse eller hastighet en signifikant forskjell i konsentrasjonen i utvannet. For kolonnene med sand er hastighet ikke en signifikant variabel.

Figur 3.10 viser at konsentrasjonen av nikkel varierer ganske kraftig gjennom forsøket, og det er vanskelig å peke på noen klar trend her.

Sink: I figur 3.9, er det vanskelig å peke på noen klare trender for konsentrasjonen av sink for kolonnene med slagg, da det virker som at den holder seg noenlunde jevn over tid.

Ingen signifikante forskjeller kan påvises mellom noen av behandlingene.

Dermed blir det også vanskelig å peke på noen klare trender for kolonnene med ren sand (figur 3.10).

3.4.2 DOC, pH og EC: Drammen

Slaggbehandlingen

DOC: i figur 3.11, ser vi at mengden oppløst organisk karbon øker for vannet med lav hastighet. Mer variasjon kan ses i vannet med høy hastighet.

pH: Figur 3.12 viser at pH starter på rundt 8, men stiger til rundt 9 omtrent halvveis i forsøket.

EC: Figur 3.12 viser også at ledningsevnen reduseres kraftig omtrent samtidig for begge hastigheter og kornfraksjoner.

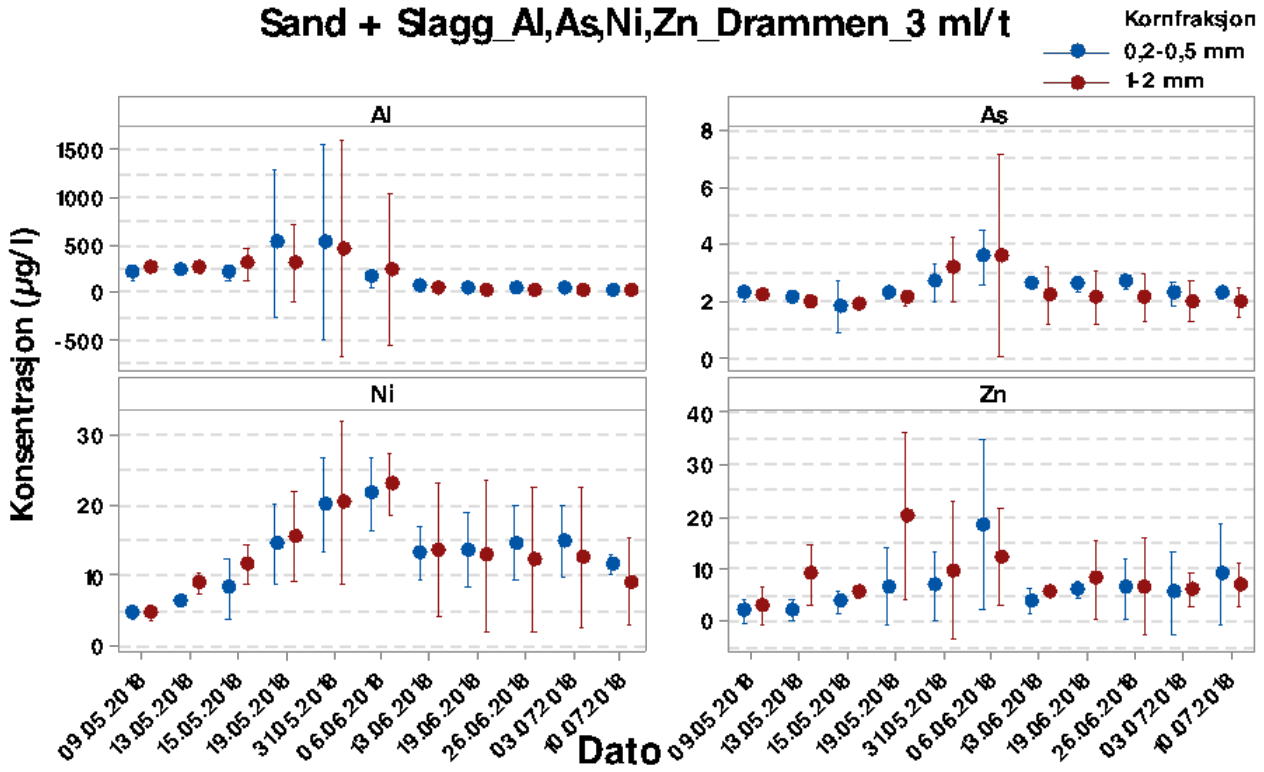
Sandbehandlingen

DOC: I figur 3.13 ser vi at mengden DOC varierer ganske mye gjennom forsøkets periode for kolonnene med ren sand. Det er vanskelig å peke på noen klar trend.

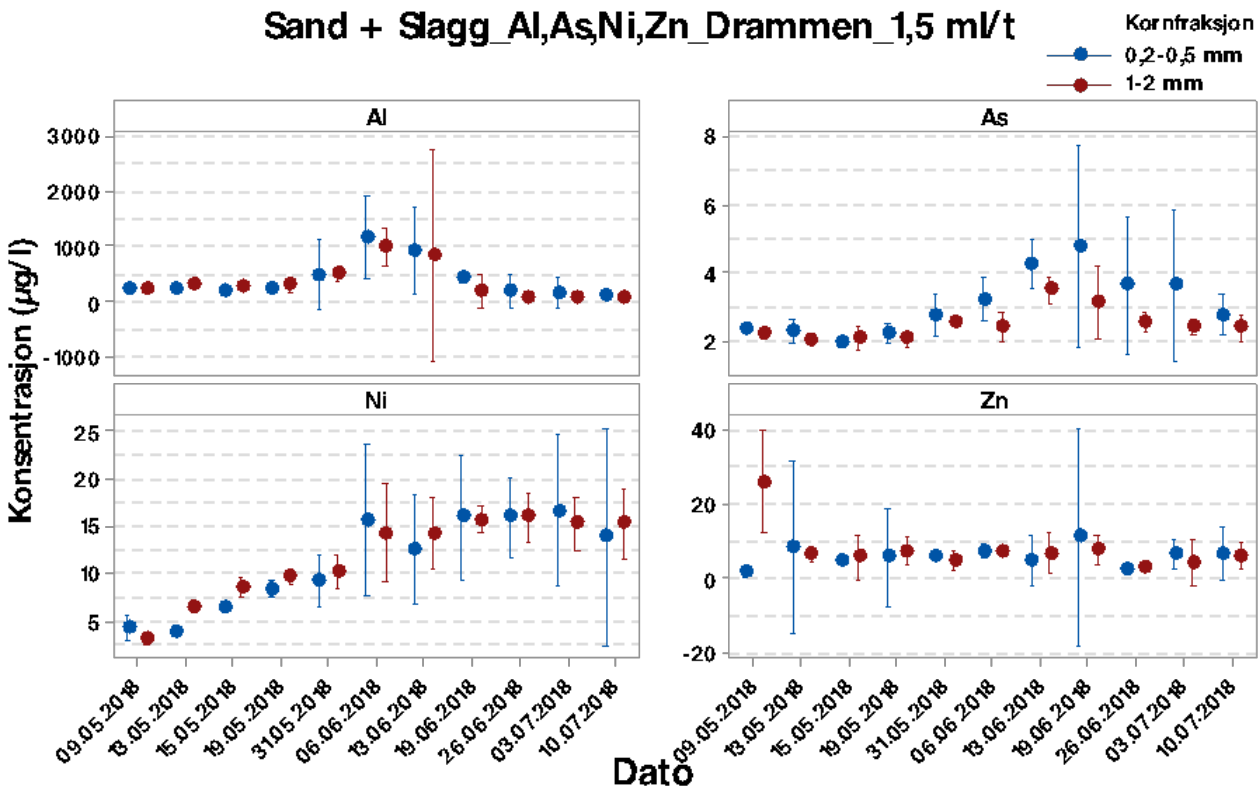
pH: Det samme kan sies om pH verdien (også i figur 3.13), selv om man her kan ane en svak økende trend for begge hastigheter.

EC: Ledningsevnen viser derimot en nedadgående trend for begge hastigheter.

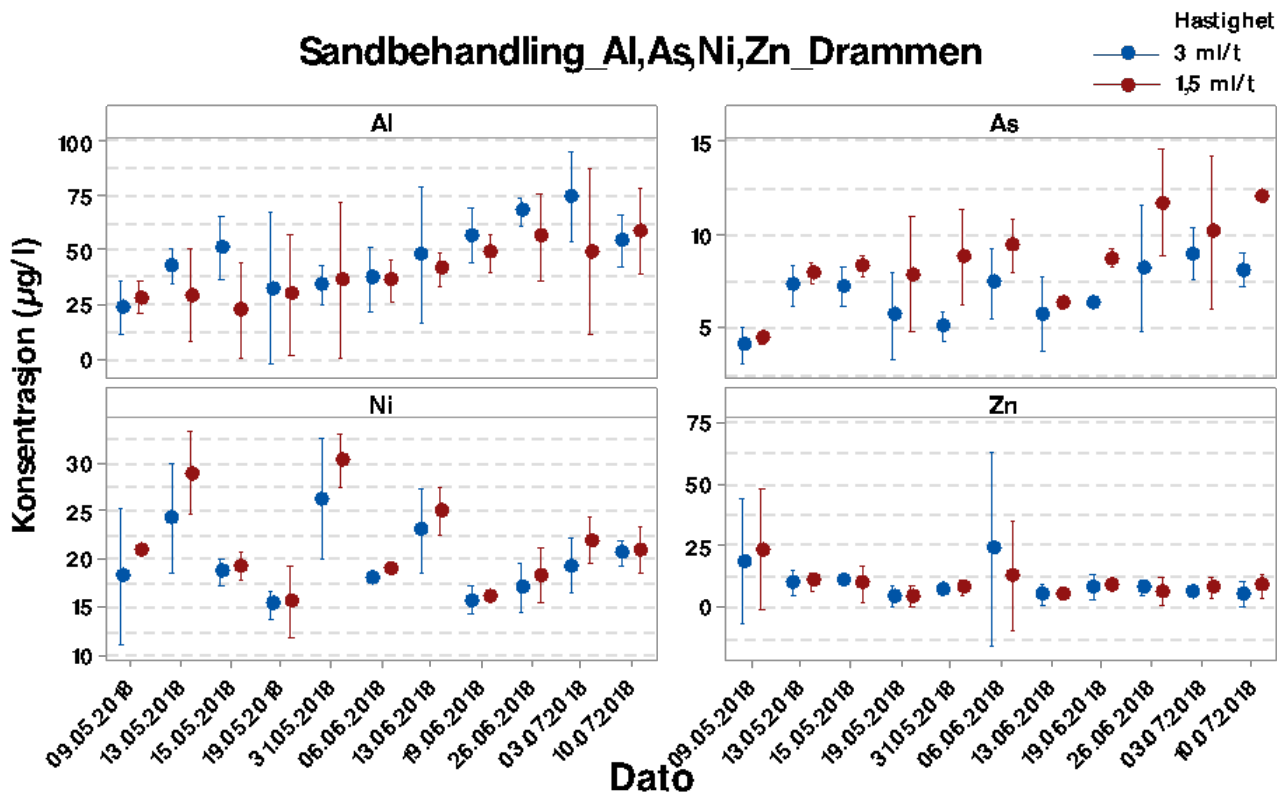
Sand + Slagg_Al,As,Ni,Zn_Drammen_3 ml/t



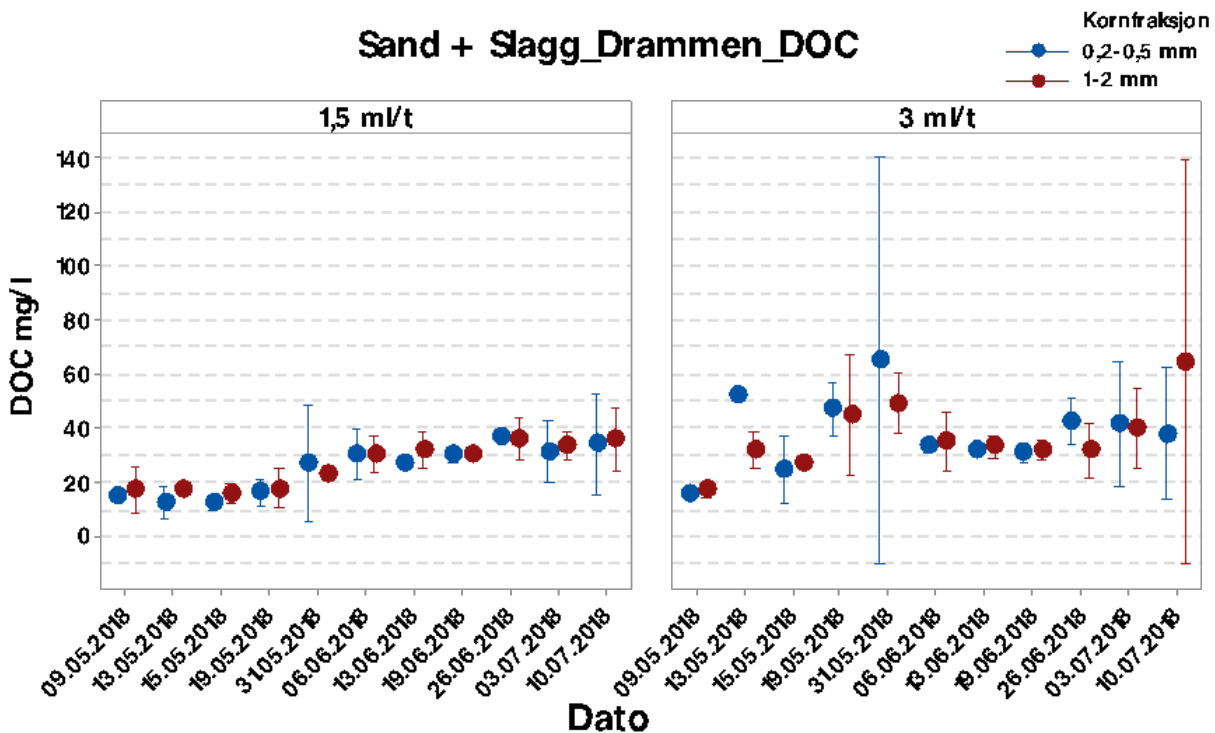
Sand + Slagg_Al,As,Ni,Zn_Drammen_1,5 ml/t



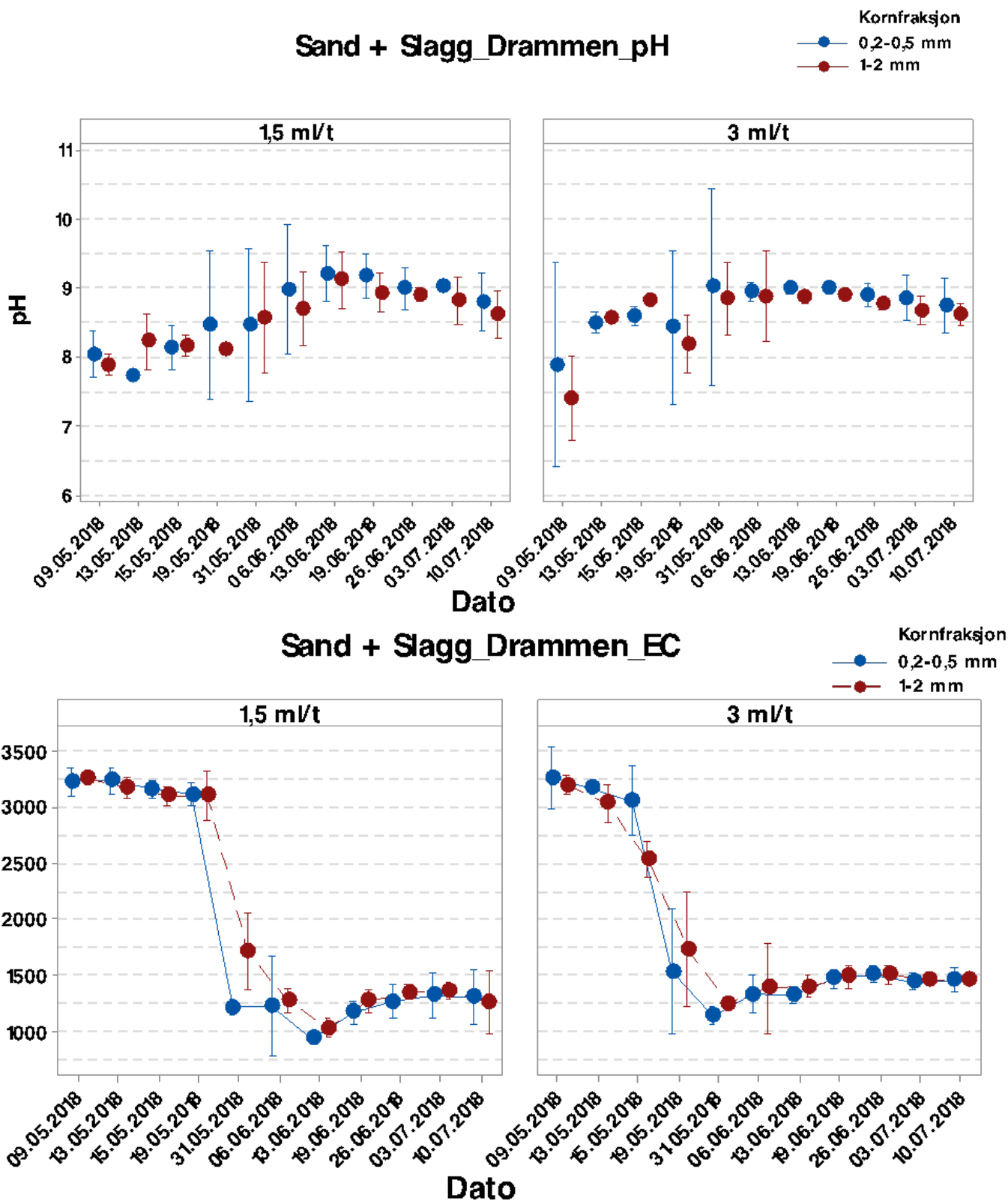
Figur 3.9: Øverst ser vi hvordan konsentrasjonen av metal utvikler seg over tid. Ingen signifikante forskjeller mellom kornfraksjon og vannhastighet kan påvises for noen av metallene i vannet fra Drammen. Nederst i figuren ser vi de samme metallene med lav vannhastighet.



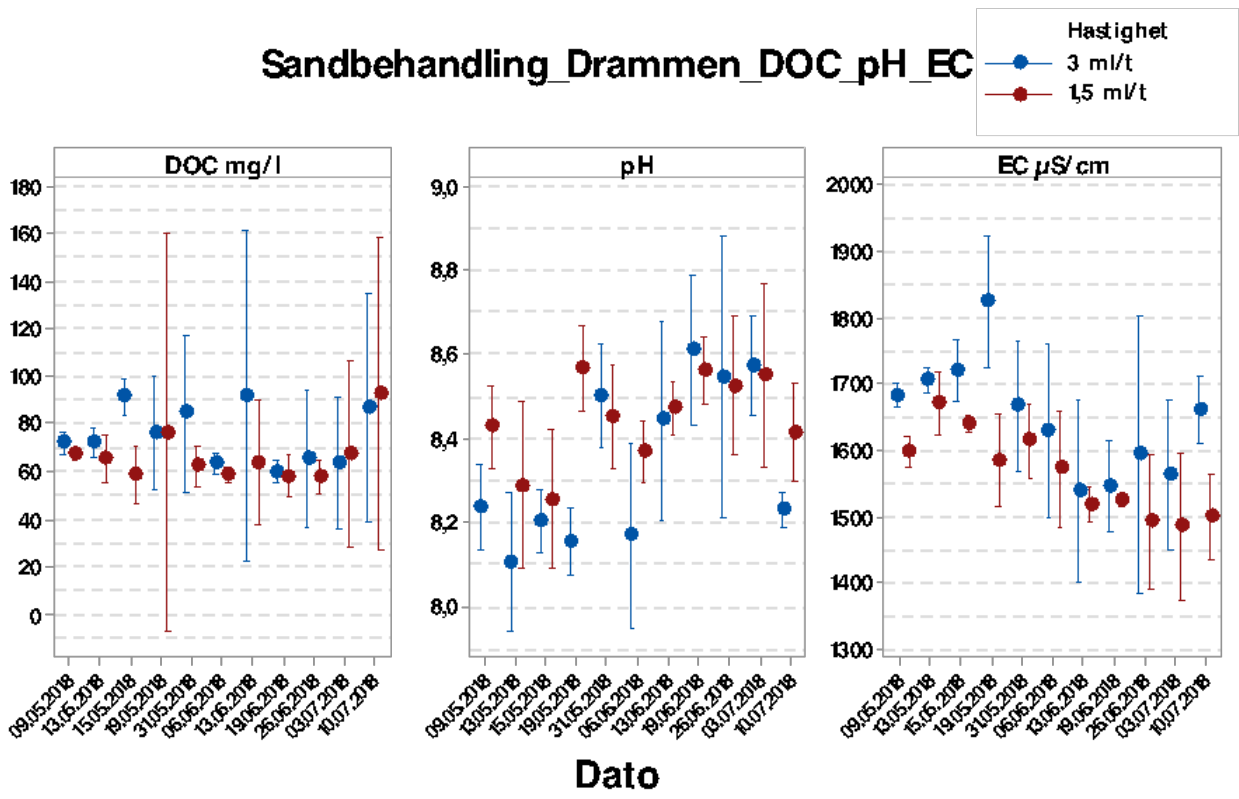
Figur 3.10: Her vises de samme metallene for kolonnene med ren sand. Arsen er det eneste metallet der vannhastigheten hadde en signifikant effekt på konsentrasjonen.



Figur 3.11: Her ser vi hvordan mengden DOC endrer seg over tid for kolonnene med slagg. Til venstre er vannet med lav hastighet, og vi kan se at mengden øker rundt 31.05 hvor vi går fra ca 15 mg/l til over 30 mg/l. Det er mer variasjon for vannet med høy hastighet, men et noe høyere innhold av DOC kan antas fra grafen.



Figur 3.12: Øverst ser vi at pH verdien ligger på rundt 8 for begge vannhastighetene for kolonnene med slagg. For den laveste hastigheten kan vi se at pH verdien øker til omtrent 9 ca halvveis i forsøket. Denne økningen kan også ses for vannet med høy hastighet, men ikke like klart. For begge hastigheter og kornfraksjoner virker det som at pH verdien stabiliseres på rundt 9, før den viser en minkende trend mot slutten av forsøket. Nederst ser vi at ledningsevnen synker kraftig for begge kornfraksjoner og hastigheter omtrent samtidig i forsøket før den stabiliserer seg mot slutten.



Figur 3.13: Her ser vi DOC, pH og ledningsevne for kolonnene med ren sand. Det er svært mye variasjon i dataene, men det virker som at mengden DOC er omtrent lik uavhengig av vannhastigheten. pH har en svak økende trend for begge hastigheter, mens ledningsevnen virker å reduseres over tid for begge hastigheter.

3.4.3 Metallene: Tønsberg

For behandlet sivevann fra Tønsberg:

Aluminium: I figur 3.14 kan vi igjen se en ganske kraftig økning i konsentrasjonen av aluminium omtrent halvveis i for begge kornfraksjoner av slagget. Det virker som om økningen kommer noe raskere for vannet som har høy hastighet. Videre ser det ut som at konsentrasjonen reduseres for begge hastigheter og fraksjoner mot slutten av forsøket. En signifikant forskjell mellom sand og slaggbehandlingene kan påvises. For kolonnene med slagg er kornfraksjon en ikke signifikant variabel. For den grove kornfraksjonen er derimot hastigheten på vannet signifikant. Hastighet er ikke en signifikant variabel for den fine kornfraksjonen. For kolonnene med sand er hastighet ikke en signifikant variabel. I figur 3.15, virker det som at konsentrasjonen av aluminium er relativt stabil for kolonnene med ren sand. Dette gjelder for begge hastigheter av vannet.

Arsen: I figur 3.14, virker det som at konsentrasjonen av arsen er ganske stabil for begge kornfraksjoner og hastigheter for kolonnene med slagg. En signifikant forskjell mellom sand og slaggbehandlingene kan påvises. For kolonnene med slagg gir hverken kornstørrelse eller hastighet en signifikant forskjell i konsentrasjonen. For kolonnene med sand er hastighet en signifikant variabel. For kolonnene med ren sand, virker det som at konsentrasjonen av arsen øker frem mot 15.05, før den reduseres mot 13.06. Så øker konsentrasjonen mot slutten av forsøket for begge hastigheter. Dette kan ses i figur 3.15.

Nikkel: Fra figur 3.14, kan vi se at konsentrasjonen av nikkel øker for kolonnene med slagg. Den samme trenden kan observeres for begge kornfraksjoner og hastigheter. For vannet med høy hastighet, virker det som at økningen flater ut mot slutten av forsøket. For vannet med lav hastighet kan ingen slik reduksjon observeres. En signifikant forskjell mellom sand og slaggbehandlingene kan påvises. Slagg med fin kornfraksjon og høy fart er signifikant forskjellig fra slagg med grov kornfraksjon og lav hastighet. For kolonnene med sand er hastighet ikke en signifikant variabel. I figur 3.15, synker konsentrasjonen av nikkel i kolonnene med ren sand for begge hastigheter frem til 31.05, hvor den så stiger noe mot slutten av forsøket.

Sink: I figur 3.14, kan vi se at konsentrasjonen av sink ikke endrer seg noe særlig for kolonnene med slagg. Dette gjelder for begge kornfraksjoner og hastigheter på vannet. Det virker som at vannet med høy hastighet har større variasjon i konsentrasjonen av sink, sammenlignet med vannet med lav hastighet.

En signifikant forskjell mellom sand og slaggbehandlingene kan påvises. For kolonnene med slagg gir hverken kornstørrelse eller hastighet en signifikant forskjell i konsentrasjonen. For kolonnene med sand er hastighet ikke en signifikant variabel.

I figur 3.15 kan vi se at det ikke er noen særlige trender å peke på i konsentrasjonen av sink for kolonnene med ren sand.

3.4.4 DOC, pH og EC: Tønsberg

Slaggbehandlingen

DOC: I figur 3.16, ser vi at mengden oppløst organisk karbon øker gjennom forsøkets lengde for begge hastigheter og kornfraksjoner.

pH: Figur 3.17, viser at pH verdien starter på rundt 7 for begge hastigheter og fraksjoner av slagget før den øker gradvis til rundt 8.5, og holder seg omtrent der resten av forsøkets lengde.

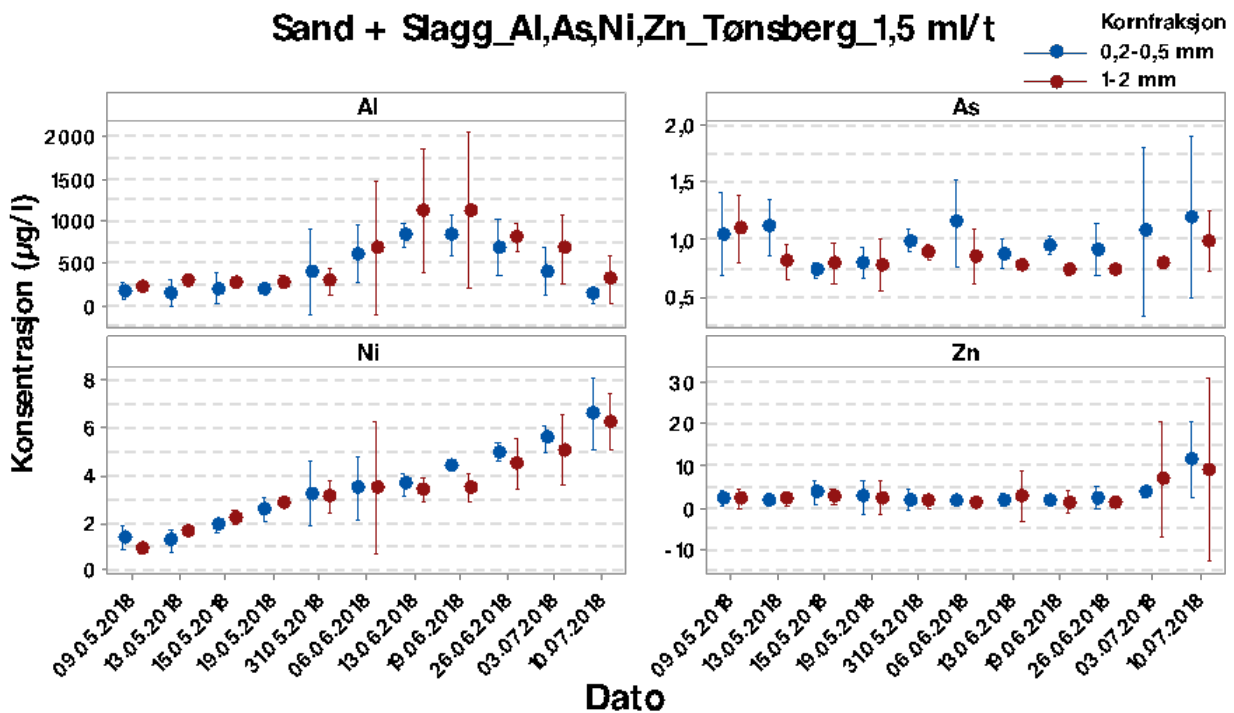
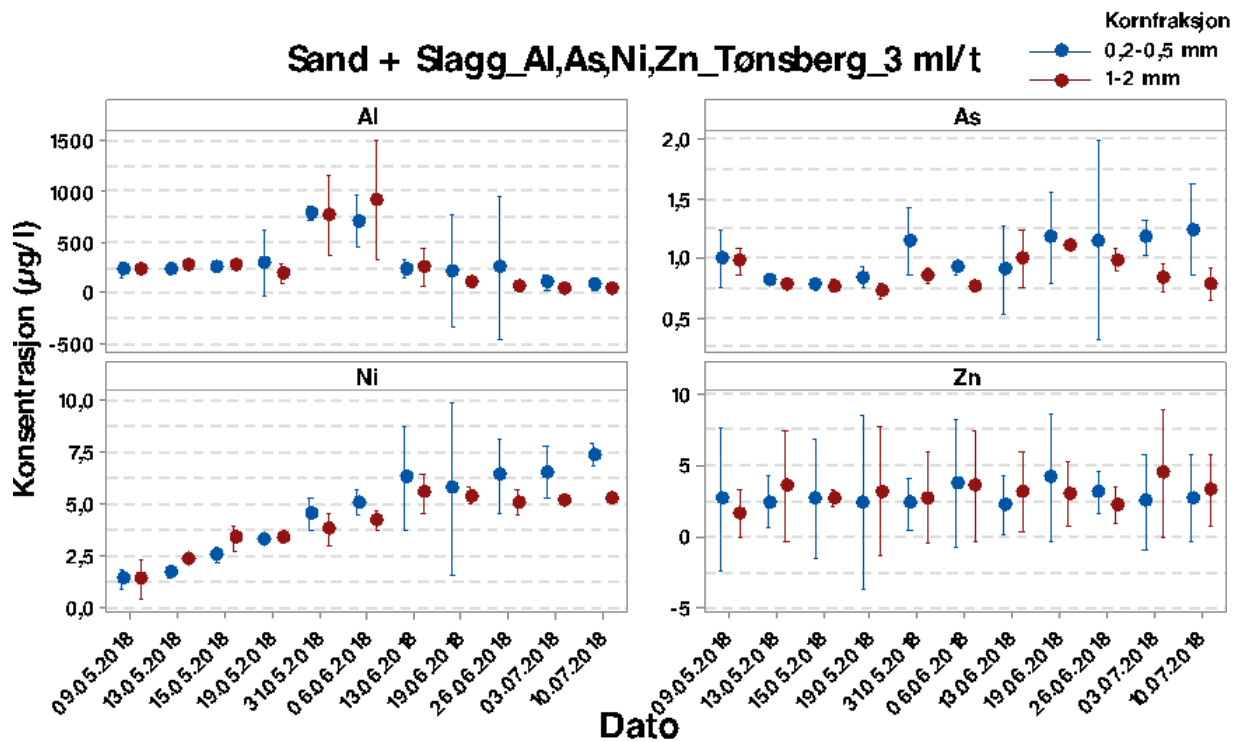
EC: Figur 3.17 viser også at ledningsevnen reduseres kraftig omtrent samtidig for begge hastigheter og kornfraksjoner. Reduksjonen virker å skje på samme tidspunkt som for vannet fra Drammen.

Sandbehandlingen

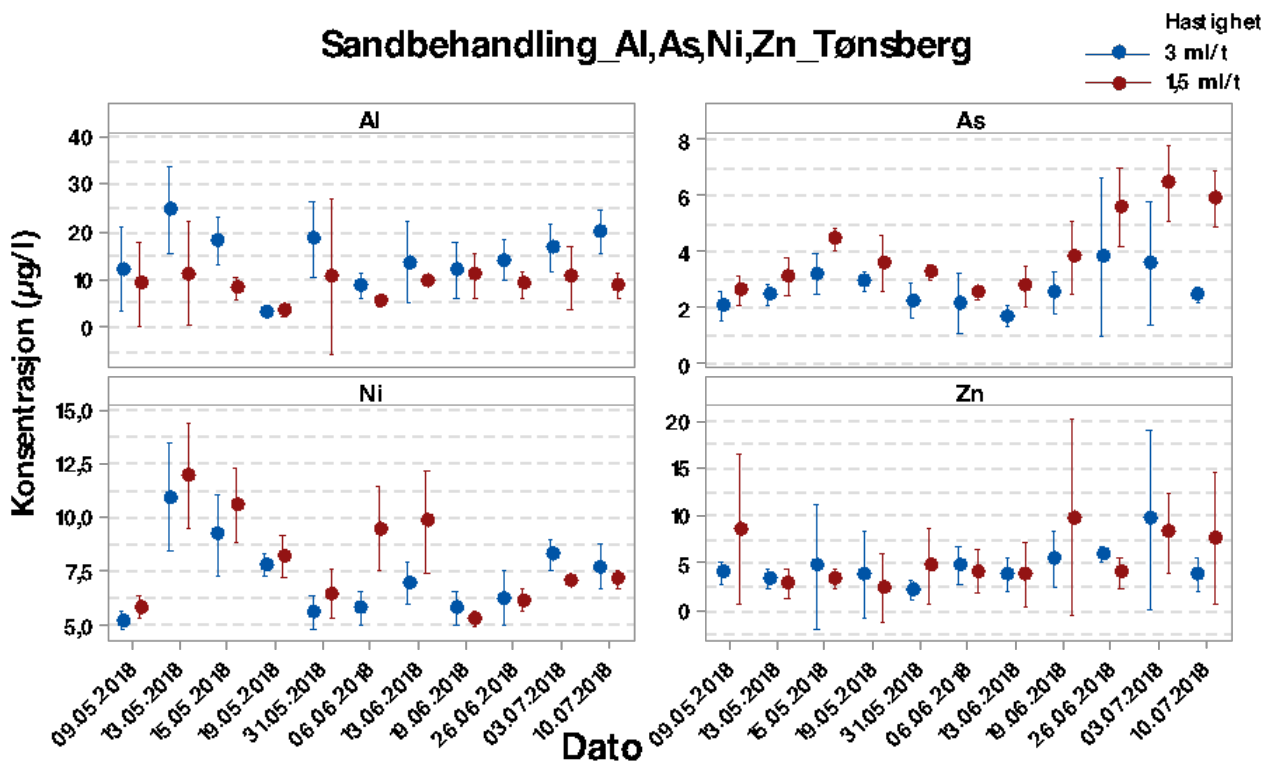
DOC: I figur 3.18 ser vi at mengden DOC varierer ganske mye gjennom forsøkets periode for kolonnene med ren sand. Dette i likhet med sandbehandlingen for Drammensvannet. Det blir dermed vanskelig å peke på noen klare trender.

pH: Det samme kan sies om pH verdien (også i figur 3.18).

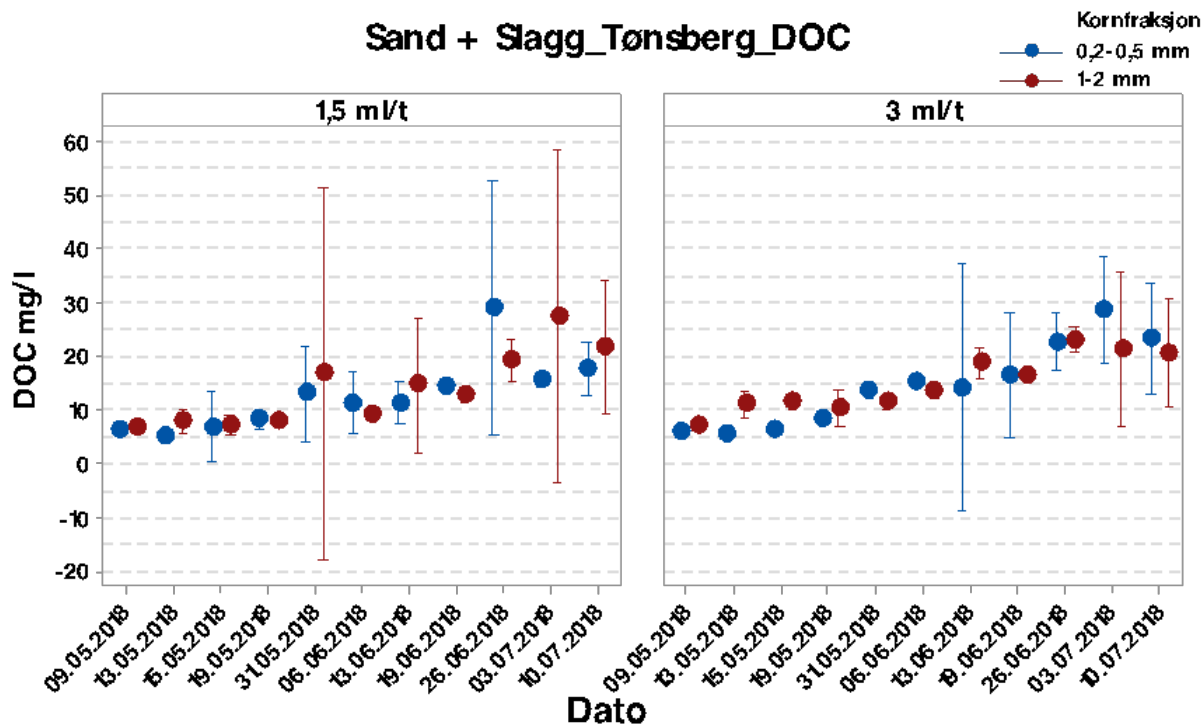
EC: Helt til høyre i figur 3.18, kan vi se at ledningsevnen reduseres for begge hastigheter frem til omtrent 19.06, hvor den stabiliserer seg. Dette gjelder igjen for begge hastigheter.



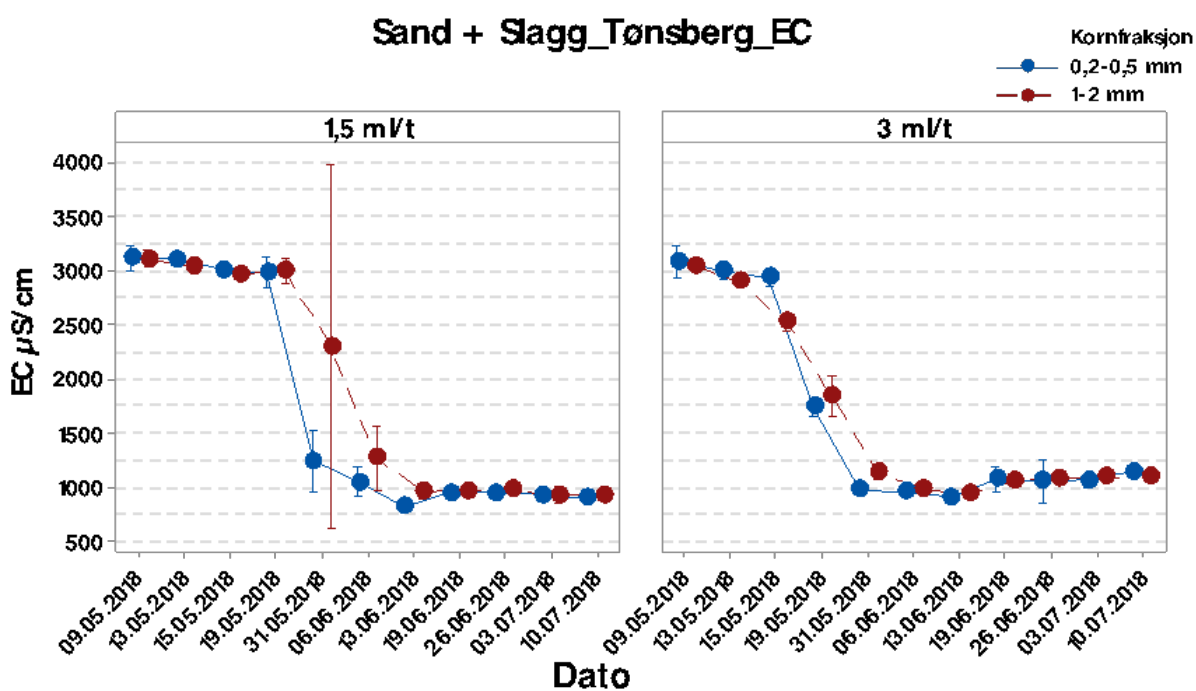
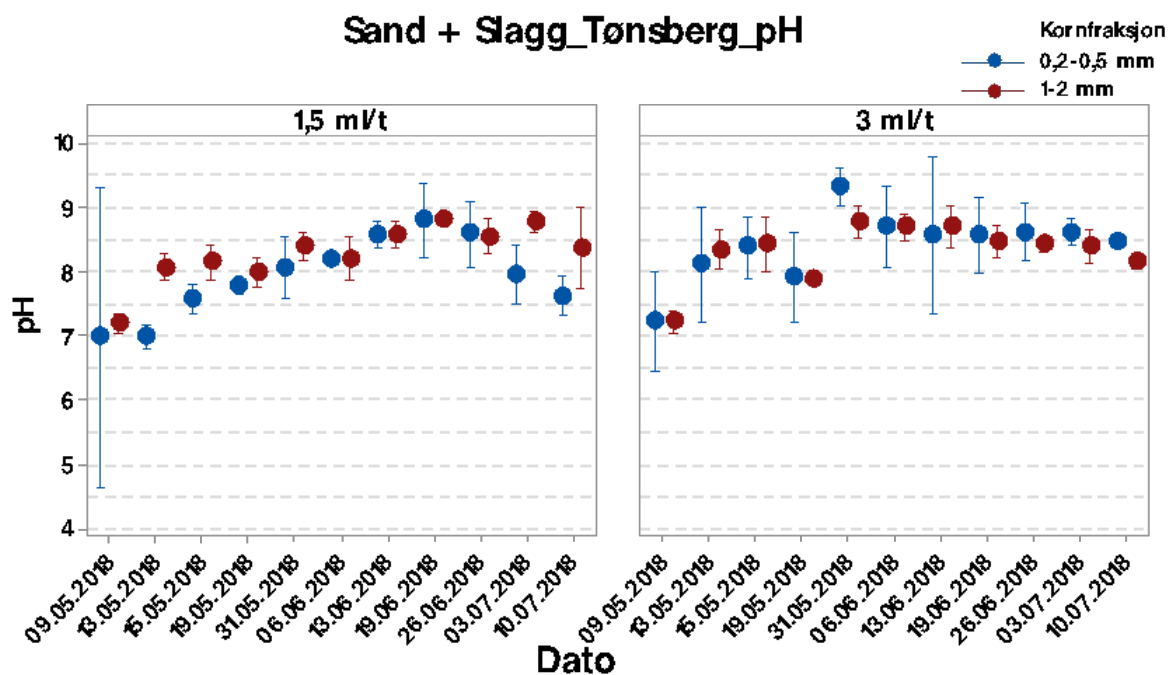
Figur 3.14: Øverst kan vi se hvordan konsentrasjonen av metall varierer over tid og med kornfraksjon for vannet med høy hastighet. Nederst kan vi se akkurat det samme, men for vannet med lav hastighet. Kornfraksjon og hastighet er ikke signifikante for variasjonen i konsentrasjonen av sink og arsen. For aluminium er hastighet en signifikant variabel for den grove kornfraksjonen. For konsentrasjonen av nikkell, er både kornfraksjon og hastighet signifikante variabler.



Figur 3.15: for kolonnene med ren sand er det kun for konsentrasjonen av arsen, at hastighet kan påvises å være signifikant. Ellers spiller ikke vannets hastighet inn på konsentrasjonen av de øvrige metaller.

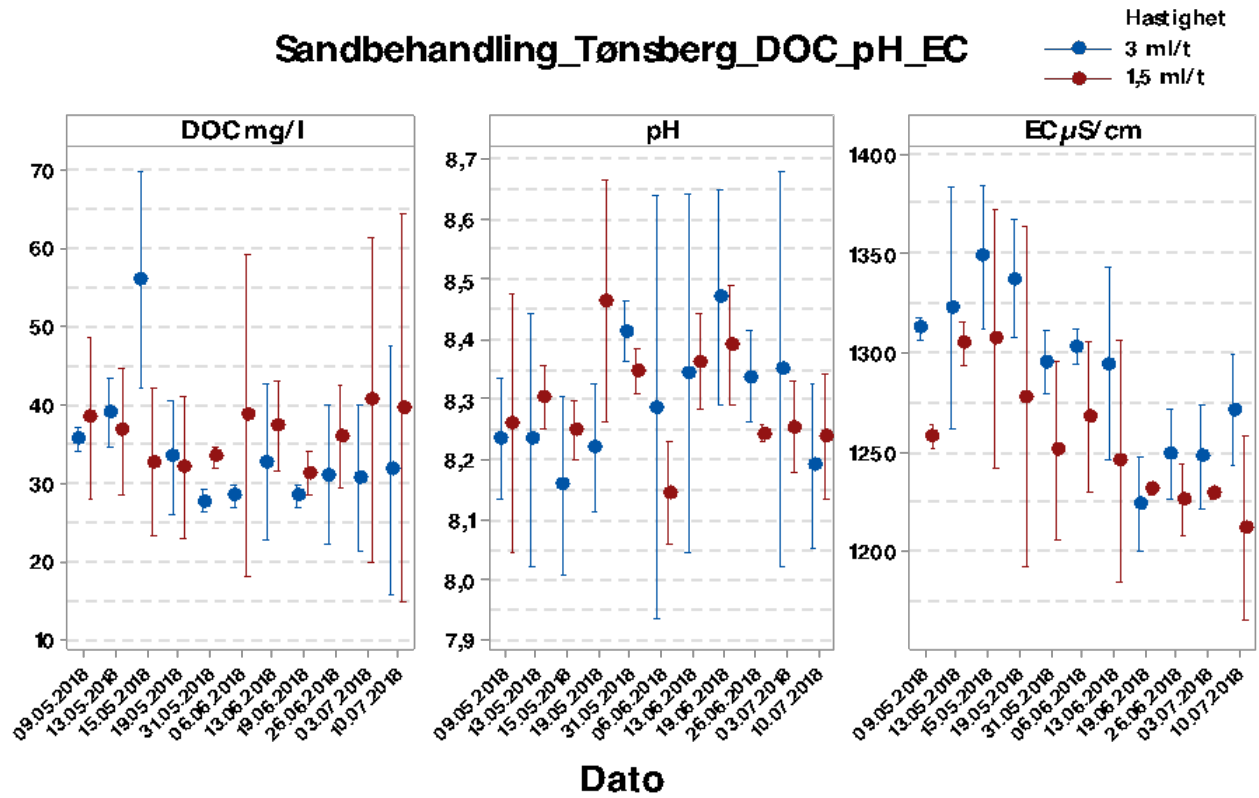


Figur 3.16: For kolonnene med slagg kan vi se at innholdet av oppløst organisk karbon øker for begge kornfraksjoner og hastigheter.



Figur 3.17: Øverst ser vi at pH-verdien for kolonnene med slagg stiger litt utover forsøksperioden før den stabiliserer seg mot slutten av forsøket. Dette gjelder for begge hastigheter og kornfraksjoner. Nederst kan vi se av ledningsevnen reduseres kraftig omtrent rundt 31.05, også for begge hastigheter og kornfraksjoner.

Sandbehandling_Tønsberg_DOC_pH_EC



Figur 3.18: For kolonnene med ren sand ser vi at det er stor usikkerhet i estimatet DOC, pH og EC. Det er dermed vanskelig å peke på noen klare trender for DOC og pH, men en nedadgående trend kan observeres for EC-målingene for begge hastigheter.

4.0 Diskusjon

4.1: Slaggets evne til å rense sigevannet: Drammen

Sigevannet fra Drammen

I tabell 4, kan vi se at en signifikant reduksjon i metallkonsentrasjonen kan påvises for samtlige metall med unntak av aluminium. Dette gjelder uavhengig av hvilken kornfraksjon slagget har og hvilken hastighet vannet har. Når kun det behandlede vannet analyseres, kan det ikke påvises noen signifikant forskjell i metallkonsentrasjonen for de ulike kornfraksjonene av slagget eller hastigheten på vannet gjennom kolonnene. Slaggets kornfraksjon og vannets hastighet har altså ingen signifikant effekt på metallkonsentrasjonen i ut-vannet.

Et direkte svar på forsøkets hovedhypoteser vil være at filtermaterialet kan redusere konsentrasjonen av metall i sigevannet fra Drammen med unntak av aluminium. Ingen forskjeller i konsentrasjonen av metall i ut-vannet kan derimot bevises for de ulike kornfraksjonene av slagget og de ulike hastighetene på sigevannet.

Ut fra figur 3.5 og 3.6, kan vi også få et inntrykk av filterets effektivitet gjennom forsøkets lengde. For arsen og nikkel nærmer forholdet mellom inn og ut-vann seg 1:1 omtrent halvveis i forsøket (batch nr 6) for alle kornfraksjoner og vannhastigheter. En kan da anta at filteret har nådd et metningspunkt i hvor mye det klarer å binde. For nikkel, er forholdet relativt stabilt rundt 1:1 for de gjenværende 5 ukene av forsøket. Det betyr at det da er omtrent like mye nikkel inn og ut av kolonnene. Etter batch nr 6, virker det som at filterets evne til å binde arsen igjen øker unntatt for kolonnene med fin kornfraksjon og lav vannhastighet. Her virker det heller som at det kommer mer arsen ut enn inn av kolonnene.

Det er vanskelig å forklare akkurat hvorfor arsen viser denne trenden, men fra prosjektloggen i vedlegg 2, ser vi at fra den 03.06 begynte sandfiltrene å gå tette for alle kolonnene. Sanden over kolonnene med slagg i tillegg til kolonnene med ren sand måtte dermed byttes ut omtrent ukentlig for de resterende ukene i drift. Dette kan forklare trendene vi ser i figur 3.5 for arsen. Det kan antas at arsen da holdes tilbake i sanden, og dermed gir et feil inntrykk av slaggets effektivitet.

For aluminium ser vi at forholdstallet er < 1 allerede ved forsøket start og at det gradvis synker til batch nr 6 (tilsvarende dato 06.06) som er omtrent halvveis i forsøket. Det betyr at det er høyere konsentrasjoner av aluminium ut enn inn av kolonnene. Forklaringen til dette er at aluminium lekker ut av selve filtermaterialet. Dette kan vi observere i figur 3.9, der konsentrasjonen av aluminium for vann med høy og lav hastighet ligger jevnt på ca 250 $\mu\text{g/l}$ frem til ca 19.05. Hvilket er høyere enn konsentrasjonen av aluminium i det ubehandlede råvannet som sendes inn i kolonnene.

Etter batch nr 6 (tilsvarende dato 06.06) ser vi at forholdstallet (i figur 3.5) for slagget med høy hastighet overgår 1:1, raskere enn slagget med lav hastighet. Dette betyr at det dermed kommer mindre aluminium ut av kolonnen sammenlignet med det som sendes inn. Dette er ved første øyekast noe merkelig da vi i figur 3.2 kan se en kraftig økning i aluminium ut fra kontrollprøvene ved samme tidspunkt. En kunne da anta at mengden aluminium ut av kolonnene med sigevann også skulle øke, og at forholdstallet i figur 3.5 igjen skulle synke til < 1 . I motsetning til kontrollprøvene, reduseres derimot konsentrasjonen av aluminium i kolonnene med sigevann. I figur 3.9, skjer dette noe tidligere for vannet med høy hastighet, mens reduksjonen inntreffer ca 2 uker senere for vannet med lav hastighet.

Det er naturlig nok mer oppløst organisk karbon i sigevannet fra Drammen som kan danne komplekser med aluminium, og dermed forklare at konsentrasjonen reduseres i vannet ut av kolonnene. I figur 3.11, ser vi også en liten økning i DOC rundt den 06.06. Trenden er klarest for vannet med lav hastighet. I figur 3.12, ser vi også at pH-verdien stiger i denne perioden, samtidig så faller ledningsevnen i vannet ganske markant. Dette kan igjen tyde på at aluminium ikke foreligger fritt i vannet, men er bundet til den organiske fraksjonen.

Når det gjelder sink, er det vanskelig å peke på noen klar trend. I figur 3.6 ser vi at det er store variasjoner i forholdet mellom inn og ut-vann, også for de ulike vannhastighetene og kornfraksjonene av slagg.

4.2 Sandfilteret: Drammen

Når det kommer til kolonnene med ren sand, er det generelt mye variasjon i tallene. I figur 3.13 kan vi se at det er relativt høy usikkerhet rundt målingene av DOC, pH og EC for sigevannet uavhengig av hastigheten på vannet. Dette er nok med å påvirke variasjonen i konsentrasjonen av aluminium, arsen og nikkel i figur 3.10. Sink virker å være mer stabilt ut av kolonnene. Sanden som er brukt i forsøket antas også være et inert materiale, og regnes ikke å ha egenskaper for å binde metallene på lik linje med slagget. I tabell 4, kan vi se at både konsentrasjonen av arsen og nikkel ikke er signifikant redusert i forhold til mengden som foreligger i råvannet. For aluminium og sink kan en signifikant reduksjon påvises, men det er vanskelig å si hva som er årsaken til dette med mengden støy tilstede i dataene. I tillegg ble alle sandfiltrene byttet ukentlig fra omtrent halvveis i forsøket (fra 06.06). Dette gjør det mindre meningsfylt å tolke resultatene fra kolonnene med ren sand i seg over tid.

En generell betraktning for sigevannet fra Drammen, er at det inneholder store mengder oljeforbindelser og karbon. I figur 2.4 kan vi få et inntrykk av dette. Det kan tenkes at det danner seg en oljefilm i kolonnene med ren sand hvor partikler kan holdes igjen. Her kan det antas at aluminium og sink binder seg i større grad enn arsen og nikkel. Dette kan være en teori på hvorfor en signifikant reduksjon kan påvises for konsentrasjonen av aluminium og sink.

4.3: Slaggets evne til å rense sigevannet: Tønsberg

Sigevannet fra Tønsberg

I tabell 5, ser vi at en signifikant reduksjon i metallkonsentrasjonen for samtlige metall med unntak av aluminium og arsen kan påvises. Dette gjelder uavhengig av hvilken kornfraksjon slagget har og hvilken hastighet vannet har. Når kun det behandlede vannet analyseres, så er vannets hastighet en signifikant variabel for konsentrasjonen av aluminium for slagget med grov kornfraksjon. Hverken vannhastighet eller slaggets kornfraksjon er signifikante for konsentrasjonen av arsen og sink. For nikkell har derimot både kornfraksjon og vannhastighet en signifikant påvirkning på konsentrasjonen i ut-vannet.

Et direkte svar på forsøkets hovedhypoteser vil være at filtermaterialet kan redusere konsentrasjonen av metall i sigevannet fra Tønsberg med unntak av aluminium og arsen. Kornfraksjon og vannhastighet gir en forskjell av konsentrasjonen i nikkell og aluminium, men ikke for arsen og sink.

Ut fra figur 3.7 og 3.8, kan vi også få et inntrykk av filterets effektivitet gjennom forsøkets lengde. Forholdstallet for nikkell følger samme trend som for vannet fra Drammen. Ellers virker det som om det er mer variasjon i forholdet mellom inn og ut-vann for arsen og sink og for de ulike behandlingsmåtene. Fra figur 3.7, ser vi at det er mer arsen i ut-vannet, sammenlignet med konsentrasjonen i råvannet helt i starten av forsøket, men også omtrent fra batch 4 (tilsvarer datoen 19.05) og ut forsøkets resterende lengde. I tabell 3, ser vi at den gjennomsnittlige konsentrasjonen av arsen i råvannet fra Tønsberg kun er på 0.83 µg/l. Det kan tenkes at mengden arsen som lekker ut fra slagget (se figur 3.2) påvirker konsentrasjonen i ut-vannet nok til at vi ikke kan påvise en signifikant reduksjon av arsen i ut-vannet.

Når det gjelder aluminium så er forholdstallet svært mye lavere enn 1 gjennom hele forsøkets lengde. Det er ikke så rart, da råvannet fra Tønsberg kun bringer med seg 13 µg/l aluminium, mens det lekker ut mye mer fra slagget. I figur 3.14, kan vi se de samme trendene som for sigevannet fra Drammen. Det kan tenkes at jo lengre kontakttid vannet har med slagget, jo mer aluminium lekker ut. Fra figur 3.16 og 3.17, ser vi at pH-verdien stiger frem til perioden 13-19.06, mens ledningsevnen har et kraftig fall frem til 06.06. Igjen kan dette være tegn på at aluminium er bundet til den organiske fraksjonen i vannet. Dette kan forklare hvorfor vi ser en reduksjon av aluminium i ut-vannet i figur 3.14.

I figur 3.8, kan vi se at forholdstallet for sink varierer ganske mye gjennom forsøkets lengde. Usikkerheten rundt sink-observasjonene kan ses i figur 3.14. Det kan virke som at det er større variasjon i konsentrasjonen for vannet med høy hastighet, men det kan være lett å bli lurt av grafenes skalaer. Variasjonen i presisjonen av snittverdien av sink er faktisk omtrent lik for begge hastigheter av vannet. Fra tabell 3, kan vi lese at snittkonsentrasjonen av sink i råvannet fra Tønsberg er på ca 20 µg/l. I ut-vannet kan vi derimot lese verdier på < 10 µg/l. Det kan dermed virke som at slagget klarer å binde sink, og at det holdes stabilt nede gjennom forsøkets lengde.

4.4 Sandfilteret: Tønsberg

Når det kommer til kolonnene med ren sand, er det generelt mye variasjon i tallene. I figur 3.18 kan vi se at det er svært høy usikkerhet rundt snittverdien for målingene av DOC, pH og EC for sigevannet uavhengig av hastigheten på vannet. Ingen signifikant reduksjon kan bevises for arsen og nikkel uavhengig av vannets hastighet. Konsentrasjonen av sink er redusert i forhold til mengden i råvannet uavhengig av vannets hastighet. For konsentrasjonen av aluminium, er det kun vannet på lav hastighet som gir en signifikant reduksjon i ut-vannet.

Sanden regnes igjen for å være et inert materiale, så det er noe sannsynlig at reduksjonen av sink skyldes at det bindes til oppløst organisk karbon i vannet, eller til partiklene som fanges i sandfilteret. For aluminium kan det samme tenkes, men hastigheten i seg selv styrer jo også mengden metall i ut vannet. Den høyere hastigheten vil transportere mer metall gjennom kolonnen. Alle sandfiltrene ble i tillegg byttet ut fra den 06.06, og deretter ukentlig for den resterende tiden av forsøket. Dermed må sandfiltrenes trender i figur 3.15 tas med en moderat klype salt.

4.5 Hva er effektiv rensing?

I tabell 3, kan vi se den gjennomsnittlige konsentrasjonen av innholdet i råvannet for Tønsberg og Drammen. Vi ser at det er vesentlige høyere konsentrasjoner av metall og DOC i råvannet fra Drammen sammenlignet med Tønsberg, men for å vurdere hva som er «mye» er det greit å ha noe å referere til. I tabell 6, kan vi se miljødirektoratets grenseverdier (terskelverdier) for utvalgte metall i sigevann fra deponier.

For råvannet fra Drammen ser vi at konsentrasjonen av nikkel og arsen overgår de anbefalte grenseverdiene. Sink ligger noe under grenseverdien.

For råvannet fra Tønsberg ligger kun konsentrasjonen av nikkel over de anbefalte grenseverdiene.

Ingen grenseverdier finnes for aluminium.

Tabell 6: Tabellen viser grenseverdier for utvalgte stoffer i sigevann fra deponi. Tabellen er basert på data fra Miljødirektoratet (SFT, 2003).

Parameter	Kort navn	Enhet	Terskelverdi
Total organisk karbon	TOC	mg/l	5
Jern	Fe	mg/l	0,2
Sink	Zn	µg/l	35
Kobber	Cu	µg/l	2,3
Bly	Pb	µg/l	1,9
Nikkel	Ni	µg/l	5
Mangan	Mn	mg/l	0,1
Arsen	As	µg/l	2

Etter råvannet fra Drammen var sendt gjennom kolonnene med slagg ble konsentrasjonen av arsen, nikkel og sink redusert (sammenlignet med råvannet). Studerer vi igjen figur 3.9, ser vi derimot at konsentrasjonen av arsen ikke synker < grenseverdien på 2 µg/l. For nikkel ser vi at konsentrasjonen i ut-vannet ikke synker under grenseverdien på 5 µg/l. Tvert om: konsentrasjonen av nikkel viser en økende trend i ut-vannet, og er på det verste bikket 20 µg/l (dato: mellom 31.05 og 06.06, for vannet med høy hastighet). For sink er derimot konsentrasjonen i råvannet allerede under grenseverdien på 35 µg/l, og vi ser at konsentrasjonen i ut-vannet heller ikke bikker denne på noe tidspunkt under forsøket.

Etter råvannet fra Tønsberg var sendt gjennom kolonnene med slagg kunne vi som nevnt se at konsentrasjonen av nikkel og sink i utvannet var signifikant redusert. Fra figur 3.14, ser vi at arsen heller ikke bikker grenseverdien gjennom forsøkets lengde. For nikkel kan vi derimot se en økende trend for begge hastigheter av vannet. Vi ser at konsentrasjonen i utvannet først bikker grenseverdien rundt den 06.06 for vannet med høy fart, og noe senere for vannet med lav fart. Så frem til den 06.06, kan jo man anta at slagget klarer å binde nikkel tilstrekkelig i forhold til de gitte grenseverdiene.

4.6 Generelle betraktninger av forsøkets oppsett og metoder

Avsnitt 4.5 prøver å illustrere noen av ulempene ved å se på gjennomsnittsverdiene: nemlig at det er lett å se seg blind på denne verdien og dermed miste viktige nyanser i konsentrasjonene som forekommer på ulike tidspunkt gjennom forsøket. Dette gjelder spesielt for de statistiske analysene som er gjennomført. I sammenligningen av råvannet og behandlet sivevann ble en paret t-test kjørt, og her er det gjennomsnittskonsentrasjonene (for alle prøvetakingene) av metallene for de ulike behandlingene som er sammenlignet mot snittkonsentrasjonen (for alle prøvetakingene) i råvannet. Den statistiske hypotesen som testes er som følger: (snitt av råvann – snitt av behandlet vann) > 0 . Om verdien er > 0 , så er det lavere konsentrasjon ut av kolonnen sammenlignet med det som kommer inn. Det samme problemet oppstår ved å teste hypotesen om at slaggets kornfraksjon og vannets hastighet har effekt på konsentrasjonen av metall i ut-vannet. I tukey-testen som ble kjørt etter GLM-en, blir snittverdien for faktorene (hastighet: høy/lav og kornfraksjon: fin/grov/ren sand) sammenlignet med hverandre.

Tidspunktet råvannet ble hentet på var kanskje ikke helt perfekt. Det var som nevnt mye snøsmelting som nok har gitt lavere konsentrasjoner av stoffene. Dermed er det antakelig vanskeligere å se hvilken påvirkning de ulike vannhastighetene og kornfraksjonene har på behandlet sivevann. For kobber og bly var hele 53,4 og 63,4 % av observasjonene under deteksjonsgrensen. Dette var en av grunnene til at jeg valgte å se bort fra disse metallene i analysene.

Selv om det er et viktig resultat, er det antakeligvis noe uheldig at det skulle lekke så mye aluminium ut fra slagget. Det kan antas at dette påvirker sammensetningen av de andre fokusmetallene, og igjen det som kan bindes til selve slagget.

Som nevnt under avsnitt 4.2, så inneholdt sigevannet fra Drammen mye olje og partikler. Dette gjorde at sandfiltrene over slaggholonnene tettet seg relativt raskt i forsøket. Vannet fra Tønsberg hadde også med seg en del partikler som tettet sandfiltrene. Da sandfiltrene først gikk tette, ble det besluttet å bytte ut disse for samtlige kolonner. Dessverre ble dette et vedvarende problem gjennom forsøkets lengde, som nok også spiller inn på den konsentrasjonen av metall vi ser i ut-vannet fra kolonnene.

Det ideelle scenariet hadde vært å unngå å forstyrre kolonnene i så stor grad, men da hadde ikke forsøket latt seg gjennomføre i hele sin lengde. Videre bød partiklene i råvannene på problemer med tette pumpe-slanger. Disse måtte også jevnlig byttes ut for å sikre at det kom like vannmengder gjennom kolonnene før vannprøvene ble analysert. Det ble da nødvendig å stoppe pumpene, noe som igjen bryter med det ideelle scenariet.

5.0 Konklusjon

Målet med kolonneforsøket har vært å undersøke følgende hypoteser:

3. slagg fra metallurgisk industri kan nyttiggjøres ved rensing av sivevann fra deponier.
4. slaggets kornfraksjon og sivevannets hastighet gjennom slagget påvirker konsentrasjonen av metall i vannet etter behandling.

Videre er det av interesse å studere hvorvidt et forfilter av sand vil redusere mengden partikler i sivevannet og dermed hindre at bindingsstedene i slagget tettes igjen. Det er også interessant å se hvordan filtermaterialet virker over tid.

Resultat av hypotesene:

3. Både ja og nei: Bruk av slagget som filtermateriale reduserer konsentrasjonen av enkelte metaller, men øker eksempelvis konsentrasjonen av aluminium i behandlet sivevann for begge deponiene i forsøket.
4. Både ja og nei: For innholdet i deponiet fra Drammen har hverken slaggets kornfraksjon eller sivevannets hastighet noen signifikant betydning på konsentrasjonen av metall i vannet etter behandling. For innholdet i deponiet fra Tønsberg har slaggets kornfraksjon og sivevannets hastighet en signifikant betydning på konsentrasjonen av nikkel og aluminium (men ikke for arsen og sink) etter behandling.

Det er vanskelig å peke på klare trender når det kommer til filtermaterialets effektivitet gjennom forsøkets lengde. Når det gjelder forfilteret av sand så fanget dette opp partikler i sivevannet og forhindret at slagget ble tettet.

6.0 Forslag til forbedringer av forsøket

Med bakgrunn i avsnitt 4.6 og resultatene av konklusjonen foreslås følgende for videre studier av filtermaterialet:

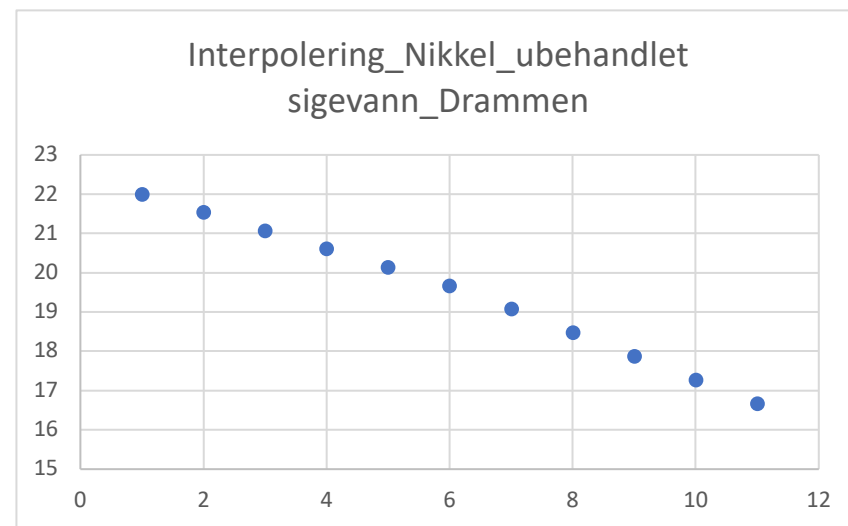
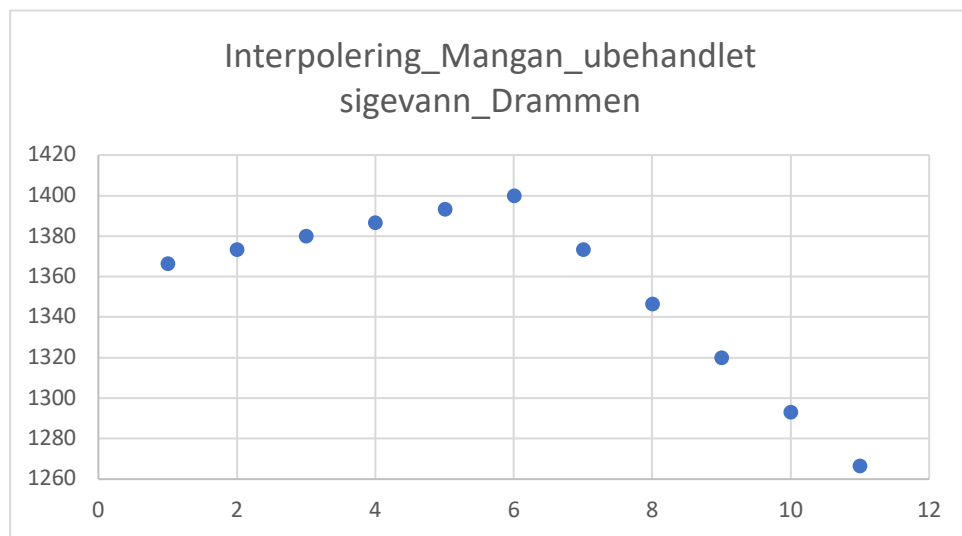
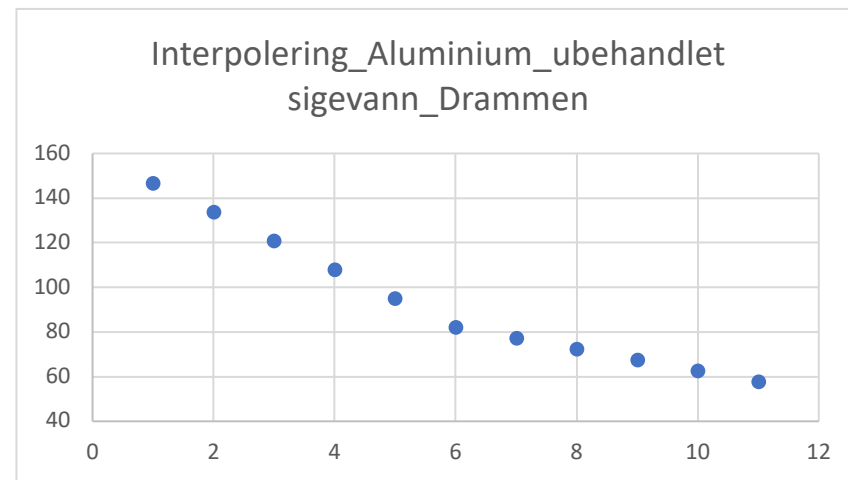
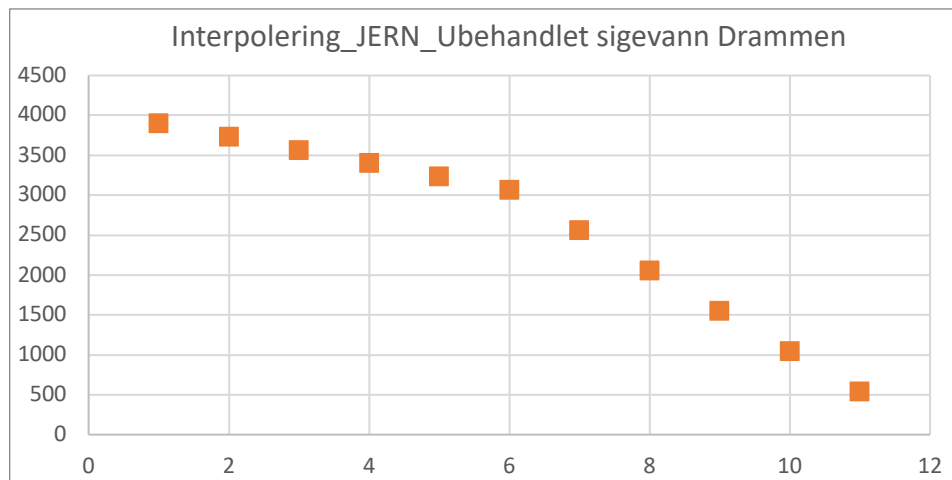
- Det kan være en fordel å benytte større forsøkskolonner for å kunne eksperimentere med grovere kornfraksjoner av slagget og slik lettere kunne undersøke effekten av sigevannet vannets oppholdstid med filteret.
- Det kan være en fordel å ta sigevannsprøvene litt ut på sommeren. Da vil konsentrasjonen av metall og andre stoffer være høyere, og det vil kanskje gjøre det lettere å se effekten av ulike behandlingsmetoder (som kornfraksjon og vannhastigheter)
- Det å undersøke spesieringen av de ulike metallene vil kunne være nyttig i vurderingen av toksisiteten av metallene.

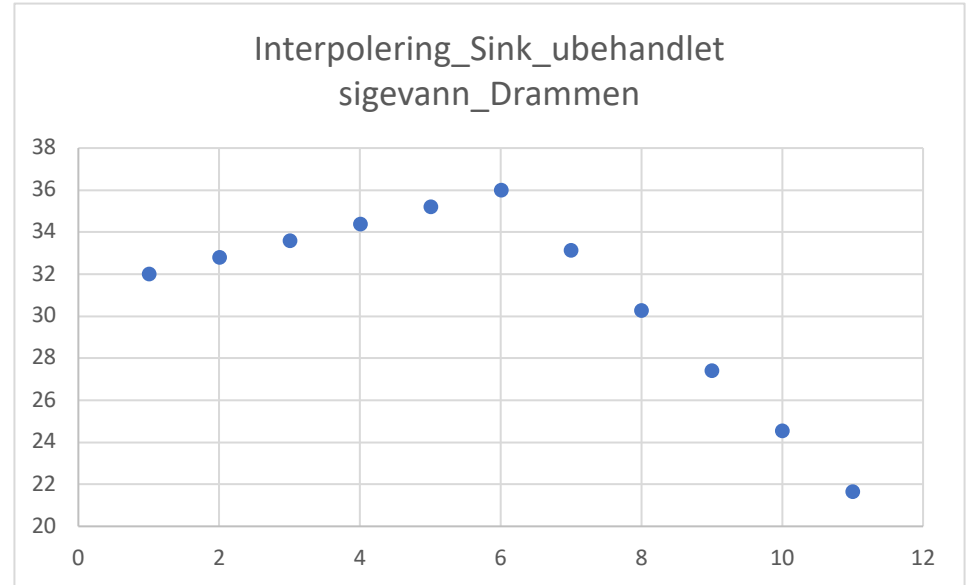
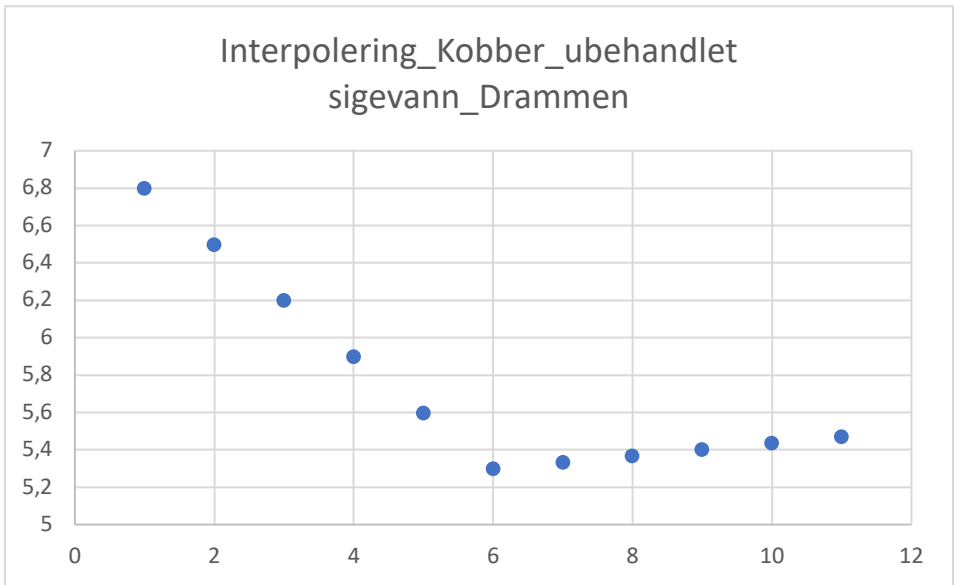
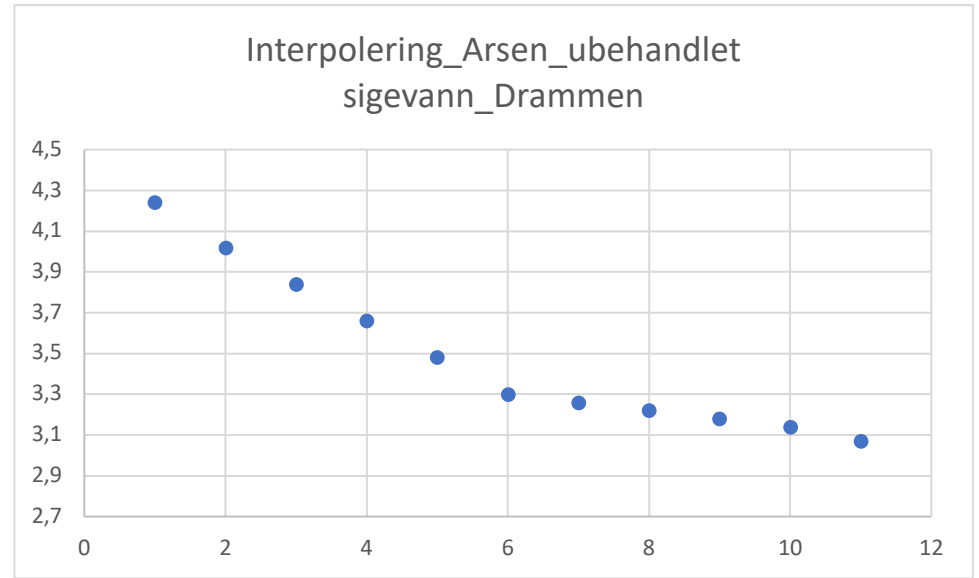
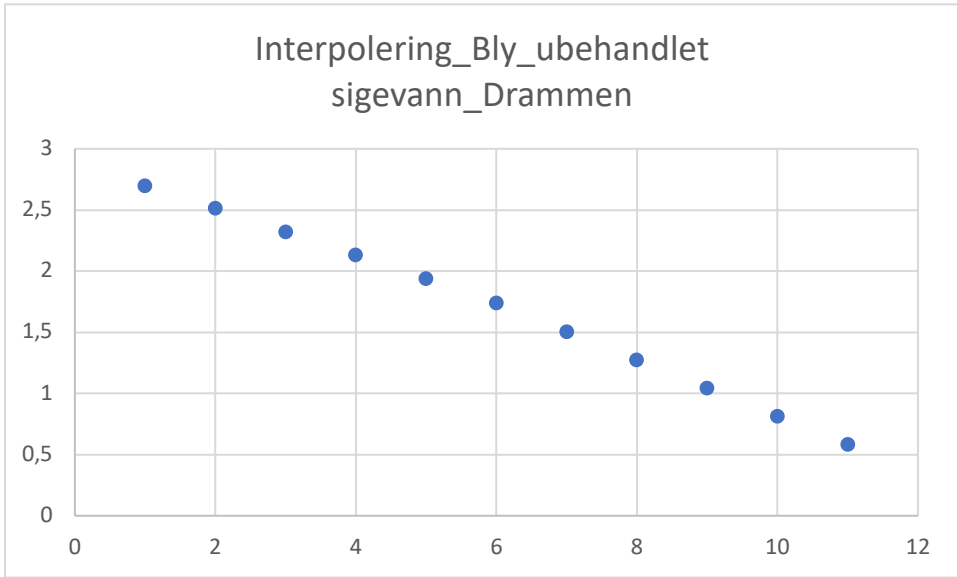
7.0 Referanser

- Ahmad, M., Rajapaksha, A. U., Lim, J. E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., Vithanage, M., Lee, S. S. & Ok, Y. S. (2014). Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. *Chemosphere*, 99: 19-33. doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.10.071.
- Amstaetter, K., Eek, E. & Cornelissen, G. (2012). Sorption of PAHs and PCBs to activated carbon: Coal versus biomass-based quality. *Chemosphere*, 87 (5): 573-578. doi: 10.1016/j.chemosphere.2012.01.007.
- Arp, O. (2012). *Miljøgifter i sigevann fra avfallsdeponier i Norge. Data fra perioden 2006–2010*. Miljødirektoratet.
- Essington, M. E. (2004). *Soil and water chemistry : an integrative approach*. Boca Raton: CRC Press.
- Frøsland, K. (2015). *Immobilization of Pb and Sb in shooting range soil : column experiment with Fe-based sorbent*: Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- MacBride, M. B. (1994). *Environmental chemistry of soils*. New York, NY: Oxford Univ. Press.
- SFT. (2003). *Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier*: Miljødirektoratet. Tilgjengelig fra: http://www.miljodirektoratet.no/no/Publikasjoner/Publikasjoner/2003/Desember/Veileder_om_miljorisikovurdering_av_bunntetting_og_oppsamling_av_sigevann_ved_deponier/ (lest 27.11).
- Shaheen, S. M., Tsadilas, C. D. & Rinklebe, J. (2013). A review of the distribution coefficients of trace elements in soils: Influence of sorption system, element characteristics, and soil colloidal properties. *Advances in Colloid and Interface Science*, 201: 43-56. doi: 10.1016/j.cis.2013.10.005.
- Smebye, A., Ailing, V., Vogt, R. D., Gadmar, T. C., Mulder, J., Cornelissen, G. & Hale, S. E. (2016). Biochar amendment to soil changes dissolved organic matter content and composition. *Chemosphere*, 142: 100-105. doi: 10.1016/j.chemosphere.2015.04.087.
- Sparks, D. L. (2018). *Soil Physical Chemistry*.

Vedlegg:

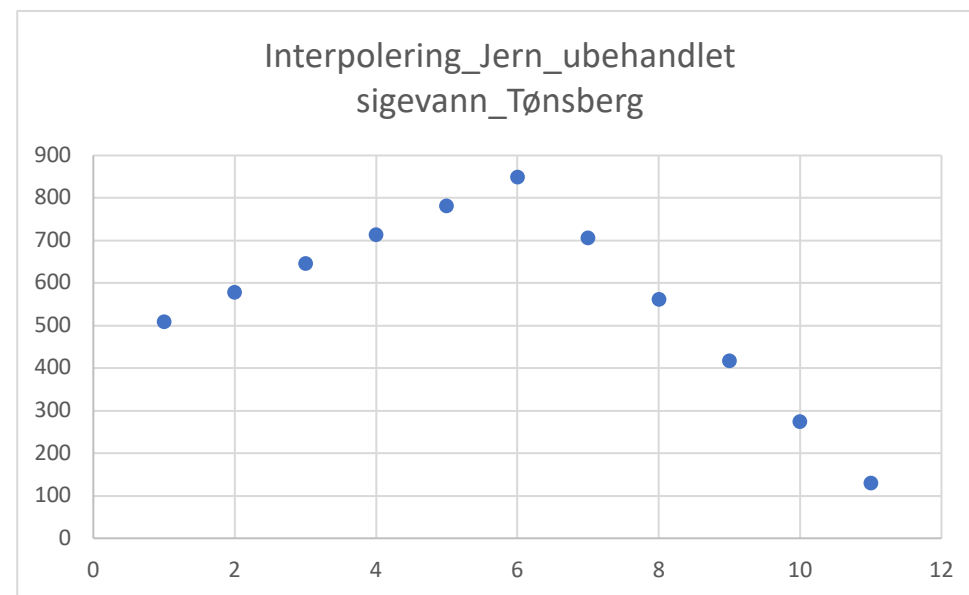
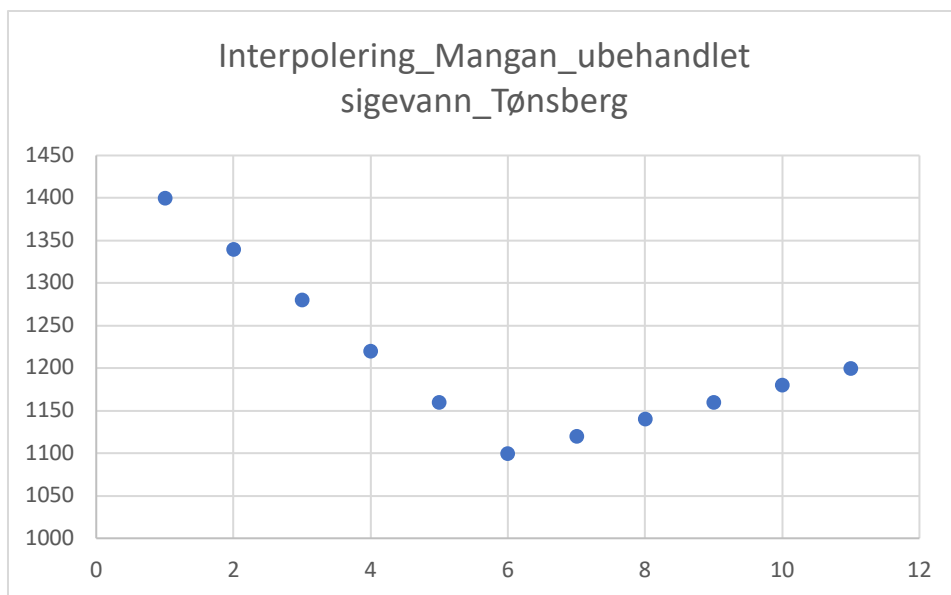
Vedlegg 1: Interpoleringen av ubehandlet sigevann_ Grafer og tabeller





Tabell a, under, viser de interpolerte verdiene til det ubehandlede sigevannet fra DRAMMEN.

Tid (dato)	Batch	Fe µg/l	Al µg/l	As µg/l	Cu µg/l	Mn µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l
09/05/2018	1	3900	146,67	4,2	6,8	1366,67	22	2,7	32
13/05/2018	2	3733,4	133,732	4,02	6,5	1373,332	21,534	2,516	32,8
15/05/2018	3	3566,8	120,798	3,84	6,2	1379,998	21,068	2,324	33,6
19/05/2018	4	3400,2	107,864	3,66	5,9	1386,664	20,602	2,132	34,4
31/05/2018	5	3233,6	94,93	3,48	5,6	1393,33	20,136	1,94	35,2
06/06/2018	6	3067	82	3,3	5,3	1400	19,67	1,74	36
13/06/2018	7	2560,91	77,138	3,26	5,334	1373,338	19,07	1,5076	33,138
19/06/2018	8	2054,84	72,272	3,22	5,368	1346,672	18,47	1,2762	30,272
26/06/2018	9	1548,77	67,406	3,18	5,402	1320,006	17,87	1,0448	27,406
03/07/2018	10	1042,7	62,54	3,14	5,436	1293,34	17,27	0,8134	24,54
10/07/2018	11	536,67	57,67	3,1	5,47	1266,67	16,67	0,583	21,67



Tabell c, under, viser de interpolerte verdiene for Jern og Mangan for ubehandlet sigevann fra Tønsberg. For de øvrige elementer er gjennomsnittverdien for de tre prøvedatoene enn 09.05, 06.06 og 10.07 benyttet. Denne verdien settes konstant for de resterende datoene.

Batch nr	Tid (dato)	Fe µg/l	Al µg/l	As µg/l	Cu µg/l	Mn µg/l	Ni µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l
1	09/05/2018	510	13	0,8267	3,345	1400	5,74	0,2561	20,22
2	13/05/2018	578	1340
3	15/05/2018	646	1280
4	19/05/2018	714	1220
5	31/05/2018	782	1160
6	06/06/2018	850	1100
7	13/06/2018	706	1120
8	19/06/2018	562	1140
9	26/06/2018	418	1160
10	03/07/2018	274	1180
11	10/07/2018	130	1200

- Generell kommentar til vedlegg 1: I grafene ovenfor er konsentrasjonen plottet i $\mu\text{g/l}$ for alle metallene. På x-aksen er batch-nummeret. Dette tilsvarer nummeret på prøvetakingen, som igjen tilsvarer prøvedatoene. Denne sammenhengen kan ses under kapittel 2.4: Vannprøvene. Det var 3 kjente måletidspunkt for råvannet: 09.05, 06.06 og 10.07 som svarer til batch 1, 6 og 11. Stigningstall og skjæringspunkt ble regnet ut via differansen mellom batchene og konsentrasjonene de tilsvarte. Da har vi altså en teoretisk linje på formen $y=ax+b$ mellom de kjente målepunktene. Videre ble de manglende batchene satt inn for x, og konsentrasjonen kunne dermed plottes.
-

Vedlegg 2: Logg for kolonneforsøket på lab

Prosjektlogg (som skrevet i notisblokken)

- Start 05.05 kl 1700.
- Med fin fraksjon = 0.1-0.2mm og grov = 1-2mm.
- Lav fart = 1.5ml/t. Høy fart = 3 ml/t.
- 4 kontroll med rent vann
- 36 testkolonner.
- 0.19mm pumpe-slanger

- Problemer med tette kolonner i starten. Slagget er for fint, så det slipper ikke nok vann gjennom.
- 09.05: ble **alle 12 kolonner med fin fraksjon byttet til 0.2-0.5mm!**
- Dette virket å fungere.
- 11.05 begynte de første pumpe-slangene å gå tette. Dette kunne ses ved at vannmengden og hastigheten gikk ned på enkelte kolonner. Mye bytting av pumpe-slanger fremover.
- 14.05: Stadig tette slanger, spesielt på høy fart. Virker som de tettes raskere. ALLE pumpe-slanger på høy fart (18 stk) er nå byttet.
- 15.05: STOPP frem til den 17.05 for å teste de nye slangene. Virker OK, men får omtrent 3 ganger så mye vann i enkelte kolonner. Fortsatt bytte av tette slanger på lav og høy fart.

- 20.05: generalstopp. Kolonner går tette og det er fremdeles ujevn vannmengde som passerer kolonnene. Dette MÅ fikses før restart.
- 27.05: recalibrering av pumper: Bytte av aksling og plassering av klips på pumpene: ingen effekt. Problemet med ujevne vannmengder skyldes da at de røde 0.19mm pumpeslangene ikke var helt like de jeg startet med. Tiltross for at det er samme dimensjon. Lav fart (1.5ml/t) ved start ble gitt ved 104rpm. Nå er samme mengde gitt ved 70rpm. Nye slanger med større diameter (0.76mm) er bestilt.
- 28.05: De «nye» røde slangene på 0.19mm er kalibrert til hastighetene mine, og B5 startes etter **et AVBRUDD på 2 uker.**
- 03.06 er nye pumpeslanger på 0.76mm montert. Ny pumpefart er kalibrert til de samme vannmengdene pr t. I tillegg er sandfilteret ALLE kolonner byttet. Virker å gå stabilt for B6.
- 10.06 sandfilterne er klogget igjen. Byttes for ALLE kolonner. I tillegg spyles pumpeslanger og forlengerslanger. Dette tar ca 5t pr gang. B7 ok.
- 19.06: stor service med spyling og bytte av sandfilter. B8 ok.
- 28.06 stor service med nye sandfilter og spyling av pumpeslanger. B9 ok
- 02.07: bytte at to pumpeslanger på høy fart.
- 05.07 forlengerslangene (fra pumpen til kolonnene) gikk tette av alger/bakterier. Den kvelden/natten ble alle slanger byttet. Fra kl 18-02.30... Siden: B10 ok.
- Forsøket ble avsluttet den 10.07. B11 ok.
- Oppsummert: byttet fraksjon av slagg fra 0.1-0.2 --> 0.2-0-5mm. Pumpeslanger gikk tette ofte, ble byttet ut og etterhvert oppgradert til 0.76mm. Sandfiltrene begynte etterhvert å klogges til med partikler fra sigevann/innside av forlengerslanger. Sandfiltrene ble byttet regelmessig. Til slutt: forlengerslangene er tette av alger. Ble byttet.



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway