



Examensarbete inom energi och miljö

Avancerad nivå, 30 HP

Sand och fyra reaktiva filters avskiljningsförmåga av metaller från vägdagvatten

Fältstudie under vintertid

ANDERS MELANDER

Title and subtitle in Swedish:

Sand och fyra reaktiva filters avskiljningsförmåga av metaller från vägdagvatten

Fältstudie under vintertid

Title and subtitle in English:

Removal capacity of metals in road runoff by sand and four reactive filters

Field study during winter

Författare:

Anders Melander

Examinator:

Elzbieta Plaza

Handledare på KTH:

Agnieszka Renman

Handledare på Trafikverket:

Magnus Hallberg

Examensarbete inom miljöteknik och hållbar infrastruktur

Avancerad nivå (30hp)

Kungliga Tekniska Högskolan

Skolan för arkitektur och samhällsbyggnad

SE-100 44 Stockholm, Sweden

Sammanfattning

Dagvatten från urbana områden utgör en ökande utmaning för växande städer, eftersom det för med sig metallpartiklar och andra föroreningar från hårdgjorda ytor till närliggande vattenförekomster. Dessa föroreningar kan härstamma från källor som fordonstrafik och korrosion av metallstrukturer. Detta utgör även ett framtida bekymmer för Stockholm, eftersom staden prognostiserar en betydande befolkningsökning fram till 2040. För att möta behoven kommer Stockholm behöva konstruera fler bostäder och utöka sin infrastruktur, vilket i sin tur kommer att resultera i ökade föroreningar och hårdgjorda ytor.

Ett antal kommuner i Sverige har fastställt riktvärden för att reglera metallkoncentrationerna i dagvatten som släpps till olika recipienter. Traditionellt utförs rening av dagvatten huvudsakligen genom användning av dagvattendammar, som använder sig av sedimentering för att rena partikulära föroreningar. Eftersom metallföroreningar även kan förekomma i löst form, uppstår en utmaning då lösta metaller inte kan sedimentera. Det är också viktigt att fånga upp just den lösta delen av föroreningarna, eftersom den är mer biologiskt tillgänglig. En möjlig metod för att rena dagvatten från både metallpartiklar och lösta metaller är användningen av filter, specifikt reaktiva filter.

Detta arbete ingår i det övergripande projektet "Driftsäker och hållbar dagvattenrening för lösta föroreningar", som initierades av Trafikverket i samarbete med KTH. Denna studie bygger vidare på tidigare projekt och har som syfte att undersöka reningsförmågan hos filtersand och fyra reaktiva filter i en pilotanläggning belägen i Fredhäll, Stockholm, Sverige. Dagvattnet som renades i anläggningen kom från Essingeleden, och studien genomfördes under vinterförhållanden, med faktorer som höga salthalter och låga temperaturer. Resultaten visade över lag en god total reningsförmåga för alla filter för större delen av de 11 undersökta metallerna. I det inkommande vattnet observerades relativt höga metallkoncentrationer av Cr, Cu och Zn jämfört med riktvärdena som fastställts av Järfälla, Linköping och Göteborg kommun samt de förslagna riktvärdena från Stockholms län. I förhållande till alla riktvärden (även fysikaliska parametrar) var det enbart Filtralite P som klarade dessa men om man bortser från pH framgick det att filtermaterialet Petrit TS gav den sammantaget bästa reningen i förhållande till samtliga riktvärden.

Nyckelord

Dagvattenbehandling, Metallavskiljning, Reaktiva filter, Sandfilter, Vägavrinning, Lösta metaller, Totala metaller

Abstract

Stormwater from urban areas poses a growing challenge for expanding cities as it carries metal particles and other pollutants from impervious surfaces into nearby water bodies. These pollutants can originate from factors such as vehicular traffic and corrosion of metal structures. This also presents a future concern for Stockholm as the city expects a significant increase of its population by 2040. To meet the demands, Stockholm will need to construct more housing and expand its infrastructure, which will result in increased pollutants that need to be addressed and more impervious surfaces.

A few municipalities in Sweden have established guidelines for allowed metal concentrations in stormwater that is discharged into nature. Traditionally, stormwater treatment is primarily carried out using stormwater ponds, which utilize sedimentation to remove particulate pollutants. However, a challenge arises because metal pollutants can also occur in dissolved form, and dissolved metals cannot be removed through sedimentation. It is of importance to capture the dissolved fraction as it is more biologically available. One possible method for treating stormwater and removing both metal particles and dissolved metals is the use of filters, specifically reactive filters.

This work is part of the larger project "Reliable and Sustainable Stormwater Treatment for Dissolved Pollutants," initiated by the Swedish Transport Administration (Trafikverket) in collaboration with KTH Royal Institute of Technology. This study builds upon previous projects and this study objective is to examine the treatment effectiveness of a sandfilter and four reactive filters in a pilot facility located in Fredhäll, Stockholm, Sweden. The stormwater used in the facility is sourced from Essingeleden, and the study was conducted under winter conditions, including high salt concentrations and low temperatures. The results generally demonstrated good overall total metal removal by all filters for the 11 metals investigated. Additionally, in relation to the guidelines set by Järfälla, Linköping and Göteborg municipalities and Stockholm County, it was observed that the influent water had a relatively high metal concentrations of Cr, Cu, and Zn. Furthermore, out of all the filters tested it was only Filtralite P that met the stormwater guidelines (including physical parameters), however, if the criteria concerning pH is disregarded then the filter material Petrit TS provided the highest metal removal efficiency for all of the guideline metals.

Keywords

Stormwater treatment, Metal removal, Reactive filters, Sand filter, Road runoff, Dissolved metals, Total metals

Förord

Detta arbete utgör mitt examensarbete på 30 högskolepoäng på civilingenjörsprogrammet Energi och Miljö på Kungliga Tekniska Högskolan (KTH) i Stockholm och har utförts i samarbete med Trafikverket.

Jag skulle först vilja tacka min handledare på KTH, Docent Agnieszka Renman som har stött mig i mitt arbete med sin positiva energi och sina kunskaper samt erfarenheter under många givande möten. Jag vill även tacka min handledare från Trafikverket, Tekn Dr Magnus Hallberg, som delat med sig av sin entusiasm för dagvattenrening och sina kunskaper inom området vilket väglett mig i arbetet. Jag vill även tacka Professor Emeritus Gunno Renman för all hjälp jag fått vid anläggningen och de många samtal som hjälpt mig med mina funderingar. Tack även till min examinerare, Professor Elzbieta Plaza för kommentarer som hjälpt mig att förbättra arbetet.

Slutligen vill jag ge ett hjärtligt tack till alla mina vänner och familj som givit mig stöd och motivation under hela arbetets gång och under min tid på KTH.

Stockholm, juni 2023

Anders Melander

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	I
Nyckelord.....	I
Abstract	II
Keywords.....	II
Förord.....	III
Förkortningar och termer.....	VII
1 Inledning.....	1
2 Syfte och Mål.....	2
3 Bakgrund	3
3.1 Dagvatten	3
3.2 Metaller	4
3.3 Rening av dagvatten och filter.....	4
3.4 Riktlinjer och lagar för dagvatten	5
4 Material och Metoder	7
4.1 Områdesbeskrivning.....	7
4.2 Filtermaterial	8
4.2.1 Filtersand.....	8
4.2.2 Petril T-S.....	8
4.2.3 Polonite	8
4.2.4 D-Rainclean.....	8
4.2.5 Filtralite P	9
4.3 Fredhällsmagasinet.....	9
4.3.1 Filterkolonnerna	9

4.4	Automatisk provtagning och mätningar.....	10
4.5	Fältmätningar	10
4.6	Insamling av vattenprover	12
4.7	Analys av ALS	12
4.8	Urval av metaller	13
4.9	Beräkningar.....	13
4.9.1	Suspenderat Material & Turbiditet	13
4.9.2	Massa.....	14
4.9.3	Volym.....	14
4.9.4	Porvolym.....	15
4.9.5	Ytbelastning.....	15
4.9.6	Uppehållstid	16
4.9.7	Metallavskiljningseffektivitet	16
4.9.8	Metallkoncentration & Turbiditet.....	17
4.9.9	Hantering av extremvärde	18
5	Resultat & Diskussion	19
5.1	Nederbörd- och temperaturöversikt.....	19
5.2	Samlingsprov – provtagning efter avrinning	19
5.2.1	UK - inkommande vatten	23
5.2.2	K1 – Filtersand	27
5.2.3	K2 - Petrit T-S.....	31
5.2.4	K3 – Polonite	35
5.2.5	K4 – D-Rainclean	39
5.2.6	K5 – Filtralite P	43

5.2.4	Jämförelse mellan filtren.....	47
5.2.5	TOC och DOC korrelation med turbiditet.....	49
5.3	Stickprov – provtagning under avrinning	50
5.3.1	UK - inkommande vatten	50
5.3.2	K1 – Filtersand	50
6	Slutsats	54
7	Framtida forskning	55
8	Referenser	56
	Appendix A	61
	Appendix B	67

Förkortningar och termer

UK – Uppsamlingskärl

K1 – Kolonn 1

K2 – Kolonn 2

K3 – Kolonn 3

K4 – Kolonn 4

K5 – Kolonn 5

TSS – Total suspended solids (Totalt suspenderat material)

TDS – Total dissolved solids (Totalt löst material)

TOC – Total organic carbon (Totalt organiskt kol)

DOC – Dissolved organic carbon (Upplöst organiskt kol)

Total koncentration – Innefattar koncentrationen av både den partikulära och lösta delen

Elektrisk konduktivitet – Är ett mått på hur väl ett material, i detta fall vatten, kan transportera elektrisk laddning

Hydraulisk konduktivitet – Filtermaterialets vattengenomsläpplighet är den mängd vatten som kan rinna igenom filtret på en viss tid

1 Inledning

I slutet av 2021 bestod Stockholm stads befolkning av 978 770 personer, till 2040 förväntas befolkningen att växa till 1 184 000 personer vilket är en ökning på cirka 21% (Stockholms Stad, 2022). För att hantera denna befolkningstillväxt är det av vikt att bygga ut staden och effektivisera, inte minst kommunikationer. Stockholm stad har bland annat ambitionen att bygga fler bostäder men utöver detta finns också ambitionen att utveckla och förbättra tillgängligheten vilket kommer göras med en satsning på gång-, cykel- och kollektivtrafik. Då biltrafik inte förväntas att minska ska även denna ha goda förutsättningar för fortsatt framkomlighet (Stockholms Stad, 2018).

I takt med utbredningen av Stockholm med fler bostäder och en växande infrastruktur, såsom bilvägar, byggs även de hårdgjorda ytorna ut vilket påverkar vattencykeln genom att hämma den naturliga infiltrationen av dagvatten. Vidare kan dagvattnets kvalitet komma att försämrans då föroreningar som ansamlats på de hårdgjorda ytorna kontaminerar vattnet. Motorvägar är ett exempel på hårdgjorda ytor som kan ha en stor inverkan på dagvattnets kvalitet, vilket i sin tur kan komma att bidra till degraderingen av vattenförekomster (Boxall & Maltby 1997; Yannopoulos m fl, 2013). För att försvåra problemet är föroreningar på hårdgjorda ytor naturligt utbredda över stora områden samt har ofta många olika primärkällor. Det är därför svårt att lösa problemet vid föroreningarnas primärkälla och därmed rimligt att fokusera på reningen av dagvattnet. Inom Sverige och världen är en av de vanligare metoderna för dagvattenrening att använda sig av dagvattendammar. En av nackdelarna med dagvattendammar är att de förlitar sig på sedimentering vilket inte är tillräckligt om målet också är att fånga upp stora mängder lösta metaller som inte kan sedimentera (Renman m fl, 2021).

Hur dagvatten kommer tas hand om är av stor vikt då dess kvalitet och spridning har en direkt koppling till många av Sveriges miljömål såsom Levande sjöar och vattendrag, Ingen övergödning, Grundvatten av god kvalitet samt Giftfri miljö (Sveriges Miljömål, 2022). Detta kan därtill komma att bli extra viktigt då mängden intensiva skyfall förväntas att öka vid ett förändrat klimat (SMHI 2020, 2022). Filter kan exempelvis användas till fördel för framtida rening av dagvatten då så kallade reaktiva filter har påvisat god reningsförmåga av lösta metaller (Reddy m fl, 2014). I Stockholm har ett antal studier utförts av Trafikverket i samarbete med KTH där filtermaterial testats under verkliga förhållanden och lång tid (Agewall & Wallgren, 2021; Bianchi, 2021; Lundgren, 2021; Hamberg, 2022).

Det av Trafikverket startade forskningsprojektet "Driftsäker och hållbar dagvattenrening för lösta föroreningar" har i huvudsak bestått av ett antal masterexamensarbeten för att testa reaktiva filter med sand som referens under verkliga förhållanden. Camilla Hambergs arbete (2022), vilket detta masterexamensarbete bygger vidare på, undersökte fem olika

filtermaterial: fyra reaktiva material samt filtersand som kontrollgrupp. Hambergs studie gav indikationer att filtersand potentiellt är ett förhållandevis effektivt filtermaterial i jämförelse med de andra filtren. Slutsatsen var dock att det krävdes mer evidens av filtersandens reningsförmåga för att kunna ta mer robusta slutsatser av dess potential för framtida användning.

2 Syfte och Mål

Syftet med detta arbete är att närmare undersöka filtersandens reningsegenskaper av väg dagvatten samt bevaka de andra filtermaterialens reningsegenskaper vid pilotanläggningen som är inrymd i Trafikverkets dagvattenanläggning Fredhällsmagasinet.

För att uppnå syftet ställdes följande mål upp:

1. Fältobservationer, mätningar och insamling av vattenprover utförs vid Fredhällsmagasinet för att kartlägga filtersandens reningsegenskaper under avrinningstillfällen.
2. Fältobservationer, mätningar och insamling av vattenprover utförs även vid Fredhällsmagasinet för samtliga filtermaterial efter avrinningstillfällen.

Därtill har följande specifika frågeställningar ställts:

- Finns det ett samband mellan inkommande vattnets suspenderade material, turbiditet och metallkoncentrationer?
- Hur, om alls, förändras filtrens reningskapaciteter i tid efter ackumulerade nederbördstillfällen?
- Hur påverkar inkommande vattens flöde samt dess kvalitet filtersandens reningsförmåga?
- Hur ändras filtersandens reningsförmåga med dess djup?
- Vilket av filtermaterialen ger bäst reningsförmåga med hänsyn till metallkoncentrationen, turbiditet och pH i förhållande till etablerade riktvärden samt till varandra?

3 Bakgrund

I följande kapitel kommer de centrala begreppen dagvatten och metall att tas upp samt några av dess komplikationer. Dessutom kommer rening av dagvatten att täckas samt lagstiftning och riktlinjer gällandes dagvattnets kvalitet.

3.1 Dagvatten

Dagvatten är vatten från regn, snösmältning eller spolvatten som rinner tillfälligt längst markytan (Svenskt Vatten 2016; Nationalencyklopedin 2022). Om underlaget är av porös typ kommer dagvattnet infiltrera markytan, men om det är en hårdgjord yta kommer vattnet färdas längst denna med gravitationen tills det når en vattenförekommst eller ett poröst underlag. Tillväxten som vi ser av urbana områden är en bidragande faktor till att de naturliga infiltrationsområdena reducerats, på grund av en infrastruktur som bidrar till en ökad mängd hårdgjorda ytor så som tak, parkeringar och bilvägar. Detta leder bland annat till en minskad påfyllning av grundvattnet men även att föroreningarna som ackumulerats på de hårdgjorda ytorna spolas med dagvattnet. En viktig följd av avsköljningen är att föroreningarna som mobiliserats kan komma att färdas till olika typer av recipienter, exempelvis en sjö som kan komma att få försämrad vattenkvalité (Liu m fl, 2015; Zhou m fl, 2021; Stockholm Vatten och Avfall, 2023).

Hur mycket ett verksamhetsområde kommer att påverka dagvattenkvaliteten varierar från plats till plats, men några områden som kan ge upphov till extra förhöjda föroreningskoncentrationer är industrifastigheter med miljöfarlig verksamhet, fastigheter med tak- och fasadplåt i koppar och zink samt dess legeringar, större parkeringsanläggningar och terminalområden samt trafikleder med mer än 10 000 fordon per dygn (Stockholm Vatten och Avfall, 2022). Alla områden är emellanåt inte primärkällor till föroreningarna. Rörande trafikrelaterade föroreningar kommer dessa huvudsakligen från fordonen och vägarna. Exempel på ett antal föroreningar och några av de primära källorna visas i Tabell 1.

Tabell 1: Tabellen redovisar några trafikrelaterade föroreningar och dess primärkällor (Larm & Pirard, 2010; Kole m fl, 2017; Baensch-Baltruschat, m fl 2021; Forman & Alexander, 1998).

Förorening	Primärkälla
Mikroplast	Slitage på däck & vägar
Metallpartiklar	Slitage på bromsklossar, däckdubbar & vägar
Vägsalt	Natrium, kalcium & klorid

3.2 Metaller

Metaller förekommer naturligt i berg, jord och vatten i olika koncentrationer. Då metaller är en viktig resurs och används i stora kvantiteter inom samhället behöver stora mängder malm brytas kontinuerligt för att tillgodose detta behov. Detta behov har i sin tur lett till en ökad koncentration av metallpartiklar i både mark och vattenmiljöer (Briffa m fl, 2020; Naturvårdsverket, 2022). Ett exempel på hur detta sker är längst trafikleder vilket utsätts för konstant erosion på grund av de fordon som passerar längst med dess yta. Därtill eroderar även fordonen över tid, exempelvis genom nednötning av bromsklossar (Carrero m fl, 2012).

Då metaller, som grundämnen, inte bryts ner utan bara byter form kan de komma att ligga kvar i miljön under en lång tidsperiod. Detta bidrar till att områden får förhöjda metallkoncentrationer vilket kan komma att bli giftigt för levande organismer inom dessa miljöer. Metaller är förvisso essentiella för biologiskt liv men enbart vid rätt koncentration, om koncentrationen blir för låg eller hög för respektive individ eller organism blir denna metall skadlig, se Tabell 2 (Naturvårdsverket, 2022). Hur toxiska metaller är, beror även på omliggande faktorer så som pH, komplexbildning, redox förhållanden och jonstyrka då dessa faktorer påverkar mobiliteten samt den biologiska tillgängligheten av metaller (Wium-Andersen m fl, 2011).

3.3 Rening av dagvatten och filter

Vid val av reningsmetod av dagvatten är det viktigt att ta i beaktning vilken storleksfraktion föroreningarna kommer i. Detta är av vikt då det kommer ha inverkan på hur föroreningarna kommer att transporteras och spridas, var de kommer hamna och hur stor påverkan de kan komma att ha på sin omgivning. I vattenmiljöer finns det tre sätt som partiklar transporteras på antingen som bottensediment, suspenderat material eller lösta material. Större och tyngre partiklar kommer vara del av bottensedimentet varpå vattenströmmarna kommer bära med sig dessa partiklar längst med botten. Suspenderat och lösta material, ofta benämnda med de engelska förkortningarna TSS och TDS transporteras båda i vattenfasen. Däremot, kommer de partiklar som klassificeras som TSS sedimentera med tiden medan TDS som består av fria joner och kolloider kommer fortsätta vara i vattenfasen då de inte sedimenterar (Hallberg m fl, 2007).

Vid rening med filtermaterial kan processen se olika ut beroende på filtermassorna som används. En typ som är vanligt förekommande är mekaniska filter vilket fångar föroreningarna i vattnet vars partiklar är större än filtermassans porstorlek. Denna process sker till en grad för alla filter så länge vattnet innehåller suspenderat material. Därtill kan reaktiva filter även kemiskt fastlägga element vilket kan ske via kemisk utfällning, adsorption, jonbyte eller med en kombination av dessa (Bailey m fl, 1999; Gustafsson m fl, 2008).

Tabell 2: Exempel på hälsoeffekter som metalliska ämnen kan ha på människor vid för höga koncentrationer samt exempel på var ämnena kan komma ifrån i relation till infrastrukturen och trafiken.

Ämne	Källor	Hälsoeffekter
Al	Kan användas till olika komponenter av en bil så som aluminiumlegering till motorkolvar Genta m fl, 2014a).	Vid kraftigt nedsatt njurfunktion kan det leda till bland annat skelettskador(Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) 2008; Livsmedelsverket 2022a).
Cd	Batterier och korrosionsbeständig plätering (Briffa m fl, 2020).	Högt blodtryck, njurskada, förstöra testikelvävnad, osteoporos samt förstörelse av blodkroppar (Zare m fl, 2018).
Cr	Galvanisering och olika typer av legeringar Briffa m fl, 2020).	En rad olika hälsoeffekter vilket kan vara allt från enkel hudirritation till lungcancer (Zare m fl, 2018).
Cu	Bromsar (Duong & Lee, 2011), rör och plätering Briffa m fl, 2020).	Kräkningar, diarré, magkramper och illamående men kan även resultera i dödsfall (Zare m fl, 2018).
Fe	Bilstålkomponenter (Genta m fl, 2014b).	Magont, kräkningar och diarré samt kan vara dödligt (Livsmedelsverket, 2022b).
Ni	Plätering (Briffa m fl, Sinagra & Blundell, 2020), bromsar och diesel (Duong & Lee, 2011).	Cancerframkallande för människor, hudinflammation, allergisk sensibilisering samt lung- och njurproblem (Zare m fl, 2018).
Mn	Rörliga motordelar, som en tillsats till bensin, bromsar och bildäck (Huber m fl, 2016).	Kan påverka kroppens nervsystem (Livsmedelsverket, 2022c).
Pb	Bildäck (Huber m fl, 2016) och batterier (Briffa m fl, 2020).	Allvarlig dysfunktion hos lever, njurar och reproduktionssystem(Zare m fl, 2018).
Zn	Bildäck, batterier, bromsbelägg, motorolja, fett samt galvanisering (Huber m fl, 2016).	Väldigt hög dosering av zink över kort tid kan leda till magkramper, illamående och kräkning. Om överdosering sker över lång tid kan detta leda till sänkta nivåer av bra kolesterol samt anemi (Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2005).

3.4 Riktlinjer och lagar för dagvatten

EU har valt att dela in sig i 110 vattendistrikt varav fem åtminstone delvis ligger i Sverige. Dessa fem vattendistrikt är Bottenviken, Bottenhavet, Norra Östersjön, Södra Östersjön och Västerhavet. Inom varje distrikt i Sverige finns det en vattenmyndighet vilken består av en länsstyrelse som valts från respektive distrikt. Deras uppdrag är att realisera EU:s vattendirektiv (Vattenmyndigheterna, n.d.). Detta gör Vattenmyndigheten bland annat genom Åtgärdsprogrammet som de tar fram var sjätte år samt genom att utforma miljökvalitetsnormer (MKN). Åtgärdsprogrammet i sig går igenom vilka problem som behöver lösas i distriktens vatten, vilka källorna till problemen är samt vad myndigheter och kommuner

behöver implementera för åtgärder för att nå miljökvalitetsnormen. Åtgärderna som programmet tar fram är huvudsakligen administrativa då vattenmyndigheterna inte styr över hur de fysiska åtgärderna ska implementeras i miljön, däremot finns det förslag i databasen Vatteninformationssystem Sverige (VISS) som myndigheterna kan använda sig av som stöd (Vattenmyndigheterna, n.d.).

Kommunernas vattenarbeten täcker många områden bland annat miljötillsyn, dricksvattenskydd och vattenuttag, fysisk planering och dagvatten samt vatten- och avloppsvattenplaner. Då ansvaret för tillsynen av dagvattnet faller på kommunernas miljönämnder är det dem som ser över riktlinjer och riktvärdena (Persson m fl, 2009). Det är däremot inte alltid fallet att en kommun har fastställt riktvärden för dagvattnet. Stockholms stad (kommun) där detta arbete utförts inom är ett exempel på en kommun som inte har fastställt några egna riktvärden. Men för att ge en överskådlig bild av de testade filtren gentemot möjliga framtida riktvärden har Tabell 3 sammanställts. Tabellen visar dagvattenriktvärden från ett antal kommuner och de mer generella riktvärden som Stockholms län har tagit fram med hjälp av riktvärdesgruppen. Riktvärdesgruppen som bildades regionalt inom Stockholm 2008 och rekommenderar att om det finns specifika riktvärden för ett område bör de användas med fördel (Jacobs m fl, 2009). De kommuner som denna rapport använt data ifrån är de som ligger runt Mälaren samt Göteborg då det är en större stad som Stockholm. Vid granskning av kommunerna runt Mälaren framgick det att det var en betydande andel som valt att använda sig av riktvärdena framtagna av Stockholms län.

*Tabell 3: Riktvärden för dagvatten för ett antal kommuner och Stockholms län. * Ska analyseras vid kontinuerliga utsläpp. ** 500 µg/l om inom Göta älvs vattenskyddsområde och 100 µg/l om nära råvattenintag vilket definierades som ca 1-2 km uppströms (Jacobs m fl, 2009; Järfälla Kommun, 2016; Landström m fl, 2020; Linköpings Kommun & Tekniska Verken, 2023).*

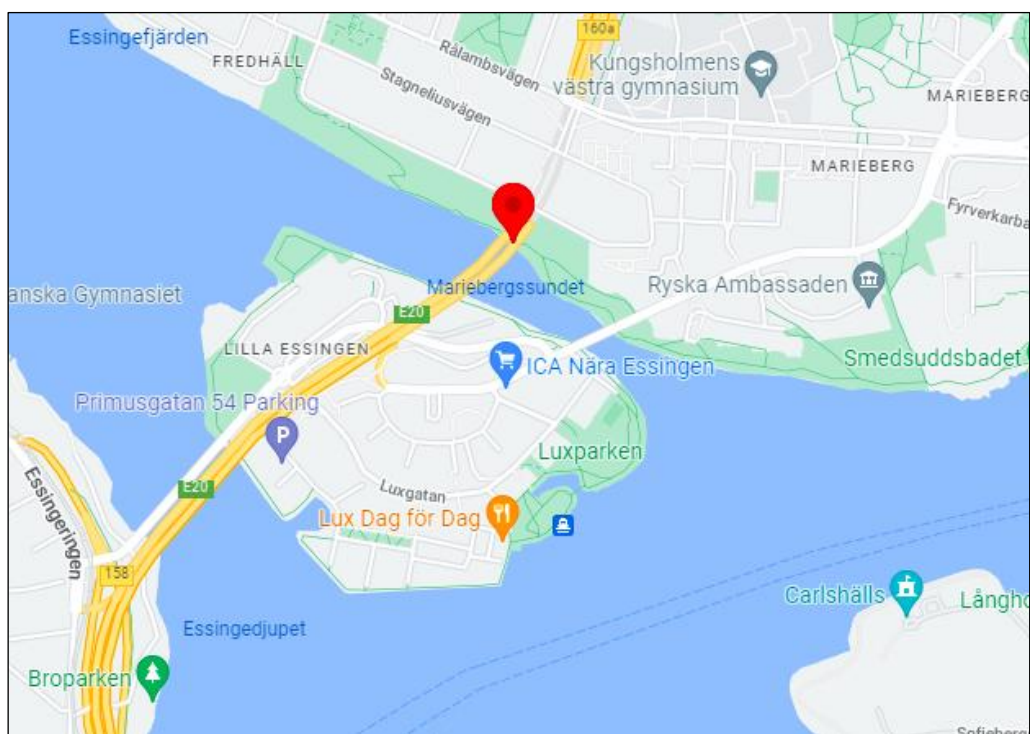
Ämne	Göteborg kommun	Linköping kommun	Järfälla kommun	Stockholms län
As [µg/L]	16	15	-	-
Cd [µg/L]	0,9	0.2	0,3	0,45
Cr [µg/L]	7	15	8	15
Cu [µg/L]	10	30	9	30
Hg [µg/L]	0,07	0,07	0,04	0.05
Ni [µg/L]	68	30	6	20
Pb [µg/L]	28	10	3	10
Zn [µg/L]	30	30	15	90
P [µg/L]	50*	50	100	200
N [µg/L]	1250*	2500	-	2500
SS [mg/L]	25	40	40	50
Olja [mg/L]	1/0,5/0,1**	1	0,5	0,5
pH	6,5–9	6–9	-	-

4 Material och Metoder

I följande kapitel kommer anläggningen och det närliggande området beskrivas, hur provtagningen gått till, hur data har bearbetats och vilka begränsningar som finns i undersökningen.

4.1 Områdesbeskrivning

Pilotanläggningen är lokaliserad i Fredhäll vilket är en del av Kungsholmen, Stockholm (Figur 1). Stockholm stad är en kustnära stad uppbyggd runt Mälarens utlopp till Östersjön och har ett tempererat klimat enligt de fyra olika klimatzonerna. Stockholms genomsnittliga medelnederbörd är 543 mm/år baserat på mätdata från SMHI:s mätstation vid Observatorielunden för åren 1961–2022 (SMHI, n.d).



Figur 1: Fredhällsmagasinet markerad med en röd pin är beläget på Kungsholmen, med Essingeleden i nord-sydlig riktning (Google Maps, 2022).

Avrinningsområdet till magasinet utgörs av 1,37 ha (137 000 m²) (Hamberg 2022) och består till stor del av Essingeleden och en del av Fredhällstunneln. Essingeleden är en av Sveriges mest trafikerade vägsträcka där den estimerade årsmedelstrafiken 2021 var ca 165 600 fordon per dag (Johansson m fl, 2022).

4.2 Filtermaterial

Filtermaterialen som testades med vatten från Fredhällsmagasinet hade valts ut baserat på resultat från en tidigare studie av Lundgren (2021) och slutligen av projektet ”Driftsäker och hållbar dagvattenrening för lösta föroreningar”. Alla filtermaterial som använts är kommersiellt tillgängliga.

4.2.1 Filtersand

Sanden som användes består huvudsakligen av kvarts och är producerat av Rådasand AB som utviner den från Rådaåsen i Lidköping (Rådasand, 2022). Sand fungerar främst som ett mekaniskt filter vid reningen av vägdagvattnet och betraktas som inert vad gäller kemisk avskiljning. Bolagets analyser av Rådasand visar att den domineras av en röd finkornig granit (80 %). I mindre mängd finns svart, finkornig, massformig diabas (15 %) och grå finkornig, massformig granit (5 %). Det förekommer även en del fria mineralkorn av röd fältspat som kategoriseras tillsammans med den röda graniten.

En nyligen utförd studie påvisade att filtersand kan ge en god total metallavskiljning av Cu och Zn med en avskiljning på 93% respektive 67%. Avskiljningen för den lösta delen för Zn var 87%, dock för den lösta Cu var den betydligt lägre med enbart 19% (Hallberg m fl, 2022).

4.2.2 Petrit T-S

Petrit T-S är tillverkad av en biprodukt vid Höganäs AB (www.hoganas.com) som producerar metallpulver. Bolaget uppger följande sammansättning av Petrit T-S: CaO 37%, SiO₂ 18%, Al₂O₃ 9%, FeO 7%, och C 20%.

4.2.3 Polonite

Polonite framställs av den naturliga, sedimentära bergarten opoka vilken krossas och siktas för att uppnå önskad kornstorlek för att sedan kalcineras varvid materialet får ett högt pH-värde och blir kemiskt reaktivt. Det produceras av Polonite Nordic AB (www.polonite.se).

4.2.4 D-Rainclean

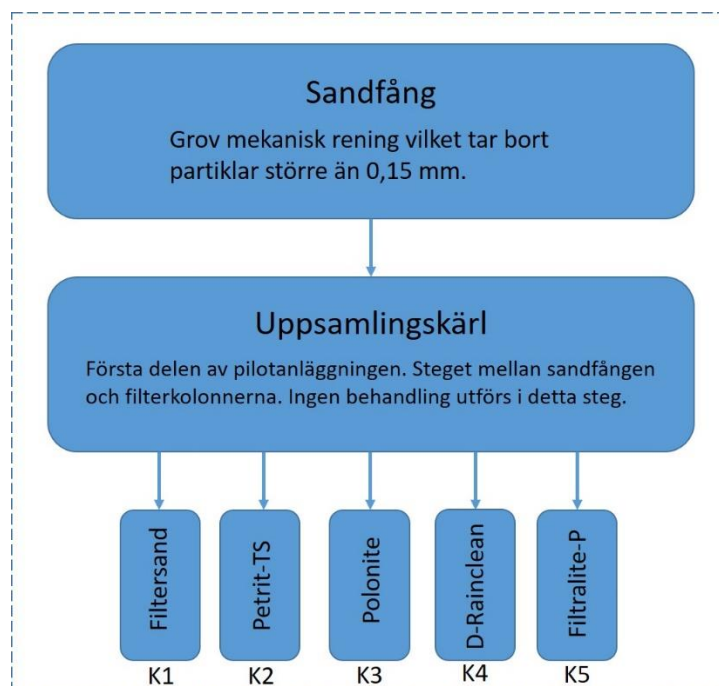
D-Rainclean är framtaget av det tyska företaget Funke Kunststoffe (www.funkegruppe.de). Den kemiska sammansättningen är komplex genom att materialet har både organiskt och oorganiskt ursprung. Materialet kommer i olika fraktioner och former vilket består av en blandning av aktivt kol, zeolit och lättbetong (Lundgren, 2021). Vidare marknadsför Funke Gruppe att salt som används för halkbekämpning inte ska ha någon märkbar påverkan på filtrets egenskaper att binda tungmetaller.

4.2.5 Filtralite P

Filtralite P är ett expanderat leraggregat med tillsats av kalciumoxid (CaO) som tillverkas av Leca Rælingen (Saint-Gobain Group), Norge. Företaget anger det kemiska innehållet på följande sätt: SiO₂ 15-60%, Al₂O₃ 15-18%, Fe₂O₃ 6-7%, CaO 5-7%, MgO 4-8%, K₂O 3-4%, Na₂O 1-2%.

4.3 Fredhällsmagasinet

Innan vägdagvattnet från Essingeleden leds in till pilotanläggningen förs vattnet in till ett sandfång. Sandfången består av ett grövre mekaniskt filter som för bort partiklar ur vägdagvattnet vars storlek är större än 0,15 mm. Efter sandfången pumpas vattnet in till pilotanläggningen där det först går till uppsamlingskärlet (UK). Pumpen mellan sandfången och UK startar enbart om flödet är 3 m³/h eller mer, detta då det misstänks finnas ett mindre inläckage från grundvattnet till sandfången. UK är ett mellansteg innan vattnet når filterkolonnerna (K1-K5) (Figur 2).



Figur 2: En översikt över vattenflödet genom anläggningen.

4.3.1 Filterkolonnerna

Kolonn 1 (K1) består av ett 800 mm tjockt lager filtersand placerat ovanpå ett bärlager på 100 mm grovsand. Till skillnad från K1 består de resterande kolonnerna 2–5 (K2-K5) av tre lager i stället för två, det översta lagret består av samma filtersand som i K1 men med en tjocklek på 200 mm och det nedersta lagret är ett bärlager av samma typ och tjocklek som i K1. Det

mittersta lagret är däremot olika med: Petrit i K2, Polonite i K3, D-Rainclean i K4, Filtralite-P i K5 och alla med en tjocklek på 600 mm.

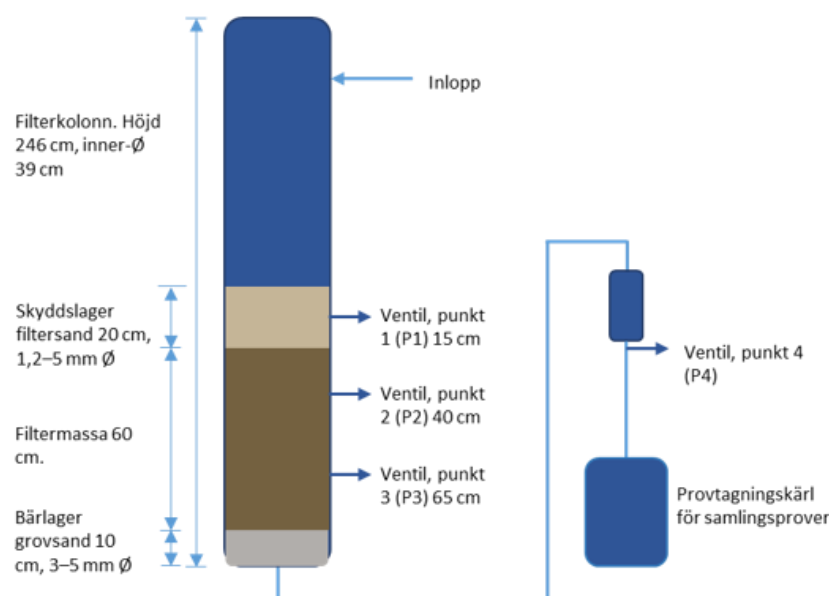
4.4 Automatisk provtagning och mätningar

Den automatiska provtagningen vid Fredhällsmagasinet startade då vatten började pumpas in till anläggningen i samband med regn/snösmältning. De automatiska vattenproverna som togs från UK och K1-K5 var flödesproportionerliga med en provtagningsfrekvens på 30, 5, 5, 5, 15 och 5 liter för respektive provtagningsplats. Varje kolonn hade ett eget provtagningskärl där vattenproverna samlades. Detta gjordes för att generera ett samlingsprov för respektive kolonn som kunde användas för att representera hela avrinningstillfället.

Utöver detta mätte och loggade anläggningen kontinuerligt flödet, elektriska konduktiviteten, turbiditeten, pH samt temperaturen av det inkommande vattnet i UK. För K1-K5 mättes och loggades tryckfallet, flödet och volymen vatten som kommit in under ett avrinningstillfälle till respektive kolonn.

4.5 Fältmätningar

De manuella fältmätningar som utfördes vid anläggningen var turbiditets-, elektriska konduktivitets- och pH-mätningar. Dessa mätningar gjordes både under och efter avrinningstillfällena. Mätningarna gjordes på vattnet från: UK, provtagningskärlen, K1-K5s tre ventiler (P1-P3) samt utloppet efter respektive kolonn (P4) (Figur 3).



Figur 3: Schematisk bild över filterkolonnerna K1-K4 med skillnaden för K5 att inloppet är nertill och dess utlopp upptill vid filtrets högsta punkt.

Under avrinningstillfällen gjordes mätningarna endast i form av stickprov på inkommande vatten samt filtersandens vatten i P1-P4. Efter avrinningstillfällen gjordes mätningarna på det inkommande vattnet, vattnet i samtliga filtermaterial P1-P3, enbart i P4 för K1 samt på provtagningskärlens vatten från samlingsproverna.

Innan ett vattenprov togs, sköljdes vattenprovbehållaren 3 gånger med destillerat vatten och sedan 3 gånger med provvattnet för att sedan fyllas med provvattnet. Turbiditetsmätarens vattenprovbehållare sköljdes med destillerat vatten och torkades av tills renhet, därefter skakades provbehållaren om innan den placerades i mätaren för att uppnå en så homogen vätska som möjligt. Elektriska konduktivitets- och pH-mätarens sensorer sköljdes av med destillerat vatten innan varje ny mätning, skakades av, fördes ner i respektive behållaren med provvattnet och rördes om i vattnet för att säkerställa god kontakt och homogenitet av vattnet. I Figur 4 går det att se bild på de olika komponenterna som användes. Bild 1 visar pH- och elektriska konduktivitet-mätinstrumentet HQ 40d från HACH, bild 2 anteckningsboken, bild 3 turbiditets-mätinstrumentet TURB 430 IR från WTW och bild 4 arbetsytan, sprutflaska med destillerat vatten, slaskhink, provvattenbehållare och dunk med destillerat vatten.



Figur 4: Bild över de olika mätinstrumenten, anteckningsbok, arbetsyta och behållare.

4.6 Insamling av vattenprover

För analysen av vattnet lämnades vattenproverna till det certifierade laboratoriet ALS, Scandinavia i Täby. Vattenproverna samlades in från UK, kolonnerna och samtliga provtagningskärls samlingsprover. Dessa prover samlades in under avrinningstillfällen för K1 och efter dem för samtliga kolonner. Samlingsproverna togs först efter dunkarna blivit rimligt fyllda vilket var ibland efter ett avrinningstillfälle men ibland först efter ett antal tillfällen. Proverna som togs var: två 60 ml PET-flaskor för mätning av total respektive löst metallkoncentration, två 100 ml PET-flaskor för mätning av totalt organiskt kol (TOC) och upplöst organiskt kol (DOC), en 1000 ml PET-flaska för analys av suspenderat material, samt en 1000 ml-glasflaska för analys av oljeinnehåll (Figur 5).



Figur 5: På bilden ser man de olika vattenprovbehållarna. Från vänster till höger kan man se: 1000 ml glasflaska, 1000 ml PET-flaska, 500 ml PET-flaska, 500 ml PET-flaska, 100 ml PET-flaska och 60 ml PET-flaska.

4.7 Analys av ALS

Analys av turbiditet samt suspenderade ämnen genomfördes enligt SS EN ISO 7027-1:2016 utg. 1 respektive SS-EN 872:2005 utg. 2. Analys av pH utfördes enligt SS-EN ISO 10523:2012, utg. 1, denna analys var tidskänslig och med ett ackrediteringsområde mellan pH 3-11. Bestämning av elektriska konduktiviteten gjordes enligt SS-EN 27888 vilket korrigerades till 25 °C. Analysen av klorid utfördes med jonkromatografi enligt metod CSN EN ISO 10304-1 och CSN EN 16192, där en del av metoden inkluderade filtrering av grumliga prover. Analys av TOC

och DOC utfördes med IR detektion respektive IT detektion enligt en metod baserad på CSN EN 1484, CSN EN 16192 och SM 5310.

Analys av kvicksilver utfördes med AFS enligt SS-EN ISO 17852:2008. Ena provet gjordes utan uppslutning vilket surgjordes med 1 ml HNO₃ (suprapur) per 100 ml före analys. Det andra provet gjordes efter uppslutning av prov enligt W-PV-AC. W-PV-AC är en beredningsmetod vilket innefattar upplösning i salpetersyra i autoklav enligt SS 28150:1993 (SE-SOP-0400). Analys av metaller i förorenat vatten utfördes med: ICP-SFMS enligt SS-EN ISO 17294-2:2016 och US EPA Metod 200.8:1994; ICP-AES enligt SS-EN ISO 11885:2009 och US EPA metod 200.7:1994. För båda metoderna gjordes analyserna på två sätt: utan uppslutning där provet surgjordes med 1 ml HNO₃ (suprapur) per 100 ml före analys för att få den lösta halten och efter uppslutning av provet enligt W-PV-AC för att få den totala halten. Filtrering utfördes med 0,45 µm filter enligt SE-SOP-0259 samt SS-EN ISO 5667-3:2018.

4.8 Urval av metaller

Analys av vattenproven inskickade till ALS gav halter för 19 element (Al, As, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Pb, V, Zn) både i löst och total koncentration. Av dessa 19 element kommer denna rapport fokusera på metallerna Al, As, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Mn, Pb, Zn. Dessa metaller valdes baserat på riktvärdena från Järfälla, Linköping och Göteborg kommun, de förslagna riktvärdena från Stockholms län samt de metallerna som Hamberg (2022) valt att analysera för att enklare kunna jämföra data sinsemellan då både Hambergs och denna rapport är del av ett större projekt. Kviksilver (Hg) valdes att utelämnas då inkommande vatten och utgående metallkoncentration från samtliga filter för alla provtagningar låg under analysinstrumentets detektionsgräns.

4.9 Beräkningar

All rådata som samlades in antecknades och därefter fördes in i Microsoft Excel samt bearbetades i programmet. Följande delar beskriver vilka ekvationer som användes för att bearbeta rådata.

4.9.1 Suspenderat Material & Turbiditet

Då mätinstrumentet Cerlic som användes för den automatiska datainsamlingen mätte turbiditet och inte mängden suspenderat material i det inkommande vattnet togs Ekvation (1) fram för att uppskatta mängden suspenderat material. Ekvation (2) togs också fram för det manuella mätinstrumentet WTW för att även kunna konvertera dess turbiditet till suspenderat material.

$$TSS_{Cerlic} = T_{Cerlic} \cdot 0,1567 \quad (1)$$

$$TSS_{WTW} = T_{WTW} \cdot 0,6913 \quad (2)$$

TSS_{Cerlic} – Suspenderat material [mg/l]

TSS_{WTW} - Suspenderat material [mg/l]

T_{Cerlic} – Turbiditet [FNU]

T_{WTW} – Turbiditet [FNU]

Ekvation (1) och (2) togs fram med vattenprover vars turbiditet och suspenderat materialhalter var kända. Vattenproverna analyserades av ALS vilket bestämde mängd suspenderat material. Vattenprovernas suspenderade materialhalter plottades sedan mot respektive turbiditet i Microsoft Excel varpå linjär regression användes. Trendlinjerna låstes till att skära genom origo då det antogs att helt rent vatten kommer ha värdet 0 i turbiditet och suspenderat material. Med hjälp av Excels inbyggda funktion genererades ekvationerna. Slutligen för att avgöra tillförlitligheten av dessa sammanband användes även Excels R^2 funktion vilket gav ett värde på 0,977 för Cerlic och 0,934 för WTW. Där en perfekt korrelation skulle ge ett värde på 1 eller -1 och ingen korrelation skulle ge ett värde på 0.

4.9.2 Massa

För beräkning av inkommande och utgående fasta massa användes Ekvationerna (3) och (4).

$$m_{IN} = TSS_{Cerlic} \cdot V \quad (3)$$

$$m_{UT} = TSS_{WTW} \cdot V \quad (4)$$

m_{IN} – Inkommande massa före filter [mg]

m_{UT} – Utgående massa efter filter [mg]

TSS_{Cerlic} – Suspenderat material [mg/l]

TSS_{WTW} - Suspenderat material [mg/l]

V – Volym vatten [l]

4.9.3 Volym

För att bestämma volymen för ett givet tillfälle eller önskad period användes Ekvationerna (5), (6) och (7)

$$\Delta t = t_{\alpha} - t_{\alpha-1} \quad (5)$$

$$V_{\alpha} = Q_{\alpha-1} \cdot \Delta t \quad (6)$$

$$V_{\alpha \text{ ack.}} = \sum V_{\alpha} \quad (7)$$

Δt – Tidsdifferensen mellan två loggade data [h]

$Q_{\alpha-1}$ – Flödet vid tiden $t_{\alpha-1}$ [l/h]

V_{α} – Volymen som pumpats till filtret över Δt [l]

$V_{\alpha \text{ ack.}}$ – Den ackumulerade volymen över vald tidsperiod [l]

Vid den automatiska loggningen av flödet fick även denna en tidsstämpel. Loggningen skedde relativt ofta, med en frekvens varierande mellan minuter och timmar. För att kunna använda tidsdifferensen med det registrerade flödet användes Excels MINUTE- & SECOND-funktion för att extrahera data från en tidsstämpel till ett värde som även konverterades till timmar.

4.9.4 Porvolym

För att beräkna antalet porvolym som passerat filtren vid en given tid användes Ekvation (8) och för en tidsperiod användes Ekvation (9), respektive porositet kan ses i Tabell 4. Där porvolymen av ett material är den fria volymen som finns hos materialet

$$V_P = \frac{Q_{\alpha-1} \cdot \Delta t}{V_F \cdot 1000 \cdot n} \quad (8)$$

$$V_{P \text{ ack.}} = \sum V_P \quad (9)$$

V_P - Porvolym som passerat [l/l]

$V_{P \text{ ack.}}$ – Ackumulerade porvolym över valt tidsintervall [l/l]

$Q_{\alpha-1}$ – Flödet vid tiden $t_{\alpha-1}$ [l/h]

Δt - Tiden mellan provtagningar [h]

V_F - Filtermaterialets volym [m³]

n – Filtrets effektiva porositet

Tabell 4: Tabellen visar vilket filtermaterial som finns i respektive kolonn samt dess porositet.

Kolonn	K1	K2	K3	K4	K5
Filtermaterial	Filtersand	Petrit TS	Polonite	D-Rainclean	Filtralite P
Porositet [%]	33	38	38	38	35

4.9.5 Ytbelastning

Med hjälp av det genomsnittliga flödet och den kända arean av filtret bestämdes ytbelastningen med Ekvation (10).

$$YB = \frac{Q_m}{A \cdot 1000} \quad (10)$$

YB – Ytbelastning [m/h]

Q_m – Medelvärde av flödet under provtagningsperioden [l/h]

A – Area [m²]

4.9.6 Uppehållstid

För att beräkna filtermaterialens teoretiska (nominella) uppehållstid, det vill säga den tid det tar för vattnet att ta sig igenom respektive filter användes Ekvation (11).

$$t_U = \frac{V_F \cdot 1000 \cdot n}{Q_m} \quad (11)$$

t_U - Uppehållstid [h]

V_F - Filtermaterialens volym [m³]

n - Filtrets effektiva porositet

Q_m - Flödet under provtagningsperioden [l/h]

4.9.7 Metallavskiljningseffektivitet

För att beräkna metallavskiljningseffektiviteten aggregerades först ett flertal datapunkter av metallkoncentrationerna enligt Ekvation (12). Därefter användes Ekvation (13) för att beräkna metallavskiljningseffektiviteten. På ett motsvarande sätt gjordes beräkningarna för massavskiljningseffektiviteten.

$$\overline{C_X} = \frac{\sum C_{X,i} \cdot V_i}{\sum V_i} \quad (12)$$

$$E_{\%} = \left(1 - \frac{\overline{C_{UT,I}}}{\overline{C_{IN}}}\right) \cdot 100 \quad (13)$$

$\overline{C_X}$ – Aggregerad metallkoncentration av element X [µg/l]

$C_{X,i}$ – Metallkoncentration av element X vid tillfälle i = 1,2,3...n [µg/l]

V_i – Volym vatten vid tillfälle i = 1,2,3...n [l]

$\overline{C_{UT,I}}$ – Aggregerad metallkoncentration av element X för utgående vatten [µg/l]

$\overline{C_{IN}}$ – Aggregerad metallkoncentration av element X för inkommande vatten [µg/l]

$E_{\%}$ – Procentuell andel metall som har tagits bort [%]

Vid hantering av metallavskiljningen förekom det att vattnet efter filtren var renade till en sådan grad att metallhalterna låg under mätinstrumentens detektionsgräns. Vid dessa fall behandlades data på ett konservativt sätt vilket innebär att dess värde sattes till den lägsta nivån mätinstrumenten kunde detektera (Tabell 5).

Tabell 5: Redovisar detektionsgränsen för prover tagna under och efter regn för respektive metall vars koncentration låg under detektionsgränsen. Under rubriken "Under regn" kan en asterisk (*) observeras för ett antal metaller då dessa inte hade värden under detektionsgränsen.

Under regn		Efter regn	
Metall och enhet	Detektionsgräns	Metall och enhet	Detektionsgräns
Al [µg/l] [Löst]	*	Al [µg/l] [Löst]	2,00
As [µg/l] [Total]	0,50	As [µg/l] [Total]	0,50
As [µg/l] [Löst]	0,50	As [µg/l] [Löst]	0,50
Cd [µg/l] [Total]	0,05	Cd [µg/l] [Total]	0,05
Cd [µg/l] [Löst]	0,05	Cd [µg/l] [Löst]	0,05
Co [µg/l] [Total]	0,20	Co [µg/l] [Total]	0,20
Co [µg/l] [Löst]	*	Co [µg/l] [Löst]	0,05
Cr [µg/l] [Total]	0,90	Cr [µg/l] [Total]	0,90
Cr [µg/l] [Löst]	0,50	Cr [µg/l] [Löst]	0,50
Cu [µg/l] [Total]	1,00	Cu [µg/l] [Total]	1,00
Cu [µg/l] [Löst]	*	Cu [µg/l] [Löst]	1,00
Fe [mg/l] [Total]	*	Fe [mg/l] [Total]	0,01
Fe [mg/l] [Löst]	*	Fe [mg/l] [Löst]	0,004
Hg [µg/l] [Total]	0,02	Hg [µg/l] [Total]	0,02
Hg [µg/l] [Löst]	0,02	Hg [µg/l] [Löst]	0,02
Mg [mg/l] [Total]	0,20	Mg [mg/l] [Total]	0,20
Mg [mg/l] [Löst]	*	Mg [mg/l] [Löst]	0,09
Mn [µg/l] [Total]	*	Mn [µg/l] [Total]	0,90
Mn [µg/l] [Löst]	*	Mn [µg/l] [Löst]	0,20
Ni [µg/l] [Total]	0,60	Ni [µg/l] [Total]	0,60
Ni [µg/l] [Löst]	*	Ni [µg/l] [Löst]	0,50
Pb [µg/l] [Total]	0,50	Pb [µg/l] [Total]	0,50
Pb [µg/l] [Löst]	0,20	Pb [µg/l] [Löst]	0,20
Zn [µg/l] [Total]	4,00	Zn [µg/l] [Total]	4,00
Zn [µg/l] [Löst]	2,00	Zn [µg/l] [Löst]	2,00

4.9.8 Metallkoncentration & Turbiditet

För att para ihop vattenproverna tagna under avrinningstillfällen med likvärdigt inkommande vatten behövdes det i stället avgöras om det fanns någon korrelation mellan metallkoncentration och turbiditet. Detta gjordes med linjär regressionsanalys i Microsoft Excel. Koncentrationen av metallerna av intresse plottades sedan mot respektive turbiditet. Det ska dock nämnas att Fe och Mg exkluderades ur analysen då dessa kom i koncentrationer om mg/l och resterande µg/l vilket ansågs att ha för stor chans att förvränga resultatet. Trendlinjerna och dess ekvation beräknades, se Ekvation (14). I detta fall valdes det att linjen inte skulle låsas till att skära origo då vissa element inte detekteras av turbiditetsmätaren som TSS är baserad på.

$$\sum C_{Metall} = 52,094 \cdot TSS_{Cerlic} - 286,3 \quad (14)$$

C_{Metall} – Utvalda metallkoncentration av intresse [$\mu\text{g/l}$]

TSS_{Cerlic} – Suspenderat material [mg/l]

För att slutligen avgöra tillförlitligheten av sambandet användes även Excels R^2 funktion vilket gav ett värde på 0,9126.

4.9.9 Hantering av extremvärde

Om data innehöll extremvärden som skiljde sig från den stora massan studerades denna data noggrant för att försöka finna en rimlig förklaring. Om ingen förklaring kunde påvisas antogs det vara en avvikande datapunkt, s k uteliggare, vilket skulle kunnat bero på till exempel ett kontaminerat prov. För att undvika att beräkningarna skulle förvrängas valdes det att utesluta sådana värden.

5 Resultat & Diskussion

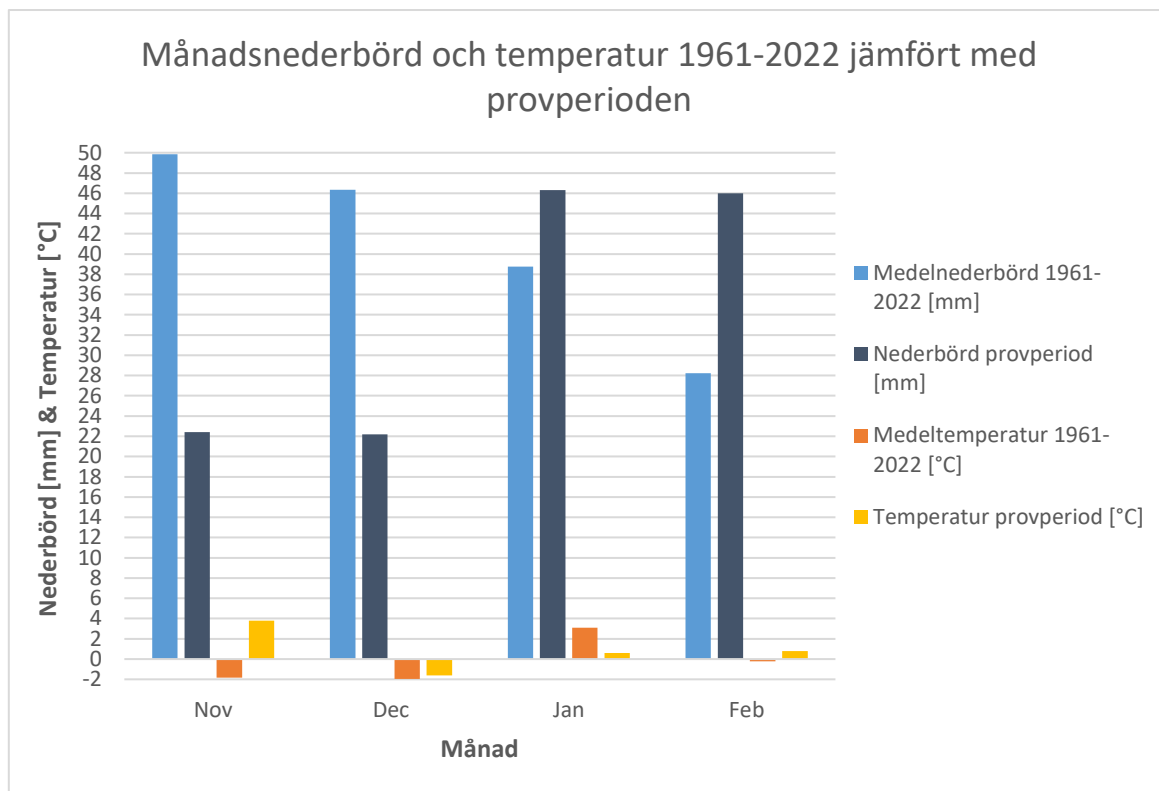
Följande kapitel är uppdelad i tre delar där den första delen (5.1) ger en översikt av vädret under provperioden. Den andra delen (5.2) kommer hantera proverna som togs efter avrinningstillfällena och den sista delen (5.3) kommer behandla proverna tagna under avrinningstillfällena.

5.1 Nederbörd- och temperaturöversikt

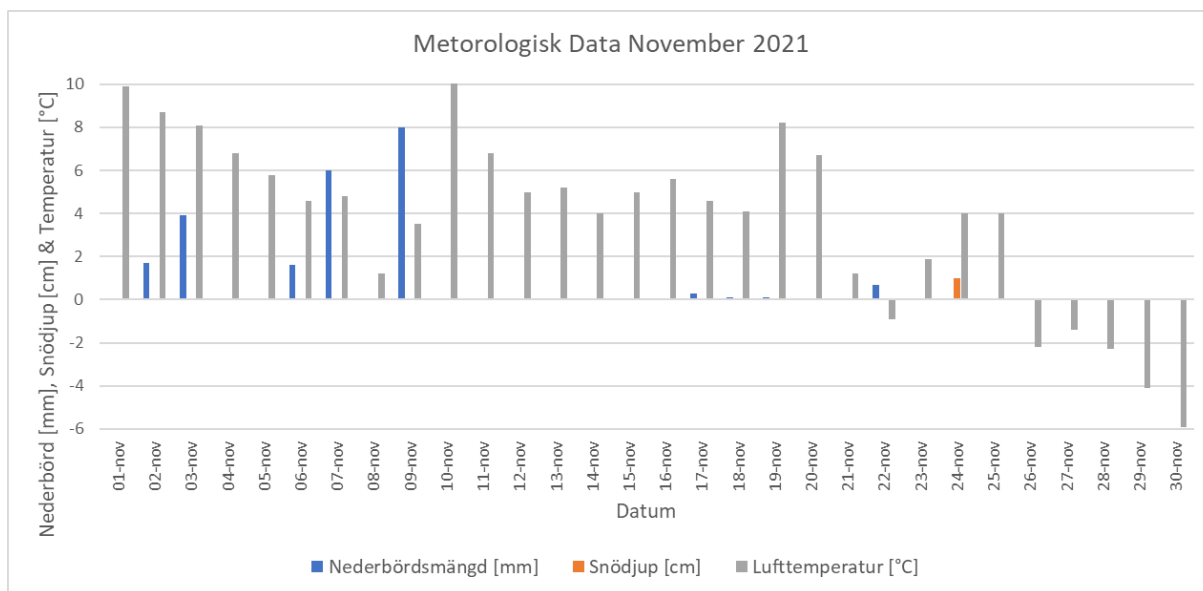
Provperioden vid Fredhällsmagasinet startade under november 2021 och avslutades under februari 2022. Under denna tid förekom det varierad väderlek med torra, regniga, snöiga, varma såväl som kalla perioder, se Figurerna 7-10. Under november och december månad var den totala nederbörden långt under den genomsnittliga nederbörden medan januari såg en något högre nederbörd och februari en ganska kraftig ökad nederbörd jämfört med den genomsnittliga nederbörden (Figur 6). Det första provtillfället där data loggades och samlingsprover togs inträffade den 5 november vilket har benämningen "Event 1" varpå det sista provtillfället inträffade den 28 juni 2022 vilket har benämningen "Event 13". Under provperioden togs det vid fyra tillfällen stickprov och mätningar under avrinningstillfällena till skillnad från de resterande 13 vars samlingsprover samt mätningar togs efter avrinningstillfällena. De fyra evenen som skedde under avrinningstillfällena fick benämningen "Event_nummer_R". Totalt samlades data och prover vid 17 tillfällen.

5.2 Samlingsprov – provtagning efter avrinning

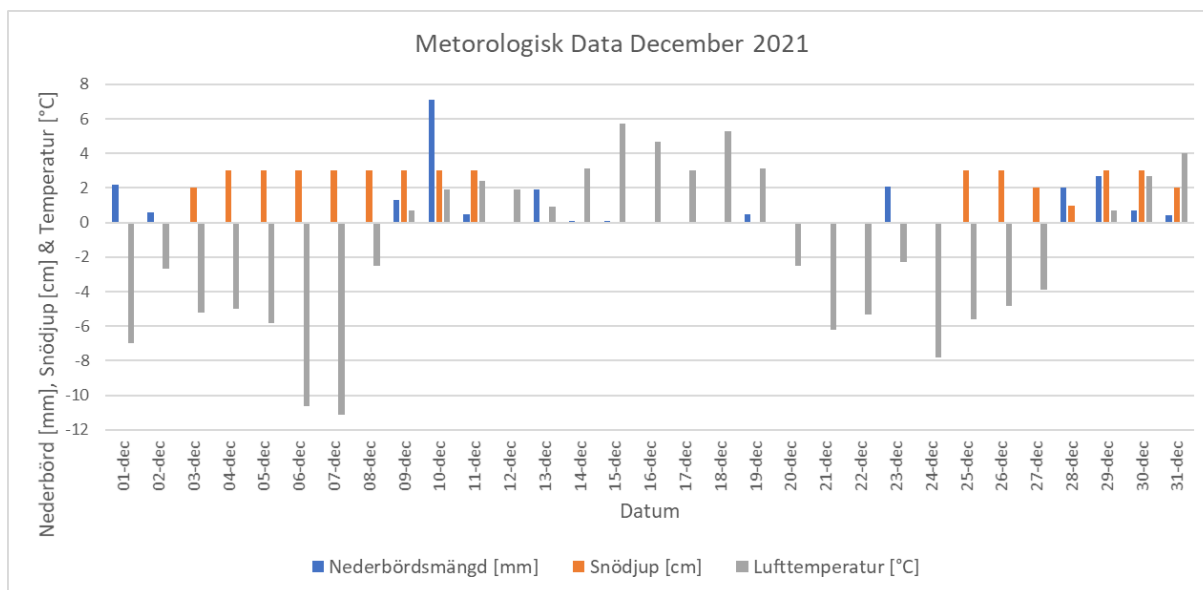
Detta delkapitel kommer hantera data som erhållits från vattenproverna som tagits efter avrinning. Då detta arbete bygger vidare på Hambergs arbete (2022) kan det vara viktigt att påpeka att graferna över avskiljning för respektive filter vars x-axel redovisar antalet porvolymmer som passerat inte startar på 0. Detta är på grund av att det är samma pilotanläggning och filter som Hamberg studerat. I Tabell 6 kan man tydligt se för vilket datum och event hur många porvolymmer totalt som passerat respektive filter.



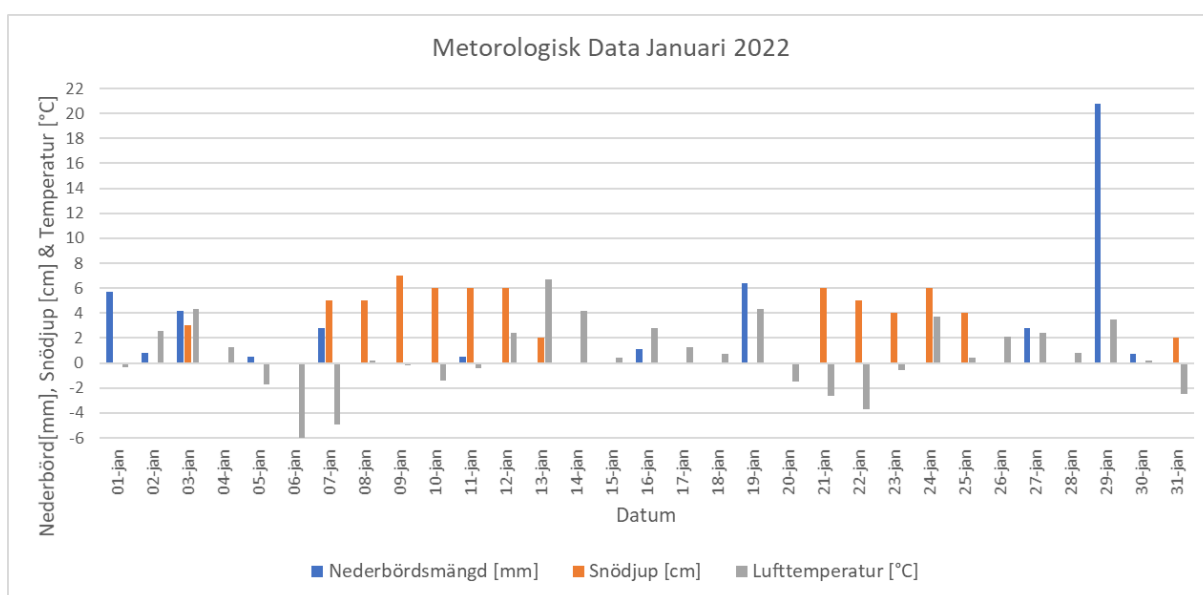
Figur 6: Månadsnederbörd och medeltemperatur för provperioden nov-2021, dec-2021, jan-2022 och feb-2022 jämfört med den genomsnittliga nederbörden och medeltemperaturen för respektive månader baserat på data för åren 1961 till och med 2022. Denna data är från SMHI vilket har samlats in i Stockholm vid Observatorielunden (SMHI, n.d)



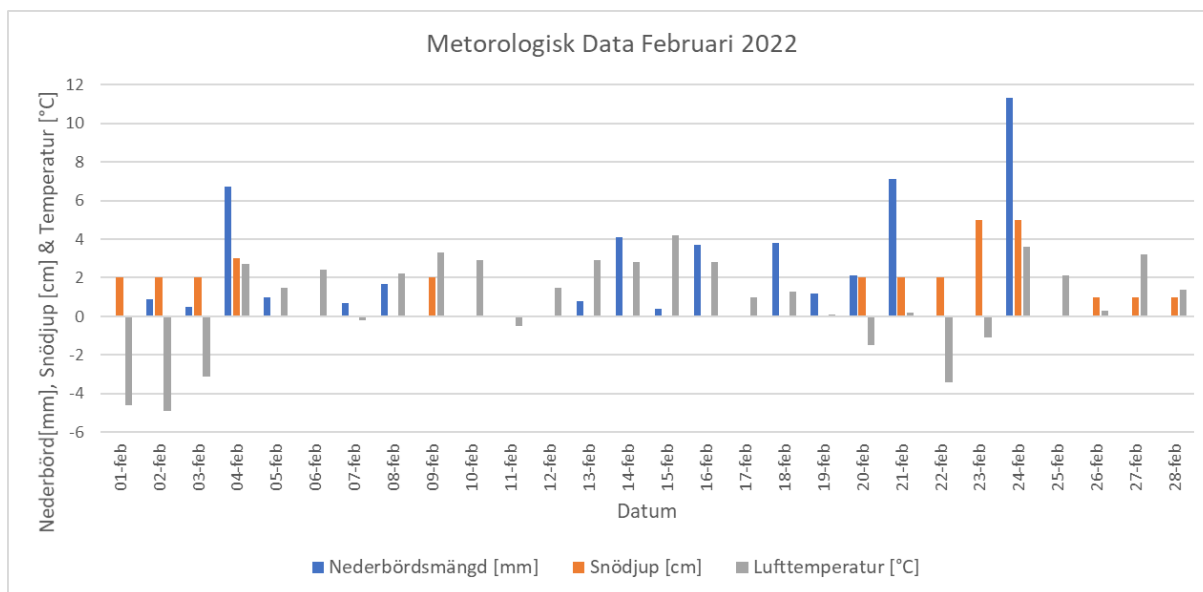
Figur 7: Nederbörd [mm], snödjup [cm] och lufttemperatur [°C] som varade under november 2021. Grafen är framtagen med data från SMHI vilket samlats in från väderstationen Observatorielunden, Stockholm vilket är den närmast belägna stationen till Fredhällsmagasinet.



Figur 8: Nederbörd [mm], snödjup [cm] och lufttemperatur [°C] som varade under december 2021. Grafen är framtagen med data från SMHI vilket samlats in från väderstationen Observatorielunden, Stockholm vilket är den närmast belägna stationen till Fredhällsmagasinet.



Figur 9: Nederbörd [mm], snödjup [cm] och lufttemperatur [°C] som varade under januari 2022. Grafen är framtagen med data från SMHI vilket samlats in från väderstationen Observatorielunden, Stockholm vilket är den närmast belägna stationen till Fredhällsmagasinet.



Figur 10: Nederbörd [mm], snödjup [cm] och lufttemperatur [°C] som varade under februari 2022. Grafen är framtagen med data från SMHI vilket samlats in från väderstationen Observatorielunden, Stockholm vilket är den närmast belägna stationen till Fredhällsmagasinet.

Tabell 6: Visar för K1-K5 den totala porvolymen som totalt passerat fram till respektive event och datum då proverna hämtades.

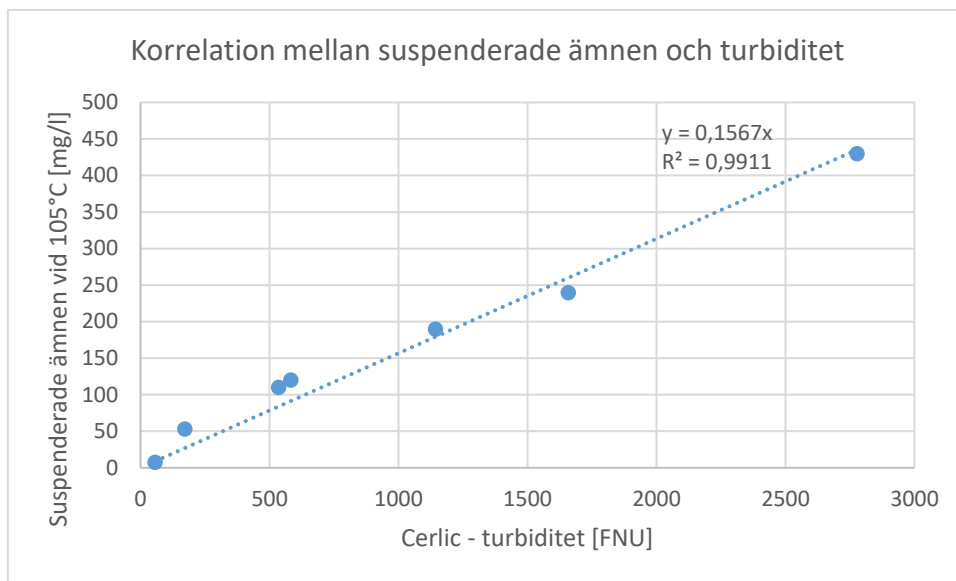
Datum	Event	K1 Porvolym [l/l]	K2 Porvolym [l/l]	K3 Porvolym [l/l]	K4 Porvolym [l/l]	K5 Porvolym [l/l]
2021-11-05	1	83,01	82,62	77,61	288,18	82,07
2021-11-09	2	91,17	90,78	85,77	311,29	90,18
2021-12-13	3	95,69	95,28	90,29	326,87	94,64
2021-12-17	4	96,95	96,54	91,55	331,32	95,89
2021-12-30	5	100,08	99,65	94,66	341,59	98,98
2022-01-03	6	104,95	104,51	99,52	358,38	103,79
2022-01-13	7	108,92	108,47	103,48	372,56	107,71
2022-02-01	8	123,98	123,49	118,50	415,09	122,67
2022-02-06	9	128,59	128,08	123,09	428,06	127,24
2022-02-15	10	132,42	131,90	126,91	442,88	131,01
2022-02-20	11	138,61	138,07	133,08	462,06	137,14
2022-02-23	12	148,36	147,81	142,83	502,15	146,82
2022-02-28	13	154,85	154,28	149,30	505,16	153,26

5.2.1 UK - inkommande vatten

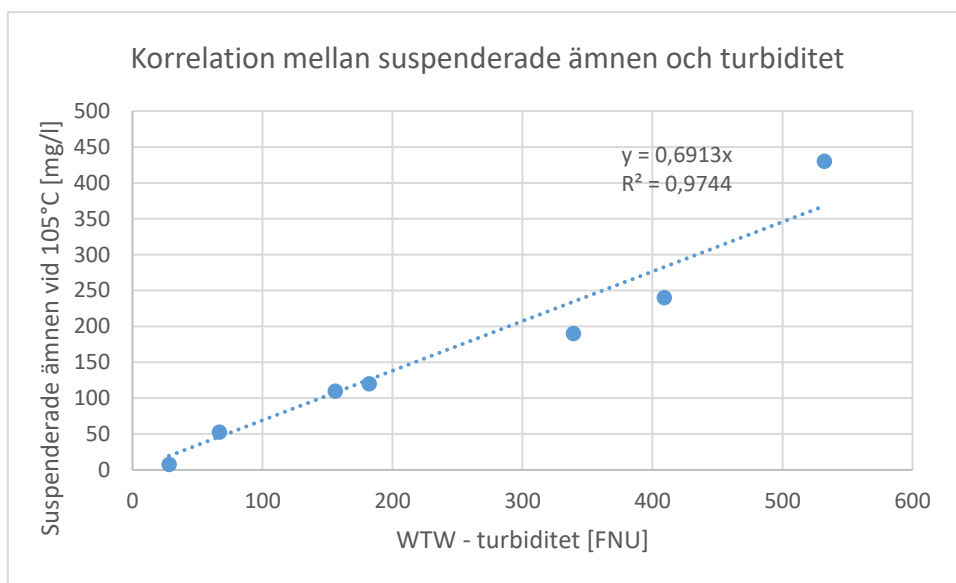
Den inkommande vattenkvaliteten till UK under provperioden visade sig ha stor variation i både turbiditet och elektrisk konduktivitet, vilket kan ses i Tabell 7. Ur tabellen går det även att observera en stor skillnad mellan mätinstrumentens data. Detta fel har diskuterats och det har framkommit att felet ligger hos anläggningens mätverktyg men de ger fortfarande det relativa förhållandet hos förändringen av turbiditeten och elektriska konduktiviteten. Elektriska konduktiviteten från anläggningen är ca 10 gånger så låg som den uppmätta med verktyget från WTW vilket skulle bero på att anläggningen, till skillnad från vad dokumentationen säger, egentligen mäter i mS/dm. Vidare kan man se att elektriska konduktiviteten gick snabbt upp den 13 december 2021 vilket stämmer överens med när det började bli kallt och vägarna började saltas (Figur 8-10). Gällandes turbiditeten användes linjär regressionsanalys mot data från ALS som bestämt halten TSS av vattnet från anläggningen för att få fram sambandet mellan TSS och med den automatiskt respektive manuellt insamlade turbiditets- data (Figur 11-12). I figurerna kan en god korrelation för mätverktygen från Cerlic och WTW ses där R^2 -värdena nådde 0,977 respektive 0,9336.

*Tabell 7: Vattenkvaliteten på UK samlingsprover i form av turbiditet och konduktivitet för respektive event och provhämtningsdatum. Avsaknad av data indikeras med -, * analys av ALS och röd färg indikerar på antagligen högre elektrisk konduktivitet-värden vid delar av nederbörden då det automatiska mätinstrumentet slutade registrera värden strax innan 100 mS/m vid delar av de evenen.*

Event	Datum	WTW turb. [FNU]	Cerlic turb. [FNU]	HACH kond. [mS/m]	Cerlic kond. [mS/m]
1	2021-11-05	146*	363	-	9,26
2	2021-11-09	162	907	66,3	7,08
3	2021-12-13	493	2608	688	69,8
4	2021-12-17	284	992	381	35,9
5	2021-12-30	264	719	937	45,89
6	2022-01-03	-	1172	1480*	8,81
7	2022-01-13	515	1744	1172	47,45
8	2022-02-01	-	1552	-	64,32
9	2022-02-06	399	1650	511	51,26
10	2022-02-15	56	213	547	52,82
11	2022-02-20	222	589	676	63,59
12	2022-02-23	645*	1899	846*	67,22
13	2022-02-28	316	1157	744	65,4



Figur 11: Förhållandet mellan turbiditet och mängden suspenderat material med hjälp av linjär regressionsanalys. Turbiditetsdata är baserad på mätinstrumentet Cerlic medan ALS bestämde mängden suspenderade ämnen.

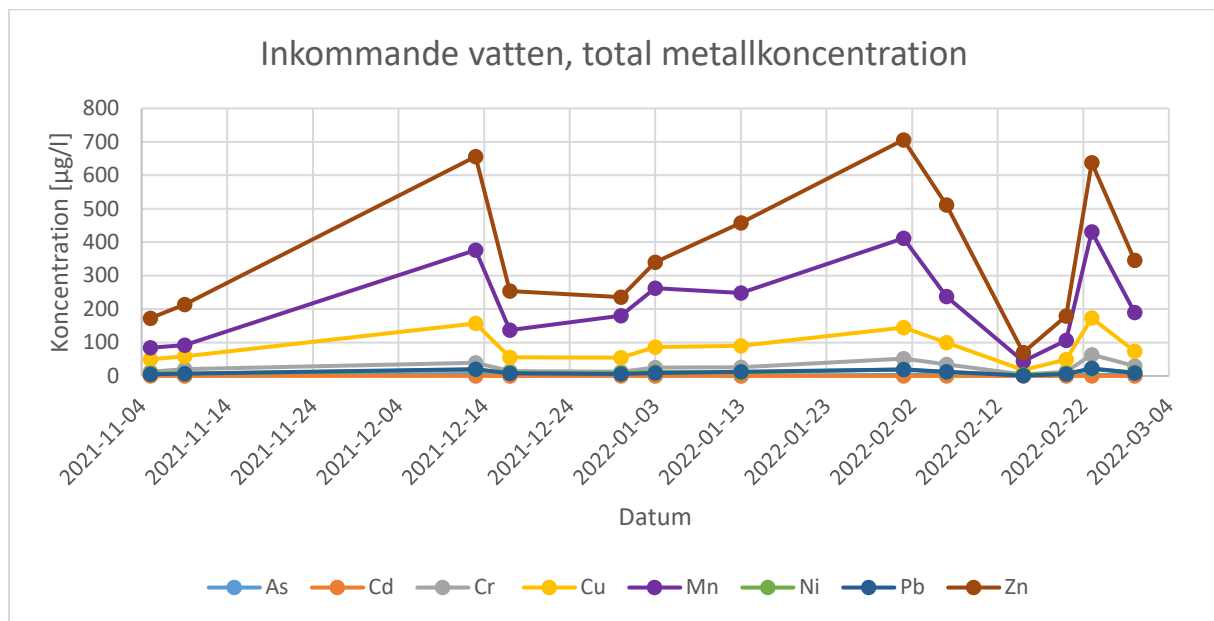


Figur 12: Förhållandet mellan turbiditet och mängden suspenderat material med hjälp av linjär regressionsanalys. Turbiditetsdata är baserad på mätinstrumentet WTW medan ALS bestämde mängden suspenderade ämnen.

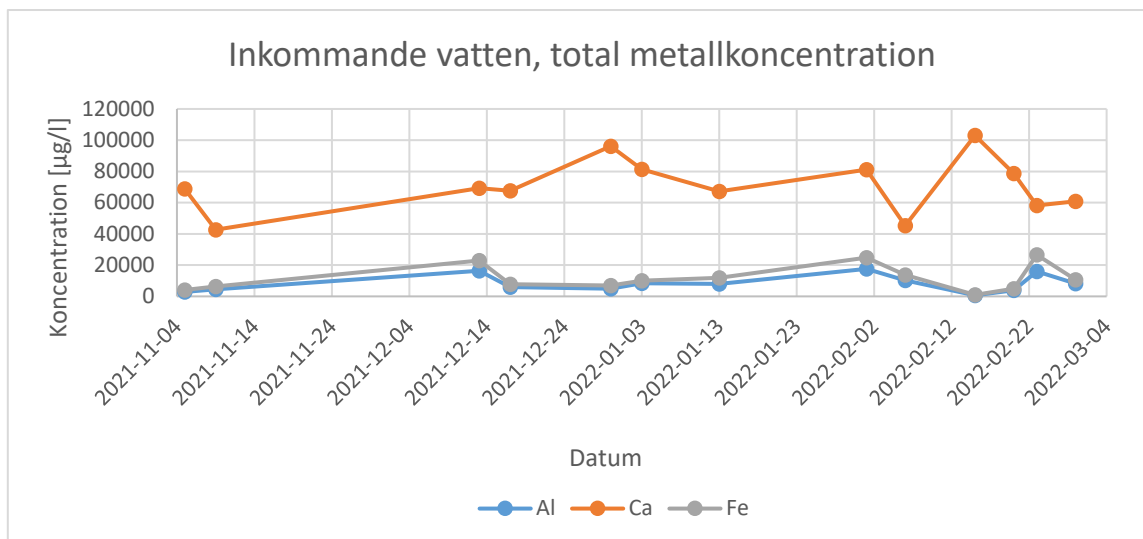
Den totala metallkoncentrationerna kan ses i Figur 13 och Figur 14. Vid första anblick kan det se ut som att det enbart är Ca, Mn och Zn som fluktuerar starkt under provperioden. Men vid närmare undersökning av det inkommande vattnets metallkoncentrationer grafiskt var för sig och med hjälp av standardavvikelsen i Tabell 8, framgår det att alla mer eller mindre har en märkbar fluktuation, se Bilaga A. Därtill kunde det observeras att Al, Ni, Mn, Cr, Cu, Fe, Zn och

Pb hade väldigt snarlika kurvor. Då tillgången till avrinningsområdet är huvudsakligen begränsad till fordonstrafik kan man tänka sig att metallerna huvudsakligen kommer från samma primärkällor. As, Ca och Cd hade däremot inte samma likhet som de andra ämnena.

I Tabell 8 kan man observera att metallkoncentrationer för löst Pb låg under ALS detektionsgräns då standardavvikelsen är 0. Utöver det lösta blyet kan man också se i tabellen att total As, Cd, Ni och Pb samt löst As, Cd, Cr, Fe och Ni har antingen minimumvärden som antar detektionsgränsen eller värden relativt nära. Värdena som antar detektionsgränsen har som tidigare nämnts valts att behandlas på ett konservativt sätt. Nackdelen med detta är att reningen av respektive filter för vissa metaller kan se ut att vara mindre än vad den egentligen är. De metaller som finns risk att underskattas extra mycket är just de som nämnts.



Figur 13: Den totala koncentrationen av 7 metaller samt halvmetallen arsenik (As) för vattnet från UK i relation med provhämtningsdatumet.



Figur 14: Den totala metallkoncentrationen (Al och Fe) samt kalcium (Ca) för vattnet från UK i relation med provhämtningsdatumet.

Tabell 8: Aggregerad data över metallkoncentrationer, arsenik och kalcium, baserad på samlingsproverna från UK samt ALS mätinstruments detektionsgräns.

Metall och enhet	Detektions-gräns	Aggregerad Koncentration	Standard-avvikelse	Max	Min
Al [µg/l] [Total]	10,00	10261,18	5404,88	17600,00	695,00
Al [µg/l] [Löst]	2,00	44,11	11,30	62,00	23,70
As [µg/l] [Total]	0,50	2,59	1,20	5,70	1,14
As [µg/l] [Löst]	0,50	1,25	1,37	4,68	0,50
Ca [mg/l] [Total]	0,20	69,79	17,54	103,00	42,70
Ca [mg/l] [Löst]	0,20	64,23	15,98	94,30	44,10
Cd [µg/l] [Total]	0,05	0,18	0,08	0,30	0,06
Cd [µg/l] [Löst]	0,05	0,08	0,04	0,15	0,05
Cr [µg/l] [Total]	0,90	34,06	17,15	63,80	4,45
Cr [µg/l] [Löst]	0,50	4,92	2,99	12,00	0,87
Cu [µg/l] [Total]	1,00	102,28	46,85	173,00	17,90
Cu [µg/l] [Löst]	1,00	19,54	6,76	38,40	13,20
Fe [mg/l] [Total]	0,01	14,83	8,23	26,60	0,98
Fe [mg/l] [Löst]	0,004	0,02	0,01	0,05	0,01
Mn [µg/l] [Total]	0,90	260,85	127,97	431,00	43,80
Mn [µg/l] [Löst]	0,20	65,98	34,96	122,00	15,30
Ni [µg/l] [Total]	0,60	13,14	5,23	20,40	3,42
Ni [µg/l] [Löst]	0,50	3,95	1,32	6,05	2,05
Pb [µg/l] [Total]	0,50	12,97	6,56	22,70	1,05
Pb [µg/l] [Löst]	0,20	0,20	0,00	0,20	0,20
Zn [µg/l] [Total]	4,00	438,11	207,55	706,00	70,10
Zn [µg/l] [Löst]	2,00	64,92	18,96	92,20	38,80

Som tidigare nämnts bygger detta arbete vidare på Hambergs (2022) arbete som utfördes vid samma anläggning och filter från 17 maj till och med 5 augusti. I Tabell 9 har Hambergs resultat för den avskiljningseffektiviteten sammanställts.

Tabell 9: Hambergs genomsnittliga resultat för elementkoncentrationen av det inkommande vattnet samt K1-K5 elementavskiljning (%) baserat på de ofiltrerade vattenproverna (totala koncentrationerna).

	UK [µg/l]	K1 [%]	K2 [%]	K3 [%]	K4 [%]	K5 [%]
Al	2422	97	80	-152	98	95
As	1,77	72	88	56	-73	-36
Ca	67,83	14	-1100	-204	11	67
Cr	13,63	87	53	-471	36	86
Cu	60,61	34	99	88	79	85
Fe	3929,67	98	100	100	98	99
Mn	68,31	-271	97	100	92	98
Ni	6,85	4	89	78	25	-5
Pb	4,5	100	100	100	100	100
Zn	201,94	90	100	100	99	99

Vid jämförelse med Hambergs resultat framgick det att de totala elementkoncentrationerna hos det inkommande vattnet var högre för alla element under detta arbets provperiod (Tabell 8, Tabell 9). Detta är naturligt med tanke på att under vintertid används vinterdäck i Sverige vilket bidrar med en ytterligare källa till metallutsläpp och ökat slitage på vägar. Därtill används vägsalt vilket är skadligt för fordon då det är korroderande (Billberger, 2018). Det har även i en tidigare studie från 2007 undersökts hur metallkoncentrationerna av 10 metaller varierade hos vägdragvatten mellan sommaren och vintern. Även då visades det vara högre koncentrationer under vintern med undantag för Cd samt att As inte analyserades (Hallberg m fl, 2007).

5.2.2 K1 – Filtersand

Efter avslutad provperiod hade det passerat ca 155 porvolymer genom K1 och den nominella uppehållstiden var ca 4 timmar och 53 minuter (Tabell 10-11). Därtill nådde aldrig vattennivån i kolonnen någon signifikant nivå, den högst uppmätta ytnivån (dvs tryckfallet) var 10 cm och det genomsnittliga värdet var 4,9 cm. För att det skulle vara en betydelsefull ytnivå behövde den vara större än 10 cm. Vattnet som filtret mottog under provperioden innehöll ca 362 g massa vilket är baserat på anläggningens automatiska mätningar av turbiditet (Tabell 11). Sandfiltret lyckades uppnå en massavskiljning av ca 99 %. Det bör dock påpekas att denna procentuella avskiljning är en uppskattning då den är baserad på 9 av 13 nederbördstillfällen. För att vara konsekvent i mätning till mätning jämfördes enbart mätningar gjorda med samma mätverktyg, vilket i dessa fall var med turbiditetsmätaren WTW.

Tabell 10: Hydrologisk data för K1.

	Medelvärde	Standardavvikelse	Max
Uppehållstid [h]	04:53:35	05:54:25	12:26:56
Ytbelastning [(m³/h) / m²]	0,04	0,03	0,20
Ytnivå [cm]	4,90	3,34	10,00

Tabell 11: Mängd mottaget vatten i form av porvolym, mottagen massa och hur stor andel av den mottagna massan som avskilts efter K1.

	Total
Antal porvolym [st]	154,85
Mottagen massa [g]	361,83
Avskild massa [%]	98,93%
Avskild total metall [%]	77,40%
Avskild löst metall [%]	37,01%

Från Tabell 11 framgår det att filtersanden över lag gav en relativt god total rening av metallerna (77,40 %) men om man ser specifikt till de lösta metallerna är reningsgraden betydligt lägre (37,01 %). Dock är Mn inte inräknad då denna hade en betydande negativ påverkan på resultatet vilket gav en förvrängd bild av avskiljningen. Om Mn inkluderades blev resultaten för total och löst avskiljning 72,48% respektive 15,78 %. Även när man ser till metallerna var för sig går det att observera en snarlik uppdelning av reningen (Tabell 12). Detta är dock inte oväntat då filtersanden enbart bidrar med mekanisk rening vilket dikteras av dess porstorlek och kornstorlek.

I Tabell 12 kan man se att löst Pb har 0% avskiljning men detta är nog inte det verkliga fallet då även det inkommande vattnet hade alla mätvärden under detektionsgränsen. Sett till totalt Pb kan man observera en märkbar minskning av reningen vid event 10 vilket borde vara något högre då utgående Pb-koncentrationer låg alla under detektionsgränsen (Figur 15). Därtill kan man anta att As och Cd borde ha en något högre reningsgrad då en signifikant andel av eventvärdena låg under detektionsgränsen. Detta gäller även för Cr då även den hade en del värden under detektionsgränsen men en högre avskiljning kan ses i Tabell 12 då skillnaden mellan inkommande och utgående vatten var i allmänhet större än de mellan As och Cd.

Från Tabell 12 framgår det att filtersanden släppte en stor andel löst Mn samt en mindre mängd totalt och löst Ca till det utgående vattnet. Läckaget av Mn kunde även ses i Hambergs (2022) rapport men däremot förekom det inget Ca läckage. Skillnaden mellan dessa försök var att denna studie pågick under vintertid samt att en större mängd porvolym har totalt passerat filtret. Under vintertiden är det vanligt att använda vägsalt. Vägsalt i sig består av <97% natriumklorid och resterande del består av fukt och gips varav gips bland annat

innehåller Ca (Lundh, 2015; Billberger, 2018; Larsson, 2020). Om man ser till tabellerna i Bilaga B, bortsett från tabellen för K2, kan man se att Ca nivåerna är långt under Na nivåerna vilket stämmer relativt bra överens med förhållandet mellan salt och gips i vägsalt. Vägsaltet är däremot inte en förklaring till varför filtersanden släpper Ca till skillnad från under Hambergs försök. Detta beror eventuellt på att filtret körts en längre tid och filtret börjar släppa Ca som tidigare nämnts.

Tabell 12: Aggregerad data över elementkoncentrationer baserade på samlingsproverna från K1, ALS mätinstruments detektionsgräns och metallavskilningseffektivitetens procentuella rening i förhållande till det inkommande vattnet.

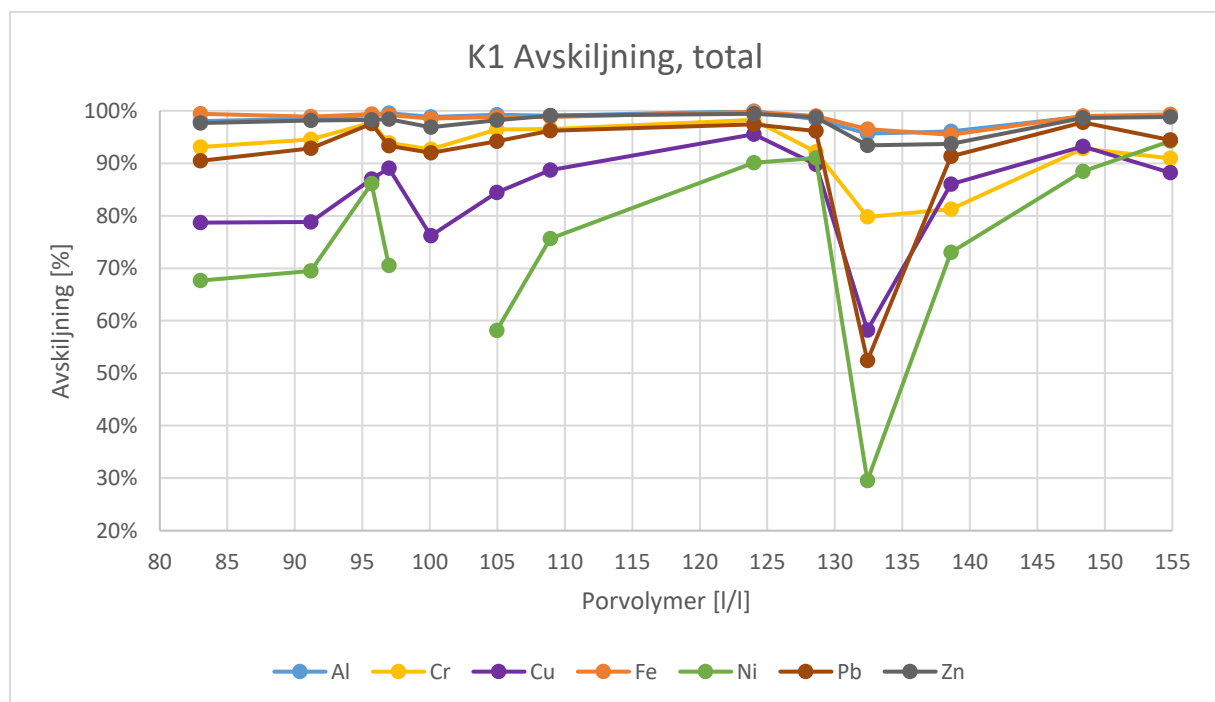
Metall och enhet	Detektions-gräns	Aggregerad Koncentration	Standard-avvikelse	Max	Min	Renat
Al [µg/l] [Total]	10,00	84,84	54,96	181,00	10,40	99,17%
Al [µg/l] [Löst]	2,00	6,71	2,94	13,20	3,06	84,78%
As [µg/l] [Total]	0,50	0,89	0,76	3,08	0,50	65,59%
As [µg/l] [Löst]	0,50	0,87	0,90	2,99	0,50	30,56%
Ca [mg/l] [Total]	0,20	77,93	27,76	118,00	36,90	-11,66%
Ca [mg/l] [Löst]	0,20	76,71	28,18	118,00	35,90	-19,43%
Cd [µg/l] [Total]	0,05	0,08	0,04	0,15	0,05	58,88%
Cd [µg/l] [Löst]	0,05	0,07	0,04	0,16	0,05	5,44%
Cr [µg/l] [Total]	0,90	1,79	1,16	4,59	0,90	94,73%
Cr [µg/l] [Löst]	0,50	1,36	1,10	4,00	0,50	72,40%
Cu [µg/l] [Total]	1,00	10,24	3,86	20,40	6,13	89,99%
Cu [µg/l] [Löst]	1,00	9,10	3,89	19,80	5,61	53,41%
Fe [mg/l] [Total]	0,01	0,12	0,07	0,26	0,02	99,22%
Fe [mg/l] [Löst]	0,004	0,02	0,01	0,04	0,004	-1,79%
Mn [µg/l] [Total]	0,90	200,11	190,43	628,00	61,20	23,29%
Mn [µg/l] [Löst]	0,20	195,63	192,80	608,00	2,50	-196,50%
Ni [µg/l] [Total]	0,60	2,19	1,07	5,02	0,60	83,33%
Ni [µg/l] [Löst]	0,50	2,03	0,99	3,46	0,50	48,47%
Pb [µg/l] [Total]	0,50	0,50	0,00	0,50	0,50	96,14%
Pb [µg/l] [Löst]	0,20	0,20	0,00	0,20	0,20	0,00%
Zn [µg/l] [Total]	4,00	6,13	2,74	11,30	4,00	98,60%
Zn [µg/l] [Löst]	2,00	2,42	0,99	5,10	2,00	96,27%

Ingen tydlig trend framgår på att metallavskiljningen varierar med mängden porvolym (Figur 15-16). Man kan däremot se att det förekommer en liten minskning runt event 5 och en större minskning vid event 10 av avskiljningen. Runt event 5 förekom det bland de högsta elektriska konduktivitetera med den högsta under event 6 (Tabell 7).

Turbiditeten var relativt normal likaså flödet, uppehållstiden, ytnivån och pH.

Event 10 hade ett lågt flöde, ytnivån var låg, turbiditeten var väldigt låg, elektriska konduktiviteten var hög men någorlunda låg jämfört med mitten av vintern. Uppehållstiden var längre än normalt och pH för inkommande vattnet antog sitt maxvärde för hela perioden på 8,11, däremot var pH relativt stabilt för det inkommande vatten från och med event 5. Den procentuella andelen lösta ämnen var däremot den högsta under provperioden vilket kan vara en bidragande faktor till den stora nedgången av reningen för filtersanden. Cu och Ni har en väldigt tydlig nedgång under event 10 vilket skulle kunna bero på en sänkt reningsgrad vid för rent vatten, mindre troligt att en pH-ökning på 0,04 skulle ha en så pass stor påverkan.

Gällandes några av de andra elementen som påvisar en tydligt sänkt rening vid event 10 beror de på ytterligare en faktor. Detta var valet att vara konservativ med värdena som hamnade under detektionsgränsen som sattes till gränsens värde i stället för att sätta den till 0. För filtersanden, vid närmare undersökning av data, var detta troligt för Cd, Cr och Pb i stort sett genom hela arbetet. Anledningen till den tydligt försämrade reningen vid event 10 för dessa element, är att vattnet som kom in var relativt rent och därmed blev differensen mellan inkommande vatten och utgående mindre. Samma sak gäller även delvis för As och Zn då deras värden som låg under detektionsgränsen under event 10, 12 och 13 respektive event 1, 2, 4, 8 och 13. Detta gör det något svårare att dra korrekta slutsatser gällandes reningen. Men så länge det inkommande och utgående koncentrationen inte låg båda under detektionsgränsen går det att säga att reningen når minimum och troligen något högre (Figur 15-16).



Figur 15: Visar den totala procentuella metallavskiljningen för vattnet från K1 i relation till antal passerade porvolym. Avbrott på linjen betyder att provvärdet för metallen i fråga utesluts.



Figur 16: Visar den totala procentuella avskiljningen av fyra element för vattnet från K1 i relation till antal passerade porvolymmer. Avbrott på linjen betyder att provvärdet för elementet i fråga utesluts.

5.2.3 K2 - Petrit T-S

Efter avslutad provperiod hade det totalt passerat ca 155 porvolymmer genom K2 och under provperioden låg den nominella uppehållstiden på ca 5 timmar och 2 minuter (Tabell 13-14). Vattennivån över filtermassan i kolonnen hade ett genomsnittligt värde på 7,49 cm vilket inte är något betydelsefullt tryckfall. Emellertid uppmättes den högsta ytnivån till 44 cm. Vid en närmare undersökning av data visar den på förhöjda ytnivåer i kolonnen, större än 20 cm, från och med event 8 till och med event 13 med undantag för event 10. Detta tryckfall skulle kunna vara en indikation på att K2 började sätta igen. En möjlig anledningen till att event 10 inte såg några signifikanta ytnivåer skulle kunna vara då det eventet hade det lägsta genomsnittliga flödet och lägst turbiditet på det inkommande vatten av alla event under provperioden. Vattnet som filtret mottog under provperioden innehöll ca 416 g massa vilket är baserat på anläggningens automatiska mätningar av turbiditet (Tabell 14). Petrit T-S lyckades uppnå en massavskiljning på ca 99 %. Det bör dock påpekas att precis som sandfiltret är denna procentuella avskiljning en uppskattning då den är baserad på 9 av 13 nederbördstillfällen. Data saknades emellanåt och för att då vara konsekvent jämfördes enbart mätningar gjorda med samma mätverktyg, vilket i dessa fall var med turbiditetsmätaren WTW.

Tabell 13: Hydrologisk data för K2.

	Medelvärde	Standardavvikelse	Max
Uppehållstid [h]	05:02:21	05:58:52	11:50:31
Ytbelastning [(m³/h) / m²]	0,05	0,04	0,23
Ytnivå [cm]	7,49	9,34	44,00

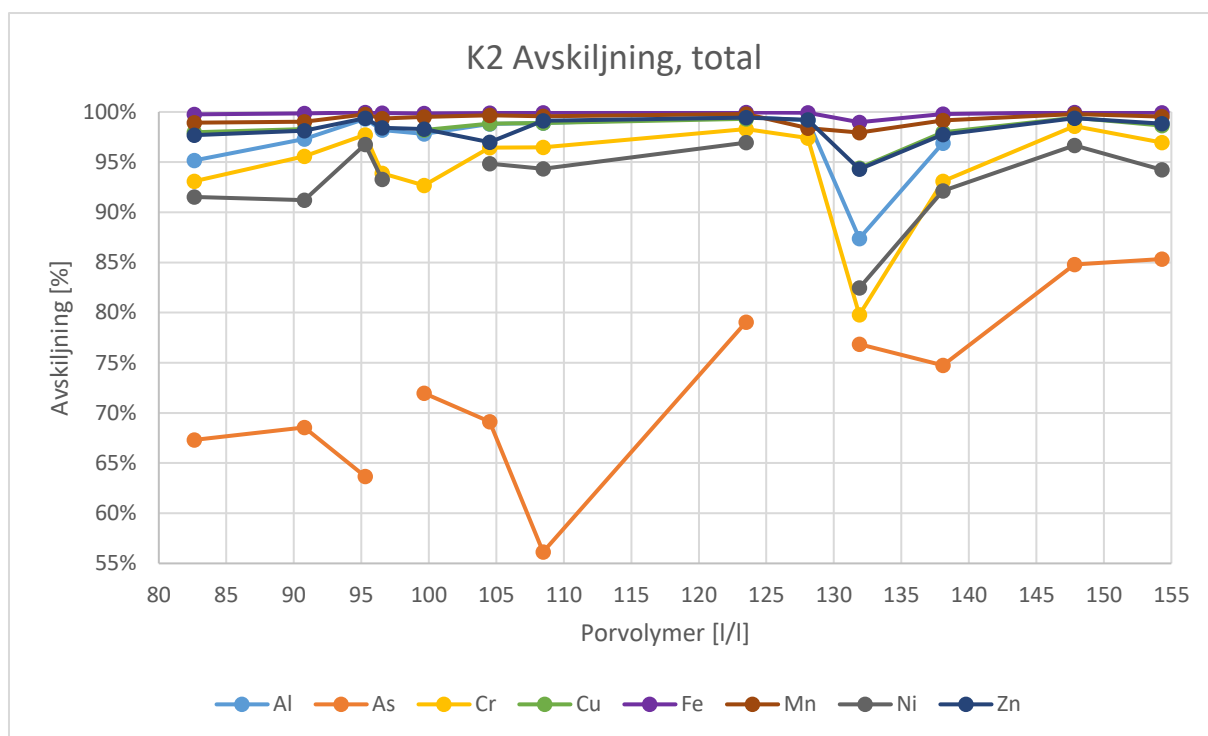
Tabell 14: Mängd mottaget vatten i form av porvolym, mottagen massa och hur stor andel av den mottagna massan som avskilts efter K2.

	Total
Antal porvolym [st]	154,28
Mottagen massa [g]	415,68
Avskild massa [%]	99,53%
Avskild total metall [%]	93,38%
Avskild löst metall [%]	46,52%

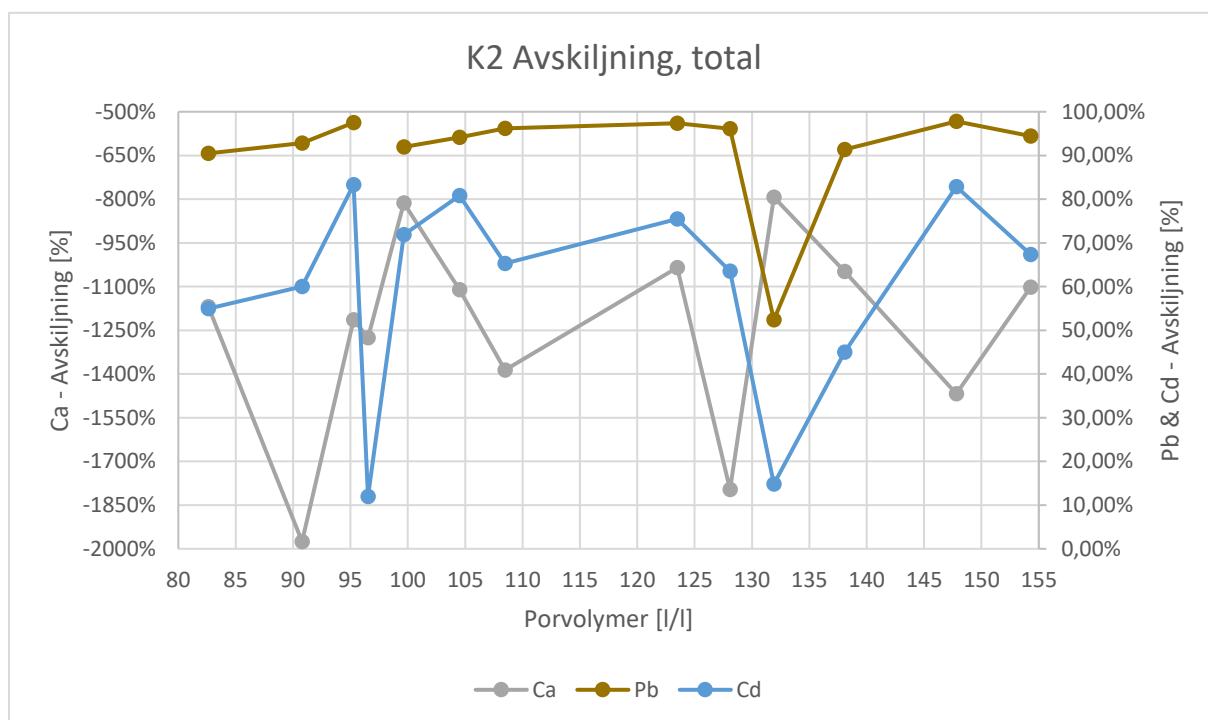
Petrit T-S uppvisade generellt en god total metallavskiljning vilket kan ses i Tabell 14 men dock betydligt lägre för de lösta metallerna. Värdena exkluderar icke-metallen Ca. d Om man bortser från Al, Ca och Pb samt partikulärt Ca så visade Petrit TS generellt väldigt god avskiljning. Vidare kan man se att totalt och löst As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Zn samt totalt Pb alla har koncentrationer som antar i stort sett samma värde som detektionsgränsen samt en signifikant mängd av metallkoncentrationernas värden låg under detektionsgränsen. Sett till Figur 18 kan man observera att avskiljningen för Pb är väldigt låg vid event 10 och för Cd är den väldigt låg vid event 4 och 10. Båda fallen beror på hanteringen av värden under detektionsgränsen vilket alla totala Pb-värden var och i stort sett alla Cd-värden för både totalt och löst. Detta gör att avskiljningen i grafen beror på hur nära det inkommande vattnets Cd och Pb halter var till detektionsgränsen. Detta gäller även för större delen av provpunkterna för Ni, As och Cr, se Figur 18. För specifikt dessa element kan man tänka sig att avskiljningen troligen är något högre. Däremot kan man se en minskad rening för totalt Al vid event 10 (Figur 17). Under event 10 var flödet lågt, uppehållstiden lång, ytnivån låg och pH värdet på det inkommande vattnet var det högst uppmätta på med ett värde på 8,11 men det var däremot inte någon större fluktuation från och med event 5. Om man jämför med inkommande Al från Figur 14 kan man se att event 10 är när Al når sin lägsta koncentration. Detta ger en indikation att när det inkommande vattnet är för rent kan det potentiellt uppstå en sänkt reningsgrad. Denna trend kunde ses för hela den totala Al avskiljningen.

Tabell 15: Aggregerad data över metallkoncentrationer, As och Ca, baserad på samlingsproverna från K2, ALS mätinstruments detektionsgräns och metallavskilningseffektivitetens procentuella rening i förhållande till det inkommande vattnet.

Metall & Enhet	Detektions-gräns	Aggregerad Koncentration	Standard-avvikelse	Max	Min	Renat
Al [µg/L] [Total]	10,00	101,94	18,00	141,00	84,80	99,01%
Al [µg/L] [Löst]	2,00	96,62	13,14	116,00	81,20	-119,06%
As [µg/L] [Total]	0,50	0,63	0,47	2,07	0,50	75,61%
As [µg/L] [Löst]	0,50	0,59	0,33	1,50	0,50	52,66%
Ca [mg/L] [Total]	0,20	898,79	65,14	999,00	731,00	-1187,82%
Ca [mg/L] [Löst]	0,20	875,77	73,10	1020,00	698,00	-1263,56%
Cd [µg/L] [Total]	0,05	0,05	0,00	0,05	0,05	72,71%
Cd [µg/L] [Löst]	0,05	0,05	0,00	0,05	0,05	35,58%
Cr [µg/L] [Total]	0,90	0,90	0,00	0,90	0,90	97,36%
Cr [µg/L] [Löst]	0,50	0,50	0,00	0,51	0,50	89,83%
Cu [µg/L] [Total]	1,00	1,00	0,00	1,00	1,00	99,02%
Cu [µg/L] [Löst]	1,00	1,00	0,00	1,00	1,00	94,88%
Fe [mg/L] [Total]	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	99,93%
Fe [mg/L] [Löst]	0,004	0,005	0,001	0,01	0,004	78,38%
Mn [µg/L] [Total]	0,90	1,09	0,81	3,82	0,90	99,58%
Mn [µg/L] [Löst]	0,20	0,45	0,39	1,28	0,20	99,32%
Ni [µg/L] [Total]	0,60	0,62	0,03	0,68	0,60	95,31%
Ni [µg/L] [Löst]	0,50	0,59	0,14	0,89	0,50	85,09%
Pb [µg/L] [Total]	0,50	0,50	0,00	0,50	0,50	96,14%
Pb [µg/L] [Löst]	0,20	0,30	0,07	0,48	0,20	-48,35%
Zn [µg/L] [Total]	4,00	4,41	1,75	10,30	4,00	98,99%
Zn [µg/L] [Löst]	2,00	2,03	0,08	2,23	2,00	96,88%



Figur 17: Den totala procentuella metallavskiljningen för vattnet från K2 i relation till antal passerade porvolym. Avbrott på linjen betyder att provvärdet för elementet i fråga utesluts.



Figur 18: Den totala procentuella avskiljningen för vattnet från K2 i relation med antal passerade porvolym. Avbrott på linjen betyder att provvärdet för elementet i fråga utesluts. Observera att Pb och Cd redovisas på högra y-axeln.

5.2.4 K3 – Polonite

Efter avslutad provperiod hade det totalt passerat ca 149 porvolymmer genom K3 och under provperioden var den nominella uppehållstiden ca 4 timmar och 54 minuter (Tabell 16-17). Ytvattennivån i kolonnen nådde aldrig en betydande nivå, den högsta uppmätta ytnivån var 10 cm och det genomsnittliga värdet hamnade på 5,75 cm. Vattnet som filtret mottog under provperioden innehöll ca 416 g massa vilket är baserat på anläggningens automatiska mätningar av turbiditet (Tabell 17). Polonite lyckades uppnå en massavskiljning strax under 100 %. Det bör dock påpekas som för de tidigare kolonnerna att denna procentuella avskiljning är en uppskattning då den är baserad på 8 av 13 nederbördstillfällen. Data saknades emellanåt och då för att vara konsekvent jämfördes enbart mätningar gjorda med samma mätverktyg, vilket i dessa fall var med turbiditetsmätaren WTW.

Tabell 16: Hydrologisk data för K3.

	Medelvärde	Standardavvikelse	Max
Upphållstid [h]	04:54:03	05:55:37	11:50:31
Ytbelastning [(m ³ /h) / m ²]	0,05	0,04	0,23
Ytnivå [cm]	5,75	3,24	10,00

Tabell 17: Mängd mottaget vatten i form av porvolymmer, mottagen massa och hur stor andel av den mottagna massan som avskilts efter K3.

	Total
Antal porvolymmer [st]	149,30
Mottagen massa [g]	415,84
Avskild massa [%]	99,62%
Avskild total metall [%]	76,08%
Avskild löst metall [%]	-91,94%

Sett till total metallavskiljning gav Polonite en bra avskiljning men filtret släppte en viss mängd av den lösta delen (Tabell 17). Värdena exkluderar dock Ca då denna inte är en metall och ska betraktas separat. Man kan dock se i Tabell 18 att av alla elementen är det löst Al, As, Ca och Cr samt totalt As och Ca som filtret släpper. Då Ca bör exkluderas är det huvudsakligen löst Al och Cr som drar ner totala resultatet men för Cr är det låga koncentrationer det handlar om.

I Tabell 18 kan man se att totalt och löst Cd, Fe, Mn, Ni, Pb och Zn minimumvärde antar respektive detektionsvärde. Vid närmare undersökning har Fe och Ni inte någon märkbar påverkan på dess resultat då det var enbart enstaka värden som låg under gränsen. Totalt Mn hade större delen av sina värden under detektionsgränsen och några från den lösta medan totalt och löst Zn, Pb och Cd hade i stort sett alla värden under detektionsgränsen. Mn och Zn påverkades inte något större av detta då inkommande vatten hade en hög koncentration av

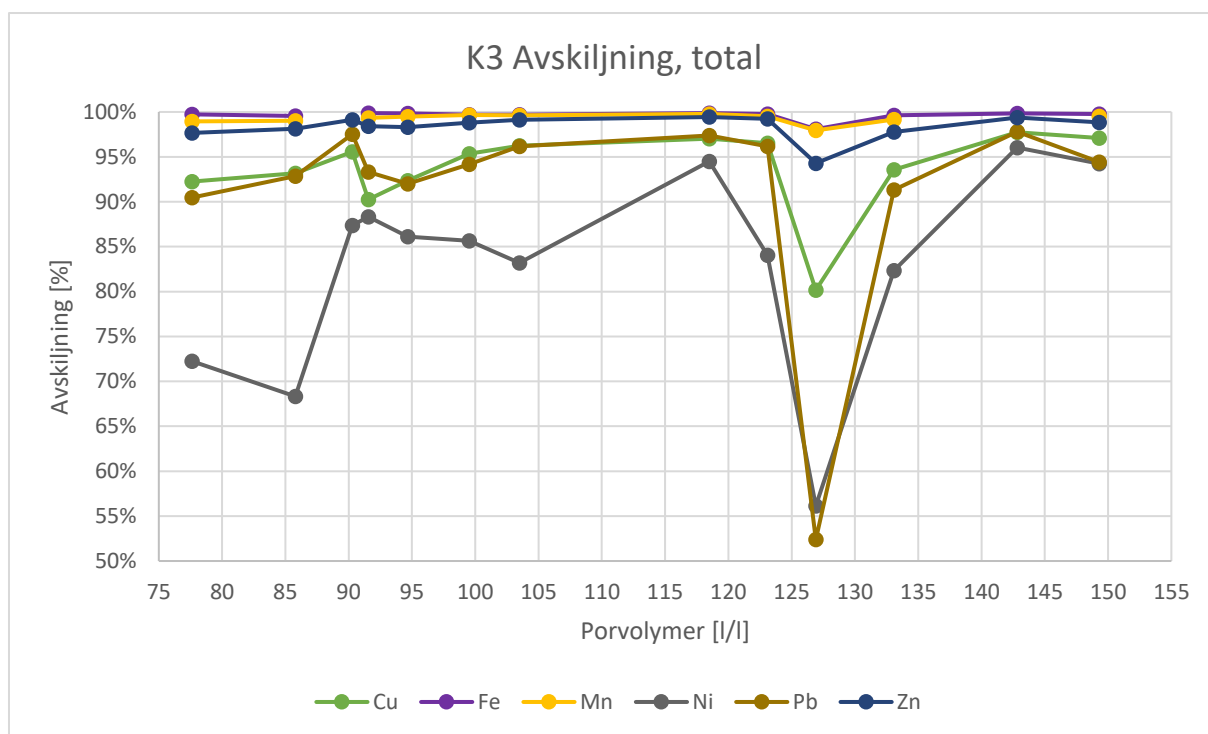
respektive element större delen av eventen. Totalt Pb kan man se i Figur 19 fluktuerade något, speciellt vid event 10 vilket man kan anta att reningen hade varit något bättre om analysen hos ALS hade haft en lägre detektionsgräns. För löst Pb, då inkommande också låg under detektionsgränsen, kan ingen direkt slutsats dras. För den procentuella avskiljningen av Cd i Tabell 18 bör vara något högre kan man anta då inkommande vattnets Cd-koncentrationer låg relativt nära detektionsgränsen.

Om man ser till Figur 19 och Figur 20 framkommer det inte något tydligt mönster att filtret börjar få en sänkt reningsgrad med antalet porvolymmer som passerat. Man kan däremot se att många av elementen har en sänkt reningsgrad vid event 10. Utöver de som redan diskuterats ovan kan man se en större sänkning av reningen för Ni, Cu och Al samt en liten minskning av reningen för Mn och Fe (Figur 19-20). Vid detta tillfälle var turbiditeten väldigt låg hos det inkommande vattnet, elektriska konduktiviteten var hög men inte om sett till enbart provperioden (Tabell 7).

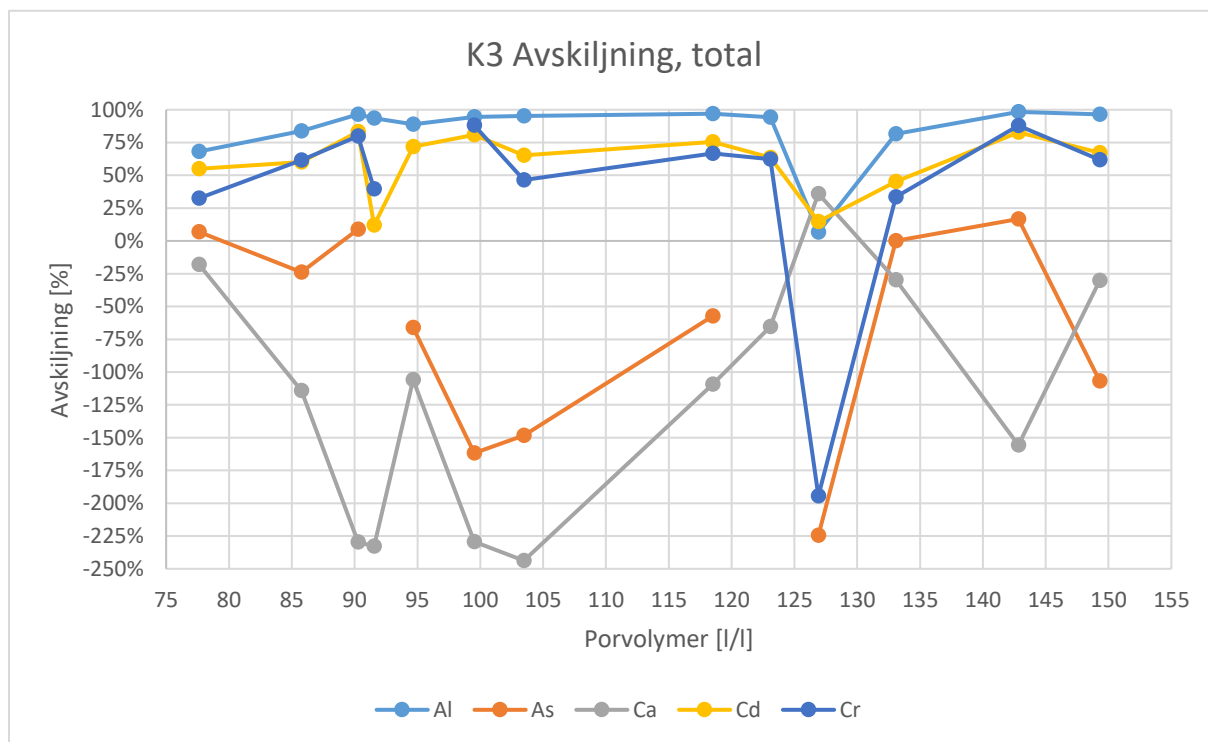
Vidare var flödet relativt lågt, det var en lång uppehållstid och ytnivån var låg. Slutligen var pH värdet på det inkommande vattnet det högst uppmätta på 8,11 men det var däremot inte någon större fluktuation från och med event 5. Av dessa parametrar är det huvudsakligen renheten av det inkommande vattnet eller för att vara mer specifik, de låga metallkoncentrationerna som sticker ut, med undantaget för As. Detta skulle kunna vara en indikation på att det kan potentiellt finnas ett intervall där Polonite har en mer optimal reningseffektivitet men för detta skulle det krävas mer evidens och nog till fördel undersökas i en laboratoriemiljö.

Tabell 18: Aggregerad data över metallkoncentrationer, As och Ca, baserad på samlingsproverna från K3, ALS mätinstruments detektionsgräns och metallavskilningseffektivitetens procentuella rening i förhållande till det inkommande vattnet.

Metall och enhet	Detektions-gräns	Aggregerad koncentration	Standard-avvikelse	Max	Min	Renat
Al [µg/l] [Total]	10,00	529,68	189,49	927,00	258,00	94,84%
Al [µg/l] [Löst]	2,00	494,68	165,31	800,00	228,00	-1021,49%
As [µg/l] [Total]	0,50	4,02	1,85	7,05	1,97	-54,85%
As [µg/l] [Löst]	0,50	3,61	1,38	5,46	1,58	-188,75%
Ca [mg/l] [Total]	0,20	145,49	72,51	268,00	65,90	-108,47%
Ca [mg/l] [Löst]	0,20	140,61	73,05	255,00	56,00	-118,93%
Cd [µg/l] [Total]	0,05	0,05	0,00	0,05	0,05	72,72%
Cd [µg/l] [Löst]	0,05	0,05	0,00	0,05	0,05	35,58%
Cr [µg/l] [Total]	0,90	10,88	3,78	17,40	3,03	68,06%
Cr [µg/l] [Löst]	0,50	9,89	3,56	15,10	2,67	-101,10%
Cu [µg/l] [Total]	1,00	3,94	1,15	6,94	2,15	96,15%
Cu [µg/l] [Löst]	1,00	3,41	1,34	6,56	1,86	82,55%
Fe [mg/l] [Total]	0,01	0,03	0,01	0,04	0,01	99,81%
Fe [mg/l] [Löst]	0,004	0,02	0,01	0,04	0,004	13,23%
Mn [µg/l] [Total]	0,90	0,92	0,07	1,12	0,90	99,65%
Mn [µg/l] [Löst]	0,20	0,30	0,27	1,13	0,20	99,54%
Ni [µg/l] [Total]	0,60	1,41	0,56	2,34	0,60	89,26%
Ni [µg/l] [Löst]	0,50	1,41	0,59	2,73	0,50	64,24%
Pb [µg/l] [Total]	0,50	0,50	0,00	0,50	0,50	96,14%
Pb [µg/l] [Löst]	0,20	0,20	0,00	0,20	0,20	0,00%
Zn [µg/l] [Total]	4,00	4,11	0,50	5,79	4,00	99,06%
Zn [µg/l] [Löst]	2,00	2,09	0,30	3,08	2,00	96,77%



Figur 19: Den totala procentuella metallavskiljningen för vattnet från K3 i relation med antal passerade porpolymer. Avbrott på linjen betyder att provvärdet för elementet i fråga utesluts.



Figur 20: Den totala procentuella metallavskiljningen, As och Ca, för vattnet från K3 i relation till antal passerade porpolymer. Avbrott på linjen betyder att provvärdet för elementet i fråga utesluts.

5.2.5 K4 – D-Rainclean

Efter avslutad provperiod hade det totalt passerat ca 505 porvolymmer genom K4 och under provperioden var den nominella uppehållstiden på ca 1 timmar och 38 minuter (Tabell 19-20). Vid observation av ytnivå hade D-Rainclean en genomsnittlig nivå på 40,42 cm med det högsta uppmätta värdet på 130 cm. Dessa nivåer indikerar att filtret satte igen under provperioden. Vid närmare undersökning av ytnivå-data påvisade denna att filtret troligen började sättas igen under event 4 vilket började få vatten till anläggningen 2021-12-13 kl. 23:42. Data för event 5 gav däremot ingen indikation på igensättning men alla påföljande event uppnådde höga värden vilket påvisade igensättning. Vattnet som filtret mottog under provperioden innehöll ca 1249 g massa vilket är baserat på anläggningens automatiska mätningar av turbiditet (Tabell 20). D-Rainclean uppnådde en massavskiljning på ca 98 %. Som tidigare bör det påpekas att denna procentuella avskiljning är en uppskattning då den är baserad på 8 av 13 nederbördstillfällen. Data saknades emellanåt och för att då vara konsekvent jämfördes enbart mätningar gjorda med samma mätverktyg, vilket i dessa fall var med turbiditetsmätaren WTW.

Tabell 19: Hydrologisk data för K4. Viktigt att ta i beaktning är att filtret sattes igen under tidigt skede av perioden som detta arbete täcker.

	Medelvärde	Standardavvikelse	Max
Uppehållstid [h]	01:37:40	03:23:17	07:46:55
Ytbelastning [(m³/h) / m²]	0,14	0,07	0,45
Ytnivå [cm]	40,42	43,28	130,00

Tabell 20: Mängd mottaget vatten i form av porvolymmer, mottagen massa och hur stor andel av den mottagna massan som avskilts efter K4.

	Total
Antal porvolymmer [st]	505,16
Mottagen massa [g]	1249,31
Avskild massa [%]	98,12%
Avskild total metall [%]	84,66%
Avskild löst metall [%]	40,46%

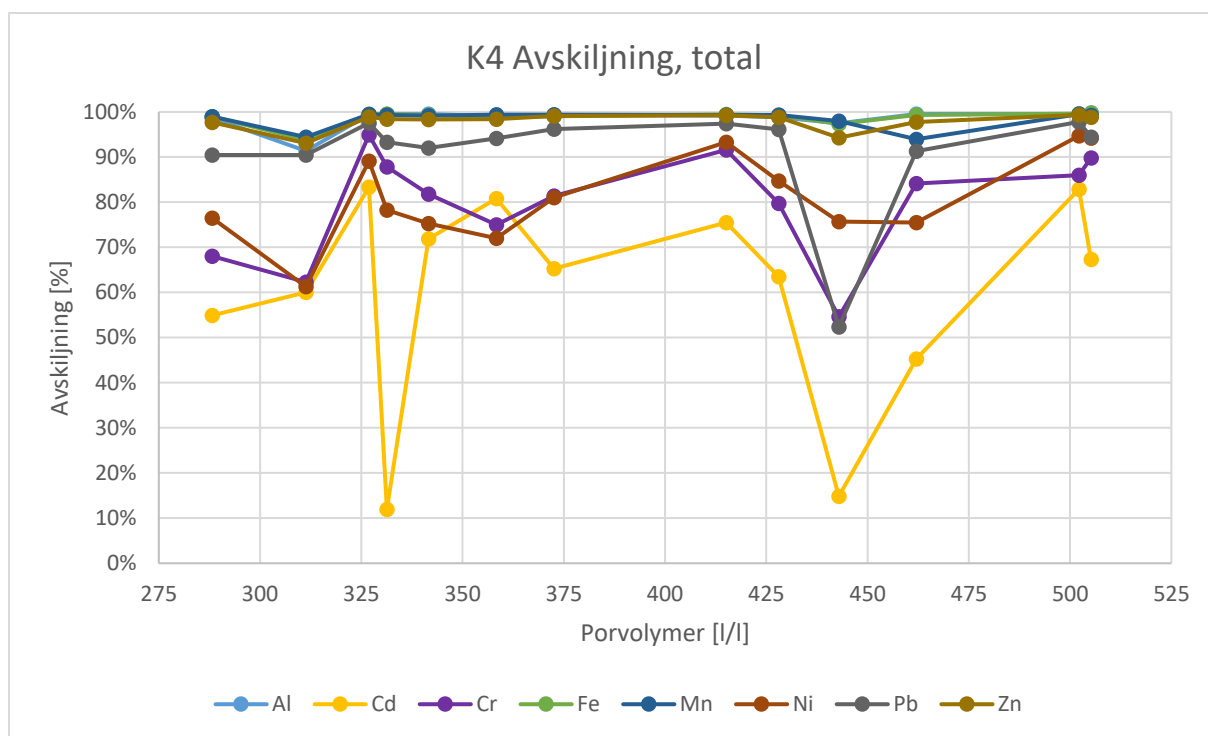
I Tabell 20 framgår det att D-Rainclean hade en god total avskiljning men den lösta avskiljningen hade en märkbar lägre rening. Värdena exkluderar dock Ca då denna hade en märkbart negativ påverkan på resultatet, likaså tidigare reaktiva filter. Om Ca inkluderades blev resultaten för den total och löst avskiljningen 74,34 % respektive 33,46 %. Sett till den lösta avskiljningen är det huvudsakligen As och Fe som drar ner resultatet då filtret släpper dessa (Tabell 21). Filtret släpper även Ca vilket däremot inte var inkluderat i Tabell 20 beräkningen för avskiljningen. I Tabell 21 framgår det att Cd och Pb hade i stort sett alla sina

värden under detektionsgränsen. Detta gör att inkommande koncentrationer kommer ha en stor påverkan på avskiljningen. Desto närmare koncentrationerna kommer detektionsgränserna, desto sämre kommer avskiljningen bli. Fluktuationen av Cd som man kan se i Figur 21 hade en tydlig överlappande trend med den inkommande Cd-koncentrationen vilket över lag låg någorlunda nära detektionsvärdena. Detta gällde även för totala Pb-värden, det var däremot inte lika tydligt att se då inkommande koncentrationerna över lag låg en bra bit över detektionsvärdet bortsett från event 10 då inkommande koncentration låg på 1,05 µg/l. För löst Pb låg även den inkommande metallkoncentrationen under detektionsvärdet vilket gör det svårt att dra någon slutsats gällandes reningen för denna metall.

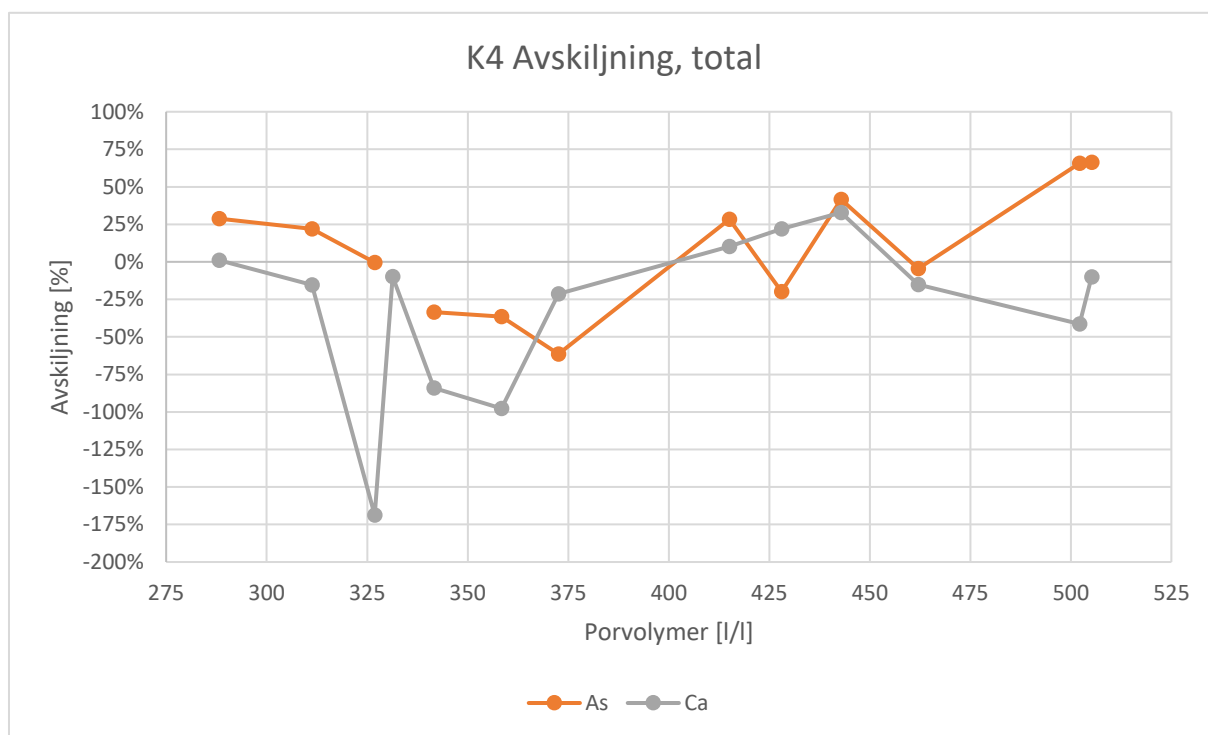
I Figur 21 och Figur 22 kan den totala avskiljningen ses för de olika evenen och där ingen tydlig trend över att avskiljningen ändrades med antalet passerade porvolymmer. Event 10 visar på en tydligt sänkt rening men även evenen runt event 5 hade det för Cd, Ni, Cr och Pb. Cd kan däremot bortses baserat på tidigare resonemang samt delvis för Pb. Det som sticker ut för event 10 var ett långsamt flöde, en lång uppehållstid men framför allt väldigt rent inkommande vatten (Figur 13-14). Man kan se att D-Rainclean hade genom provperioden en relativt liknande rening även då den började påvisa tecken på igensättning vid event 4 och mot slutet av provperioden uppnått tryckfall på 130 cm. Detta skulle kunna bero på att det inte var D-Rainclean som sattes igen utan skyddslagret. Om det är fallet skulle det vara intressant att se hur filtret skulle prestera om enbart skyddslagret byttes ut.

Tabell 21: Aggregerad data över metallkoncentrationer, As och Ca, baserad på samlingsproverna från K4, ALS mätinstruments detektionsgräns och metallavskilningseffektivitetens procentuella rening i förhållande till det inkommande vattnet.

Metall och enhet	Detektions-gräns	Aggregerad Koncentration	Standard-avvikelse	Max	Min	Renat
Al [µg/l] [Total]	10,00	108,33	101,44	393,00	13,00	98,94%
Al [µg/l] [Löst]	2,00	3,24	2,00	8,93	2,00	92,65%
As [µg/l] [Total]	0,50	2,18	1,89	7,20	1,13	15,80%
As [µg/l] [Löst]	0,50	1,94	1,82	5,57	0,58	-55,46%
Ca [mg/l] [Total]	0,20	90,52	48,67	186,00	35,40	-29,70%
Ca [mg/l] [Löst]	0,20	87,68	48,12	184,00	37,20	-36,51%
Cd [µg/l] [Total]	0,05	0,05	0,00	0,05	0,05	72,72%
Cd [µg/l] [Löst]	0,05	0,05	0,00	0,05	0,05	35,58%
Cr [µg/l] [Total]	0,90	5,16	2,46	8,96	1,79	84,85%
Cr [µg/l] [Löst]	0,50	4,55	2,28	7,94	0,93	7,55%
Cu [µg/l] [Total]	1,00	5,40	1,54	7,83	2,39	94,72%
Cu [µg/l] [Löst]	1,00	4,60	1,21	6,34	2,67	76,48%
Fe [mg/l] [Total]	0,01	0,12	0,10	0,39	0,03	99,18%
Fe [mg/l] [Löst]	0,004	0,02	0,01	0,05	0,005	-3,55%
Mn [µg/l] [Total]	0,90	2,61	1,68	6,41	0,90	99,00%
Mn [µg/l] [Löst]	0,20	0,81	0,45	1,79	0,20	98,78%
Ni [µg/l] [Total]	0,60	1,75	0,73	3,36	0,60	86,71%
Ni [µg/l] [Löst]	0,50	1,74	0,70	3,06	0,61	55,92%
Pb [µg/l] [Total]	0,50	0,52	0,05	0,67	0,50	96,01%
Pb [µg/l] [Löst]	0,20	0,20	0,00	0,20	0,20	0,00%
Zn [µg/l] [Total]	4,00	5,80	2,99	14,80	4,00	98,68%
Zn [µg/l] [Löst]	2,00	2,19	0,62	4,22	2,00	96,63%



Figur 21: Den totala procentuella metallavskiljningen för vattnet från K4 i relation med antal passerade porpolymer. Avbrott på linjen betyder att provvärdet för elementet i fråga utesluts.



Figur 22: Den totala procentuella metallavskiljningen för vattnet från K4 i relation med antal passerade porpolymer. Avbrott på linjen betyder att provvärdet för elementet i fråga utesluts.

5.2.6 K5 – Filtralite P

Totalt passerade ca 153 porvolymmer genom K3 och under provperioden var den nominella uppehållstiden på ca 4 timmar och 56 minuter (Tabell 22-23). Ytvattennivån i kolonnen nådde aldrig en signifikant nivå, den högsta uppmätta ytnivå var 9 cm där det genomsnittliga värdet hamnade på 3,57 cm. Vattnet som filtret mottog under provperioden innehöll ca 380 g massa vilket är baserat på anläggningens automatiska mätningar av turbiditet (Tabell 23). Filtralite lyckades uppnå en massavskiljning av ca 99 %. Som tidigare bör det dock påpekas att denna procentuella avskiljning är en uppskattning då den är baserad på 8 av 13 nederbördstillfällen. Data saknades emellanåt och för att då vara konsekvent jämfördes enbart mätningar gjorda med samma mätverktyg, vilket i dessa fall var med turbiditetsmätaren WTW.

Tabell 22: Hydrologiska data för K5.

	Medelvärde	Standardavvikelse	Max
Uppehållstid [h]	04:56:06	05:54:21	12:32:36
Ytbelastning [(m³/h) / m²]	0,04	0,04	0,25
Ytnivå [cm]	3,57	3,09	9,00

Tabell 23: Mängd mottaget vatten i form av porvolymmer, mottagen massa och hur stor andel av den mottagna massan som avskilts efter K5.

	Total
Antal porvolymmer [st]	153,26
Mottagen massa [g]	380,42
Avskild massa [%]	98,94%
Avskild total metall [%]	86,06%
Avskild löst metall [%]	48,19%

I Tabell 23 framgår det att Filtralite-P gav en god total avskiljning men den lösta avskiljningen hade en märkbar lägre rening. Värdena exkluderar dock As då denna hade en märkbart negativ påverkan på resultatet. Då As är exkluderad ur beräkningen för den avskilda metallen i Tabell 23 är det huvudsakligen löst Ni och Pb som drar ner resultatet för den totala lösta avskiljningen (Tabell 24). Utöver detta kan man även observera att många av elementens koncentrationer någon gång nådde detektionsgränsen. Vid en närmare undersökning av data framgick det att alla värden för Pb och Cd låg under detektionsgränserna, en stor andel av Zn- och Cr-värdena samt några av Cu-värdena. Detta ledde till att den inkommande elementkoncentrationen kan komma att ha en märkbar påverkan på resultaten för den procentuella avskiljningen.

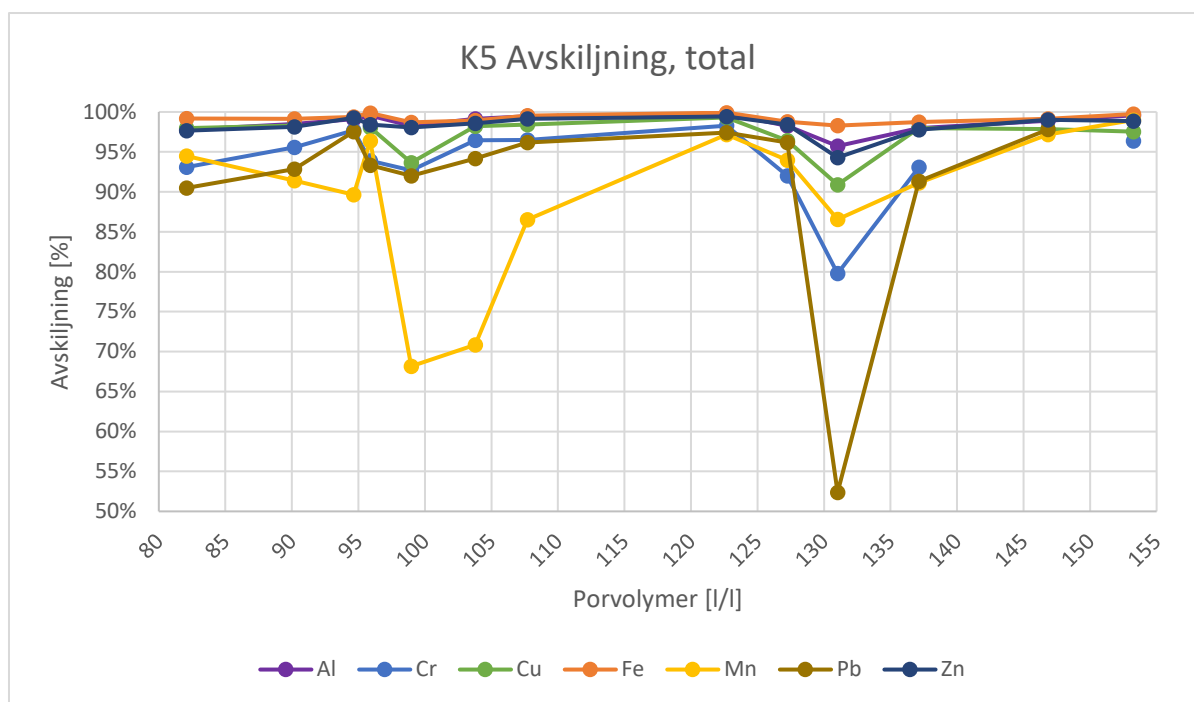
Zn och Cu hade en relativt högt inkommande koncentration i förhållande till detektionsvärdet varav att respektives beräknade avskiljning bör spegla relativt bra verkligheten. En mindre variation av avskiljningen kan observeras i Figur 23 för Zn och Cu, men för Cu är dessa inte

beroende av hanteringen av detektionsgränserna då de inte överlappar med känsliga värden vid närmare undersökning av data. Fluktuationen av Cd beror på den inkommande koncentrationen då det renade vattnet låg under detektionsgränsen för alla värden (Figur 24). Cr fluktuerade inte lika mycket som Cd men ändå till en märkbar nivå och av samma anledning som Cd. Gällandes den totala Pb-avskiljningen som kan observeras i Figur 23 var Pb-koncentrationen i inkommande vatten någorlunda högt i förhållande till detektionsvärdet på 0,5 större delen av eventen. Däremot inte vid event 10 då den inkommande Pb-koncentrationen var 1,05 µg/l vilket man ser tydligt i figuren. Då det inkommande vattnets lösta Pb-koncentrationer låg under detektionsgränsen kan inga säkra slutsatser dras med hänsyn till avskiljningen.

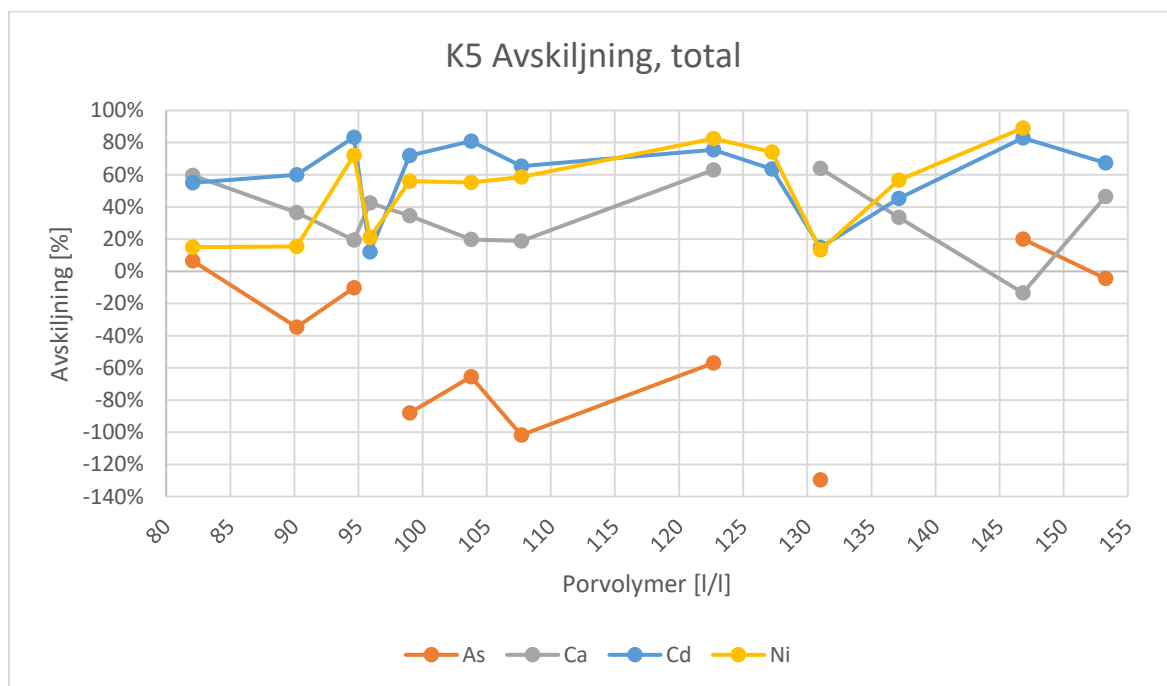
Man se en tydlig minskning av reningen vid event 10 och en något mindre minskning av reningen runt event 5 (Figur 23-24). För Filtralite P kan inte någon tydlig trend ses gällandes avskiljningen med antalet porvolymer.

Tabell 24: Aggregerad data över metallkoncentrationer, As och Ca, baserad på samlingsproverna från K5, ALS mätinstruments detektionsgräns och metallavskilningseffektivitetens procentuella rening i förhållande till det inkommande vattnet.

Metall enhet	Detektions-gräns	Aggregerad Koncentration	Standard-avvikelse	Max	Min	Renat
Al [µg/l] [Total]	10,00	82,27	53,21	178,00	28,00	99,20%
Al [µg/l] [Löst]	2,00	27,10	5,70	36,70	16,40	38,57%
As [µg/l] [Total]	0,50	3,49	1,44	6,28	2,02	-34,56%
As [µg/l] [Löst]	0,50	3,18	1,23	5,28	1,80	-154,07%
Ca [mg/l] [Total]	0,20	44,26	15,15	66,10	27,10	36,58%
Ca [mg/l] [Löst]	0,20	42,98	14,97	63,30	28,40	33,08%
Cd [µg/l] [Total]	0,05	0,05	0,00	0,05	0,05	72,72%
Cd [µg/l] [Löst]	0,05	0,05	0,00	0,05	0,05	35,58%
Cr [µg/l] [Total]	0,90	1,05	0,54	2,78	0,90	96,92%
Cr [µg/l] [Löst]	0,50	0,65	0,35	1,62	0,50	86,70%
Cu [µg/l] [Total]	1,00	1,83	1,09	3,74	1,00	98,21%
Cu [µg/l] [Löst]	1,00	1,67	0,83	3,45	1,00	91,43%
Fe [mg/l] [Total]	0,01	0,08	0,07	0,23	0,01	99,44%
Fe [mg/l] [Löst]	0,004	0,02	0,01	0,04	0,004	22,33%
Mn [µg/l] [Total]	0,90	18,63	23,26	76,40	1,92	92,86%
Mn [µg/l] [Löst]	0,20	16,42	23,13	69,40	0,41	75,11%
Ni [µg/l] [Total]	0,60	4,00	1,60	7,04	2,23	69,59%
Ni [µg/l] [Löst]	0,50	3,85	1,62	6,47	2,04	2,46%
Pb [µg/l] [Total]	0,50	0,50	0,00	0,50	0,50	96,14%
Pb [µg/l] [Löst]	0,20	0,20	0,00	0,20	0,20	0,00%
Zn [µg/l] [Total]	4,00	4,67	1,23	8,16	4,00	98,93%
Zn [µg/l] [Löst]	2,00	2,16	0,61	3,83	2,00	96,67%



Figur 23: Den totala procentuella metallavskiljningen för vattnet från K5 i relation med antal passerade porvolymmer. Avbrott på linjen betyder att provvärdet för elementet i fråga utesluts.



Figur 24: Den totala procentuella metallavskiljningen för vattnet från K5 i relation med antal passerade porvolymmer. Avbrott på linjen betyder att provvärdet för elementet i fråga utesluts.

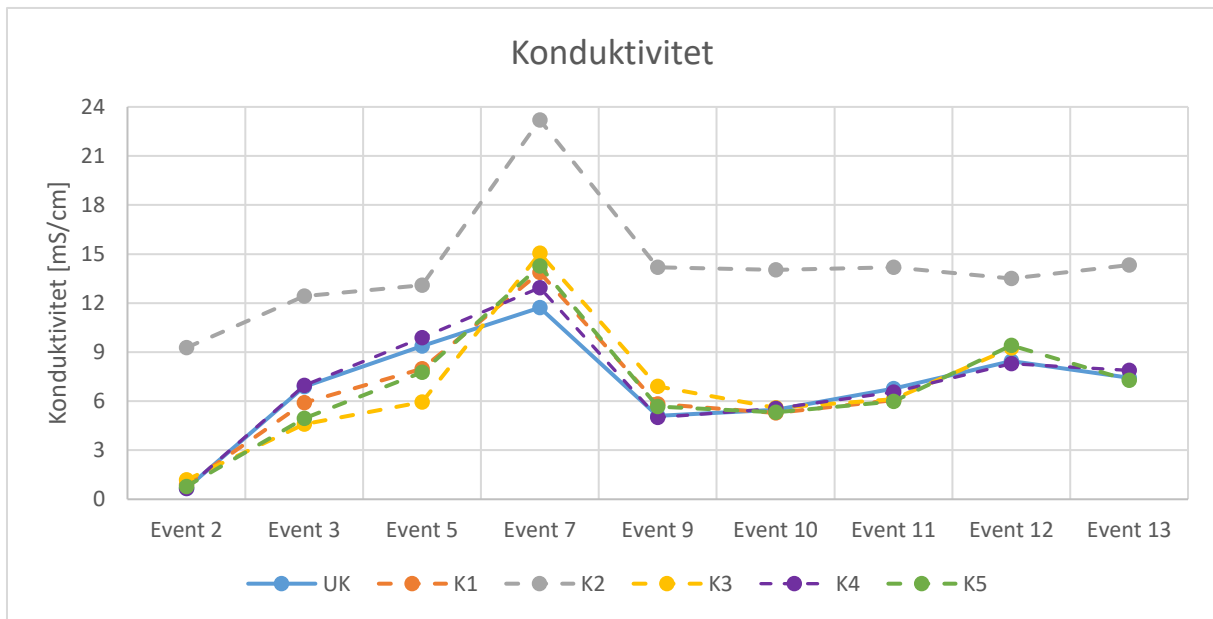
5.2.4 Jämförelse mellan filtren

För att avgöra om respektive filter presterade bra eller inte räcker det inte med att enbart undersöka elementkoncentrationerna av det utgående vattnet. Det behövs sättas i relation till riktvärden. Då miljöer kan ha naturligt olika bakgrundskoncentrationer av ämnen är det fördelaktigt om dessa är specifika för området. Men då detta inte finns för Stockholms kommun där filtren testades, har riktvärden från Järfälla, Göteborg och Linköping kommun samt Stockholms Län sammanställts med respektive filters elementkoncentrationer och pH i Tabell 25. Orange pastellfärg indikerar att filtret inte klarar av det högsta riktvärdet och gul pastellfärg att filtret inte klarar av det näst högsta riktvärdet. Vid jämförelsen mellan filtermaterialen mot de olika riktvärdena kan man se att enbart K5, Filtralite P, höll sig inom riktvärdena om man tar hänsyn till pH-värdet (Tabell 25). Om pH-värdet däremot inte anses vara av vikt kan man se att K2, Petrit, ger den bästa avskiljningen av alla elementen i förhållande till riktvärdena.

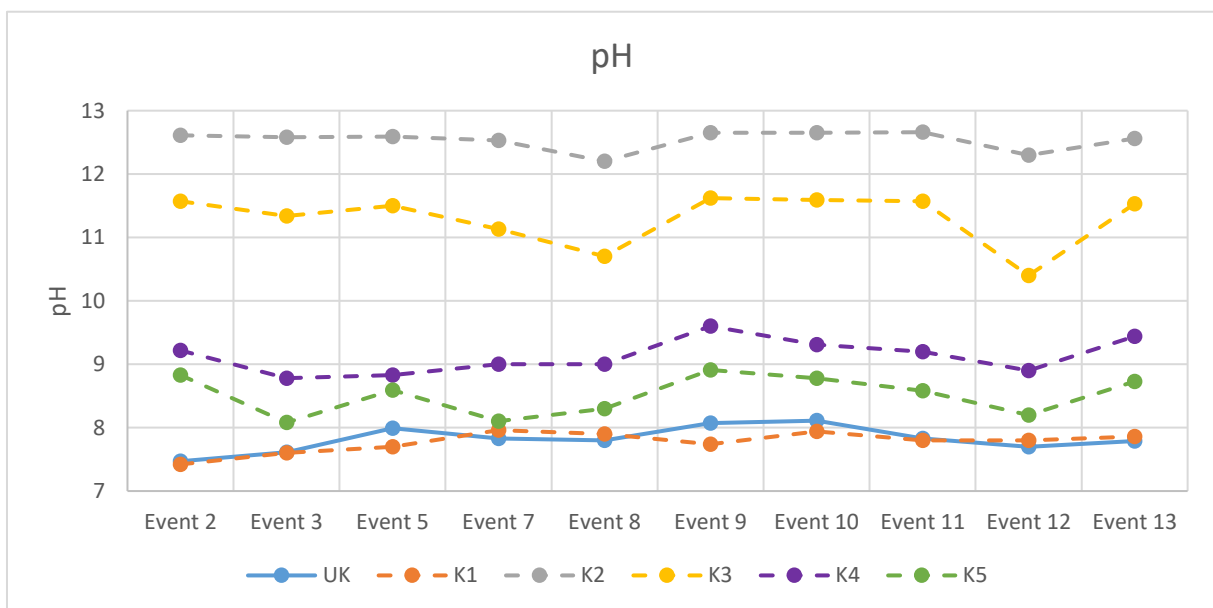
Tabell 25: Metallkoncentrationer och pH i förhållande till kommuners riktvärden

	As [µg/l]	Cd [µg/l]	Cr [µg/l]	Cu [µg/l]	Hg [µg/l]	Ni [µg/l]	Pb [µg/l]	Zn [µg/l]	pH
UK	2,59	0,18	34,06	102,28	0,02	13,14	12,97	438,11	7,81
K1	0,89	0,08	1,79	10,24	0,02	2,19	0,50	6,13	7,79
K2	0,63	0,05	0,90	1,00	0,02	0,62	0,50	3,89	12,53
K3	3,82	0,05	10,88	3,94	0,02	1,41	0,50	4,11	11,30
K4	2,18	0,05	5,16	5,40	0,02	1,75	0,52	5,80	9,13
K5	3,49	0,05	1,05	1,83	0,02	4,00	0,50	4,67	8,51
Järfälla	-	0,30	8,00	9,00	0,04	6,00	3,00	15,00	-
Göteborg	16,00	0,90	7,00	10,00	0,07	68,00	28,00	30,00	6,5–9
Linköping	15,00	0,20	15,00	30,00	0,07	30,00	10,00	30,00	6,0–9
Stockholms län	-	0,45	15,00	30,00	0,05	20,00	10,00	90,00	-

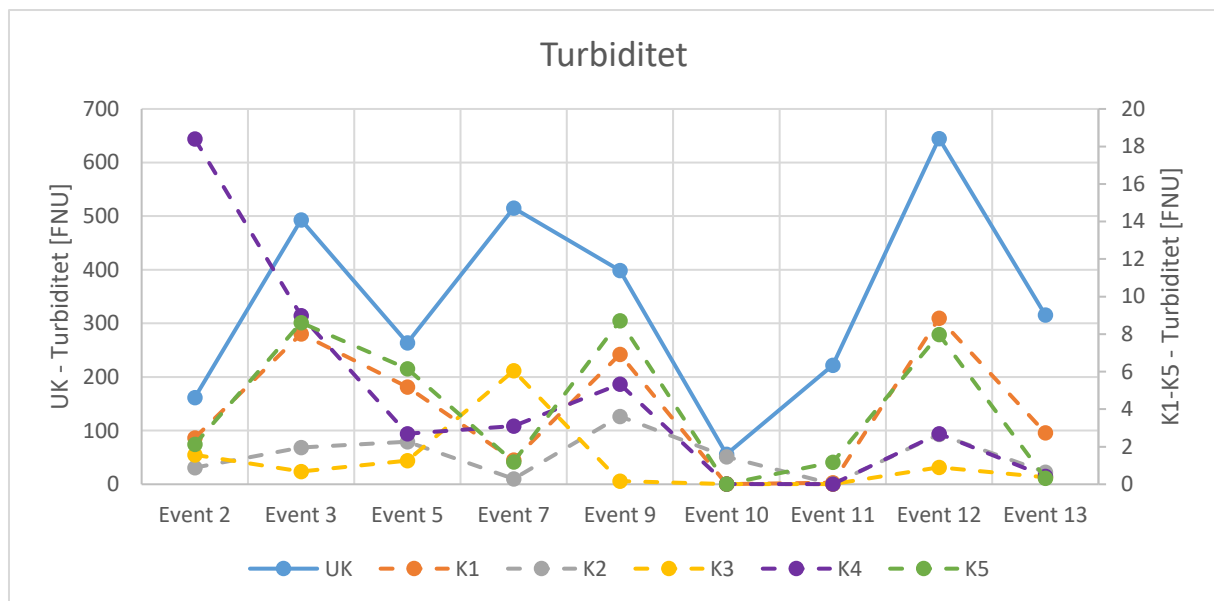
Elektriska konduktiviteten hos det utgående vattnet efter K1, K3, K4 och K5 tenderade att ligga runt liknande värde som det inkommande vattnet. K2 hade däremot hela tiden en signifikant högre elektrisk konduktivitet jämfört med de andra filtren, se Figur 25. Vid närmare undersökning av data framgick det att K2 släppte igenom en markant mängd av lösta element, speciellt släppte K2 stora mängder Ca vilket av alla element var dominerande till koncentration (Tabell 15). Detta är troligen den huvudsakliga anledningen till dess förhöjda elektriska konduktivitet. Gällandes pH värdet för filtrens utgående vatten som tidigare nämnt var det enbart K1 och K5 som höll sig under riktvärdena. I Figur 26 går det att observera att K1 följde någorlunda det inkommande vattnets pH-nivåer medan resterande filter påvisade högre värden med K2 de högsta värden mellan 12,2–12,7. För turbiditeten visade alla filter på en god avskiljning (Figur 27).



Figur 25: Förändring i konduktivitet före (UK) och efter (K1-K5) reningen för respektive filter baserat på data från mätverktyget från WTW och event 12 på data från ALS.



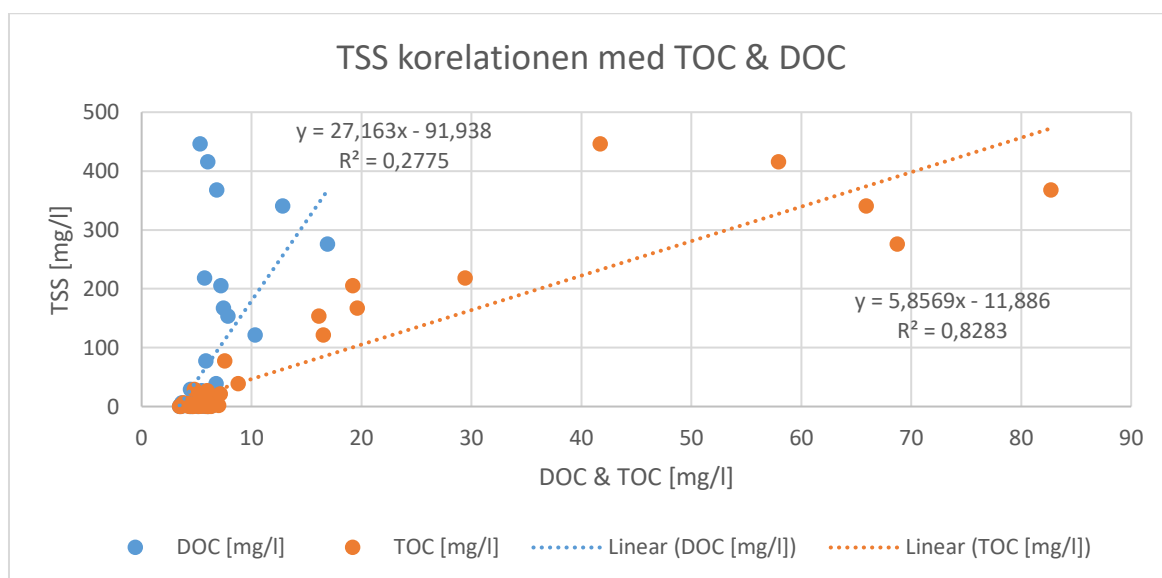
Figur 26: Förändring i pH-värdet före (UK) och efter (K1-K5) reningen för respektive filter baserat på data från mätverktyget från WTW.



Figur 27: Förändring i turbiditet före (UK) och efter (K1-K5) reningen för respektive filter baserat på data från mätverktyget från WTW och event 12 på data från ALS.

5.2.5 TOC och DOC korrelation med turbiditet

I Figur 28 kan man se att det påvisas en korrelation mellan TSS och TOC då dess R²-värde låg på ca 0,83. DOC R²-värdet låg däremot på ca 0,28 vilket visar på att det inte finns en korrelation med turbiditeten.



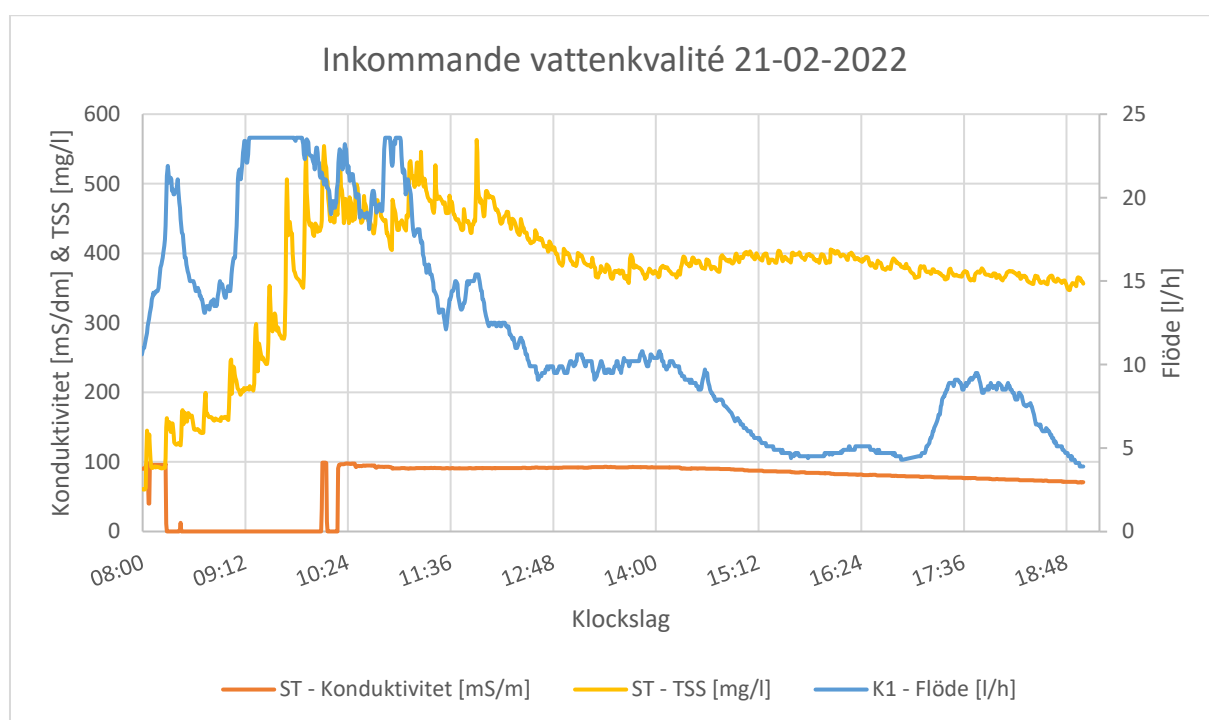
Figur 28: Korrelationen mellan TSS i förhållande med TOC och DOC.

5.3 Stickprov – provtagning under avrinning

I följande del kommer resultaten från filtersandens provtagningen under avrinning att gås igenom. Första delen, 5.3.1, kommer ge en överskådlig bild av det inkommande vattnet och den andra delen 5.3.2, kommer att täcka analysen av provtagningen samt problematiken med den.

5.3.1 UK - inkommande vatten

Figur 29 visar insamlade data över det inkommande vattnet till UK. Man kan se att strax efter 08:00 fram till i stort sett ca 10:20 visar data att elektriska konduktiviteten är 0 mS/dm. Detta är däremot inte fallet då mätverktyget, Cerlic, inte registrerade värden över 100 mS/dm samt detta verifierades även då mätningar med WTW gav värden över 100 mS/dm.



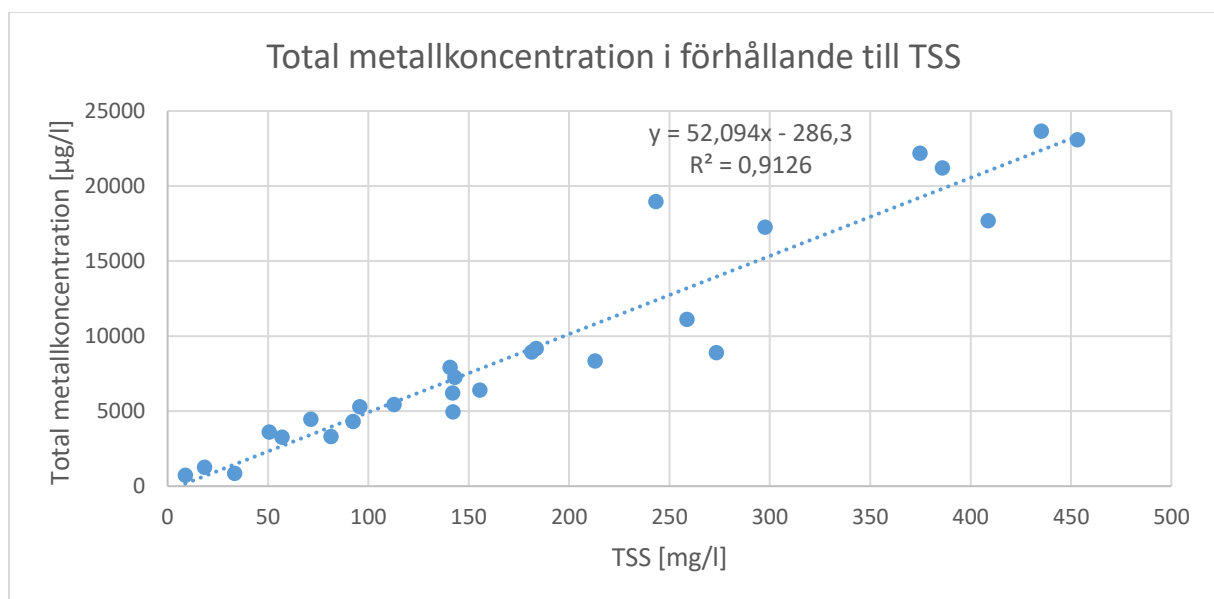
Figur 29: Automatiska insamlade data från anläggningen över elektriska konduktiviteten, TSS och flödet av det inkommande vattnet den 21 februari 2022.

5.3.2 K1 – Filtersand

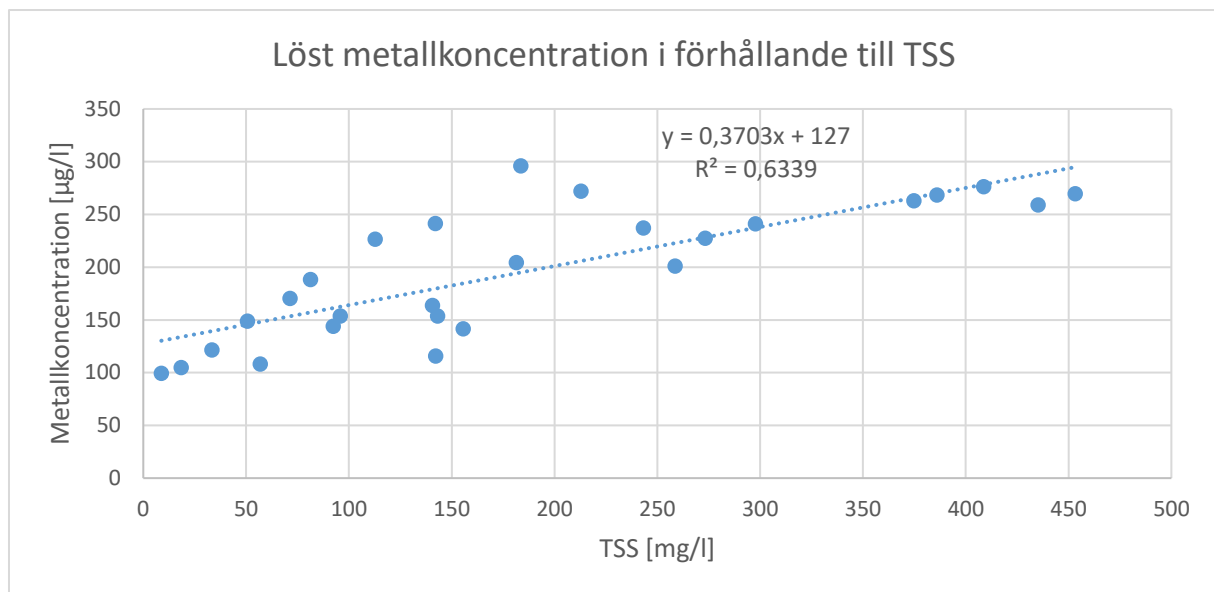
Vid närmare granskning av resultaten av provtagningar under nederbörd upptäckes ett metodfel som kan ha haft stor påverkan på resultatens tillförlitlighet. Detta fel var att det inte togs hänsyn till var varje uppsättnings provers första vattenprovers vatten från UK befann sig i K1 vid provtagningen från P1-P4. För att försöka nyttja de resultat som samlats in under provtagningen användes anläggningens flödesdata, tidsstämpling och den fria volymen som grund för att beräkna när provernas vatten från P1-P4 befann sig i UK. Det visade sig däremot

att tidsskillnaden mellan de initiala vattenproven från UK jämfört med de från P1-P4 kunde ha en skillnad på enstaka minuter till flera timmar. För att avgöra om tidsskillnaderna var av någon större vikt granskades turbiditeten av det inkommande vattnet och hur denna förändrades över respektive nederbördevents provperiod, vilket visade ha en betydelsefull variation.

Då tiden sällan överlappar till en acceptabel nivå undersöktes korrelationen mellan vattnets TSS och den totala/lösta metallkoncentrationen för att försöka nyttja proverna. Detta gjordes med antagandet att vatten med ett liknande TSS skulle ha en liknande metallkoncentration vilket undersöktes med linjär regression. Vi kan se att R^2 värdet för den totala metallkoncentrationen påvisar en rimlig korrelation medan den lösta metallkoncentrationen påvisar en svag korrelation (Figur 30-31). Med detta, den teoretiska tiden när de olika provernas vatten från P1-P4 befann sig i UK, samt de initiala proverna från UK togs deras TSS fram. Kriteriet som sattes upp för att om proverna skulle kunna paras ihop var att de inte kunde ha en differens på mer än 5,5 % jämfört med provet från UK. Två uppsättningar gick att para ihop från nederbördsevenen vilket båda var från den 21 februari 2022 (Tabell 26, Tabell 27).



Figur 30: Grafen visar korrelationen mellan metallkoncentrationen och TSS av det inkommande vattnet till pilotanläggningen. Metallkoncentrationen är baserad på data från de metaller som detta arbete begränsats till samt att de skulle vara av liknande storleksordning. Grafen är därmed baserad på Al, As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb och Zn men inte Ca och Fe.



Figur 31: Grafen visar korrelationen mellan metallkoncentrationen och TDS av det inkommande vattnet till pilotanläggningen. Metallkoncentrationen är baserad på data från de metaller som detta arbete begränsats till samt att de skulle vara av liknande storleksordning. Grafen är därmed baserad på Al, As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb och Zn men inte Ca och Fe.

Baserat på resultaten från provtagningen kan vi se att den största metallavskiljningen görs i allmänhet i P1 (Tabell 26-27). Nämda tabeller har ett prov som är taget från samma tidsperiod men sett till när respektive vattenprov befann sig i UK är det inte någon överlappning som uppstår. En osäkerhet som finns med provresultaten från P4 är att vattnet efter filtret först samlas i en vattenbehållare. Detta gör att det blir en jämförelse mellan stickprov från en specifik vattenmassa medan vattnet som är i P4 har ansamlats över en tidsperiod vilket varierar med flödet vilket då kan ses som ett mindre samlingsprov.

Tabell 26: Redovisning av den procentuella total metallavskiljningen genom filtrets profil vid de olika provtagningspunkterna för regneventet den 21 februari 2022 vid specifika tider. Provet från UK är taget 10:00 och proverna från P1-P4 är tagna mellan 12:00-15:00.

Metall	Renat - P1	Renat - P2	Renat - P3	Renat - P4
Al, aluminium	88,90%	97,00%	99,30%	98,25%
As, arsenik	80,53%	88,35%	76,54%	89,71%
Ca, kalcium	36,28%	31,39%	-46,74%	-35,05%
Cr, krom	65,77%	71,78%	96,52%	86,01%
Cu, koppar	87,85%	92,72%	95,53%	94,47%
Fe, järn	93,38%	98,05%	99,52%	98,78%
Mn, mangan	90,31%	87,31%	41,41%	64,38%
Ni, nickel	87,96%	92,11%	95,04%	93,30%
Pb, bly	89,19%	96,12%	98,45%	98,33%
Zn, zink	91,03%	96,55%	99,45%	98,15%

Tabell 27: Redovisning av den procentuella total metallavskiljningen genom filtrets profil vid de olika provtagningspunkterna för regneventet den 21 februari 2022 vid specifika tider. Provet från UK är taget 14:00 och proverna från P1-P3 är tagna mellan 14:00-17:00.

Metall	Renat - P1	Renat - P2	Renat - P3
Al, aluminium	94,78%	98,06%	98,88%
As, arsenik	73,86%	85,39%	91,23%
Ca, kalcium	9,51%	-6,68%	-64,98%
Cr, krom	73,69%	75,86%	78,93%
Cu, koppar	90,88%	93,68%	95,71%
Fe, järn	96,16%	98,69%	99,15%
Mn, mangan	92,20%	82,25%	56,78%
Ni, nickel	87,98%	87,04%	92,59%
Pb, bly	93,22%	97,81%	98,36%
Zn, zink	92,86%	97,78%	98,46%

Utav de 5 nederbördseventen blev enbart ett av de nyttjad. För att undvika detta i framtida studier finns det ett antal förbättringsområden som kan pekas ut samt utmaningar med en provtagning av denna typ. En förbättring som kan göras för att inte behöva teoretiskt beräkna var vattnet befinner sig kontinuerligt skulle vara att addera ett spårämne till vattnet. Detta skulle försäkra att vattenprovs uppsättningarna skulle matcha, då en teoretisk uppskattning var vattnet kommer finna sig sällan är en perfekt uppskattning. I detta fall har det beräknats på att vattnet kommer röra sig homogent genom hela filtermassan men det är möjligt att detta inte är fallet då till exempel preferentiella flöden kan ha skapats i filtret. En stor utmaning med pilotanläggningen är att den använder sig av en uppställning som modellerar självfall vilket gör att uppehållstiden av vattnet kommer variera med flödet in till anläggningen. Under arbetets provperiod var flödet vid enskilda tillfällen så pass lågt att filtersanden hade en uppehållstid som låg på mer än 12 timmar och när flödet var som högst låg den på strax över 1 timme.

6 Slutsats

De följande slutsatserna är de som har dragits baserat på resultaten från denna studie:

- En god korrelation kunde ses mellan turbiditeten och TSS samt en någorlunda god korrelation mellan TSS och den totala elementkoncentrationen.
- Inga av filtren påvisade en tydlig försämring av reningskapaciteten efter ackumulerade avrinningstillfällen. Detta gäller även för D-Rainclean som sattes igen under provperioden efter ca 505 porvolym vilket skulle kunna bero på att det var skyddsanden som sattes igen och inte filtermediet. För att vara säker på det krävs det dock närmare undersökning av kolonn 4.
- Filtermaterialen påvisade för vissa element en sänkt avskiljningsförmåga vid väldigt rent inkommande vatten.
- Ingen slutsats gick att dra gällandes hur inkommande flöde samt vattenkvalité påverkar filtersandens reningsförmåga. Men resultaten från avrinningstillfällena indikerade på en sänkt procentuell reningsförmåga vid väldigt rent vatten samt vid väldigt hög elektrisk konduktivitet.
- Ingen slutsats gick att dra huruvida filtersandens reningsförmåga ändrades med tjockleken av filterbädden. Mätdata indikerar dock på att större delen av reningen sker i det översta 15 cm tjocka sandlagret.
- Samtliga filter visade på god total elementavskiljning, men strikt enligt riktvärdena klarade enbart Filtralite P dessa. Riktvärdena är dock en samanställning från flera kommuner, för att göra rätt för filtren bör de jämföras med riktvärden där de planeras att implementeras. Om man bortser från pH riktvärdet framgick det att Petrit TS hade störst reningspotential och uppfyllde samtliga riktvärden.

7 Framtida forskning

Det skulle vara av intresse att undersöka möjligheten att utforma en provtagningsteknik för att övervaka reningen av dagvatten under regn för att få en bättre bild av hur det inkommande vattnets flöde och turbiditet påverkar reningen. Baserat på de långa uppehållstiderna som kan uppstå kommer troligen provtagningen kräva en stor del automatisk provtagning. Slutligen skulle det även vara intressant att undersöka hur det övre skyddslagret påverkar livstiden på filtermassorna då de första centimetrarna av filtersanden potentiellt står för en stor del av fastläggningen av partikelbundna metaller.

8 Referenser

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (2005). *Toxicological Profile for Zinc*. Zinc | ToxFAQs™ | ATSDR.
<https://wwwn.cdc.gov/TSP/ToxFAQs/ToxFAQsDetails.aspx?faqid=301&toxid=54>
[2022-09-20].
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (2008). *Toxicological Profile for Aluminum*. ToxFAQs™ for Aluminum.
<https://wwwn.cdc.gov/TSP/ToxFAQs/ToxFAQsDetails.aspx?faqid=190&toxid=34>
[2022-09-20].
- Agewall, J. & Wallgren, K. (2021). *Rening av lösta metaller i vägdragvatten: Fullskaleförsök vintertid med reaktivt filtermaterial*. Examensarbete, KTH, Stockholm.
- Baensch-Baltruschat, B., Kocher, B., Kochleus, C., Stock, F. & Reifferscheid, G. (2021). Tyre and road wear particles - A calculation of generation, transport and release to water and soil with special regard to German roads. *Science of The Total Environment*, 752, p. 141939, doi:10.1016/j.scitotenv.2020.141939.
- Bailey, S. E., Olin, T. J., Bricka, R. M. & Adrian, D. D. (1999). A review of potentially low-cost sorbents for heavy metals. *Water Research*, 33(11), pp. 2469–2479, doi:10.1016/S0043-1354(98)00475-8.
- Bianchi, S. (2021). *Treatment of dissolved metals in highway runoff water: Pilot-scale trial with four reactive filter media and sand filter*. Examensarbete, KTH, Stockholm.
- Billberger, M. (2018). Vägsalt – Inriktning för optimering av nyttor och samtidig minimering av miljöeffekter. Trafikverket, Publikationsnummer: 2018:210
- Boxall, A. B. A. & Maltby, L. (1997). The Effects of Motorway Runoff on Freshwater Ecosystems: 3. Toxicant Confirmation. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 33(1), pp. 9–16, doi:10.1007/s002449900216.
- Briffa, J., Sinagra, E. & Blundell, R. (2020). Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*, 6(9), p. e04691, doi:10.1016/j.heliyon.2020.e04691.
- Carrero, J. A., Goienaga, N., Olivares, M., Martinez-Arkarazo, I., Arana, G. & Madariaga, J. M. (2012). Raman spectroscopy assisted with XRF and chemical simulation to assess the synergic impacts of guardrails and traffic pollutants on urban soils. *Journal of Raman Spectroscopy*, 43(10), pp. 1498–1503, doi:10.1002/jrs.4089.
- Duong, T. T. T. & Lee, B.-K. (2011). Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics. *Journal of Environmental Management*, 92(3), pp. 554–562, doi:10.1016/j.jenvman.2010.09.010.

- Funke Gruppe D-Rainclean - Treatment and Drainage of Polluted Rain Water Runoff. [Funke-Kunststoffe-D-Rainclean-brochure-09-2012.pdf \(funkegruppe.com\)](https://www.funkegruppe.com/Kunststoffe-D-Rainclean-brochure-09-2012.pdf)
- Genta, G., Morello, L., Cavallino, F. & Filtri, L. (2014a). Engine. In: Genta, G., Morello, L., Cavallino, F., & Filtri, L. (eds.) *The Motor Car: Past, Present and Future*. Dordrecht: Springer Netherlands, pp. 313–438.
- Genta, G., Morello, L., Cavallino, F. & Filtri, L. (2014b). Body. In: Genta, G., Morello, L., Cavallino, F., & Filtri, L. (eds.) *The Motor Car: Past, Present and Future*. Dordrecht: Springer Netherlands, pp. 227–253.
- Gustafsson, J. P., Jacks, G., Simonsson, M. & Nilsson, I. (2008). *Mark- och vattenkemi - Teori*. Kompendium, Institutionen för mark- och vattenteknik, KTH, Stockholm
- Hallberg, M., Renman, A., Berndtsson, L. & Renman, G. (2022). Evaluation of a sand filter material for road runoff treatment– pilot-scale field trial focused on copper and zinc removal. *Water Practice and Technology*, 17(8), pp. 1652–1665, doi:10.2166/wpt.2022.091.
- Hallberg, M., Renman, G. & Lundbom, T. (2007). Seasonal Variations of Ten Metals in Highway Runoff and their Partition between Dissolved and Particulate Matter. *Water, Air, and Soil Pollution*, 181(1), pp. 183–191, doi:10.1007/s11270-006-9289-5.
- Hamberg, C. (2022). *Fem filtermaterials metallavskiljningseffektivitet: En praktisk studie i dagvattenreningsanläggning*. Examensarbete, KTH, Stockholm.
- Huber, M., Welker, A. & Helmreich, B. (2016). Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Science of The Total Environment*, 541, pp. 895–919, doi:10.1016/j.scitotenv.2015.09.033.
- Jacobs, A., Fagerberg, J., Prima, M., Öjemark, R., Thörnelöf, S., Alm, H. & Larm, T. (2009). *Förslag till riktvärden för dagvattenutsläpp*. https://static1.squarespace.com/static/592c525fe3df282718f63597/t/5e05bb3b966a241ee2c7dff6/1577433916644/Riktvarde_n_dagvatten_feb_2009.pdf [2023-03-22].
- Järfälla Kommun (2016). *Riktlinjer för Dagvattenhantering*. <https://www.jarfalla.se/download/18.587b8e0515c91377501f1ca9/1560948738901/riktlinjer-dagvattenhantering.pdf> [2023-03-22].
- Johansson, T., Karlsson, P., Quester, A., Bergendorff, S. & Boberg, J. (2022). Trafikutvecklingen i Stockholm 2021 och under pandemin, Stockholm Stad, Trafikdataberapport 2021, p. 76.
- Kole, P. J., Löhr, A. J., Van Belleghem, F. G. A. J. & Ragas, A. M. J. (2017). Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(10), p. 1265, doi:10.3390/ijerph14101265.

- Landström, K., Lindgren, L., Mossdal, J., Persson, M. & Edlund, G. (2020). *Riktlinjer och riktvärden för utsläpp av förorenat vatten till dagvattennät och recipient*. Miljöförvaltningen Göteborg Stad.
- Larm, T. & Pirard, J. (2010). Utredning av föroreningsinnehållet i Stockholms dagvatten. SWECO rapport, p. 56.
- Larsson, A. C. (2020). Fornlämningars risk och sårbarhet till följd av vintervägsaltning på det kommunala- och statliga vägnätet i ett förändrat klimat. Examensarbete, Umeå Universitet, Umeå.
- Linköping Kommun & Tekniska Verk (2023). *Utsläpp av förorenat vatten*. <https://www.linkoping.se/naringsliv-och-arbete/tillstand-regler-och-tillsyn/miljoskydd-for-verksamheter/amnesomradessidor/utslapp-av-fororenat-vatten/> [2023-05-10].
- Liu, A., Goonetilleke, A. & Egodawatta, P. (2015). Urbanisation and Stormwater Quality. In: Liu, A., Goonetilleke, A., & Egodawatta, P. (eds.) *Role of Rainfall and Catchment Characteristics on Urban Stormwater Quality*. Singapore: Springer, pp. 1–14.
- Livsmedelsverket (2022a). *Aluminium*. <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/metaller1/aluminium> [2022-09-20].
- Livsmedelsverket (2022b). *Järn*. <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/naringsamne/salt-och-mineraler1/jarn> [2022-09-20].
- Livsmedelsverket (2022c). *Mangan*. <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/naringsamne/salt-och-mineraler1/mangan> [2022-09-20].
- Lundgren, L. (2021). *Metal Removal Efficiency of Five Filter Media Intended for use in Road Stormwater Treatment Facilities*. Examensarbete, KTH, Stockholm.
- Lundh, R. (2015). *Vägsaltets spridningsvägar och dess påverkan på landskapets vegetation*. Kandidatarbete, SLU, Alnarp.
- Nationalencyklopedin (2022). *dagvatten - Uppslagsverk - NE.se*. Dagvatten. <https://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/dagvatten> [2022-07-25].
- Naturvårdsverket (2022). *Metaller som miljögift*. <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljoforooringar/metaller/> [2022-08-16].
- Persson, P., Gallardo, I., Kallioniemi, K. & Foltyn, A.-M. (2009). PlanPM Dagvatten. Länsstyrelsen i Skåne län, Länsstyrelsenrapport 2008:24.
- Polonite Nordic Welcome to Polonite | Om Polonite. <https://polonite.se/sv/om-polonite/> [2022-09-14].

Rådasand (2022). Säkerhetsdatablad. www.radasand.se.

Reddy, K. R., Xie, T. & Dastgheibi, S. (2014). Removal of heavy metals from urban stormwater runoff using different filter materials. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(1), pp. 282–292, doi:10.1016/j.jece.2013.12.020.

Renman, A., Hallberg, M., Renman, G., Rodriguez Gomez, R. & Berndtsson, L. (2021). Treatment method to remove dissolved metals from motorway runoff – initial observations and implications for operation and maintenance. Presented at the NORDIWA, 28 September - 1 October. Digital conference & exhibition, Svenskt Vatten, FIWA, DANVA, Norsk Vann and Samorka.

Forman, R. T., & Alexander, L. E. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual review of ecology and systematics*, 29(1), 207-231, doi:/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207

SMHI (2020). *Skyfallen kan bli ännu värre i ett förändrat klimat | SMHI*.
<https://www.smhi.se/forskning/forskningsnyheter/ny-forskning-skyfallen-kan-bli-annu-varre-i-ett-forandrat-klimat-1.142644> [2022-09-08].

SMHI (2022). *Skyfall - Stockholms miljöbarometer*.
<https://miljobarometern.stockholm.se/klimat/klimatanpassning/skyfall/> [2022-09-08].

SMHI (n.d). *Data och analyser för väder samt Sveriges klimat och miljö | SMHI*. Data.
<https://www.smhi.se/data> [2023-03-10].

Stockholm Vatten och Avfall (2022). *Planera, placera, dimensionera*. Ytor att uppmärksamma.
<https://www.stockholmvattenochavfall.se/dagvatten/vagledning/rad-och-anvisningar/planera/> [2022-07-26].

Stockholm Vatten och Avfall (2023). *Föroreningar*. Föroreningar i dagvattnet.
<https://www.stockholmvattenochavfall.se/dagvatten/hallbar-dagvattenhantering2/dagvattnet-i-staden/nulage-och-risker/fororeningar/> [2023-04-14].

Stockholms Stad (2018). Översiktsplan för Stockholms stad, p. 184. Stockholms Stad.

Stockholms Stad (2022). Befolkningsprognos 2022, p. 132. Stockholms Stad.

Svenskt Vatten (2016). *Vattentermer*. Svenskt Vatten. <https://www.svensktvatten.se/fakta-om-vatten/vattentermer/> [2022-07-25].

Sveriges Miljömål (2022). *Dagvattenhantering i befintlig bebyggelse - Sveriges miljömål*.
<https://www.sverigesmiljomal.se/etappmalen/dagvattenhantering-i-befintlig->

bebyggelse/?fbclid=IwAR2qqeYsfXGqqSKY_5EKUKElGyJdINeCyEVIXwb8e6itNWAXakRgUlxVhG4 [2022-09-08].

Vattenmyndigheterna (n.d.). *Vattendistrikt i Sverige*.

<https://www.vattenmyndigheterna.se/vattendistrikt/vattendistrikt-i-sverige.html>
[2022a-08-02].

Vattenmyndigheterna (n.d.). *Åtgärdsprogram*. Åtgärdsprogram.

<https://www.vattenmyndigheterna.se/vattenforvaltning/atgardsprogram.html>
[2022b-08-02].

Wium-Andersen, T., Nielsen, A. H., Hvitved-Jakobsen, T. & Vollertsen, J. (2011). Heavy metals, PAHs and toxicity in stormwater wet detention ponds. *Water Science and Technology*, 64(2), pp. 503–511, doi:10.2166/wst.2011.075.

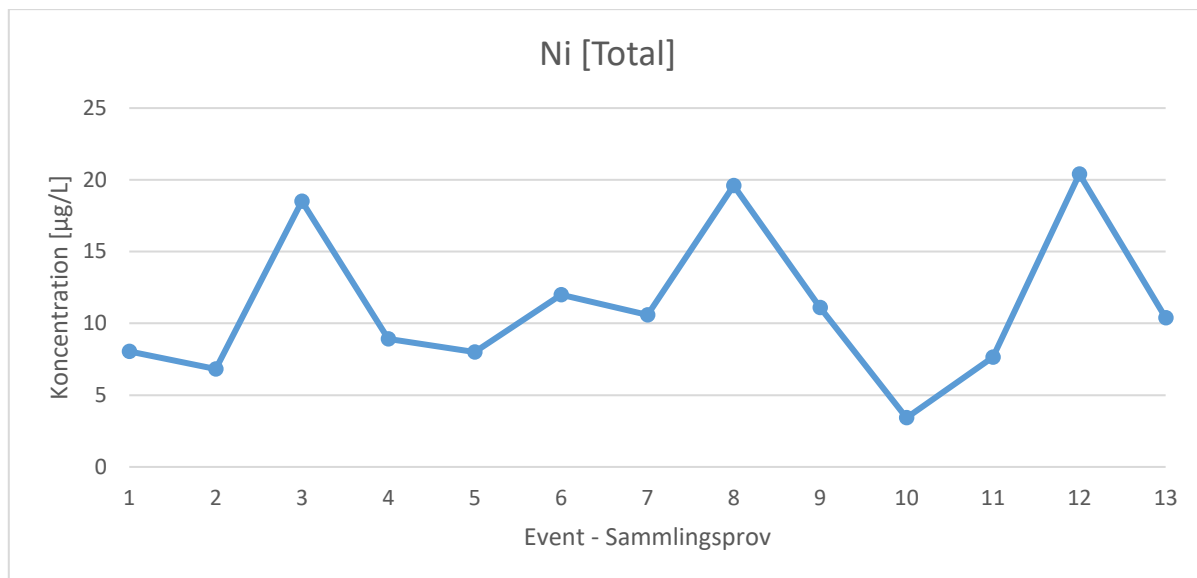
Yannopoulos, S., Basbas, S. & Giannopoulou, I. (2013). Water bodies pollution due to highways stormwater runoff: Measures and legislative framework. *Global Nest Journal*, 15, pp. 85–92.

Zare, E. N., Motahari, A. & Sillanpää, M. (2018). Nanoadsorbents based on conducting polymer nanocomposites with main focus on polyaniline and its derivatives for removal of heavy metal ions/dyes: A review. *Environmental Research*, 162, pp. 173–195, doi:10.1016/j.envres.2017.12.025.

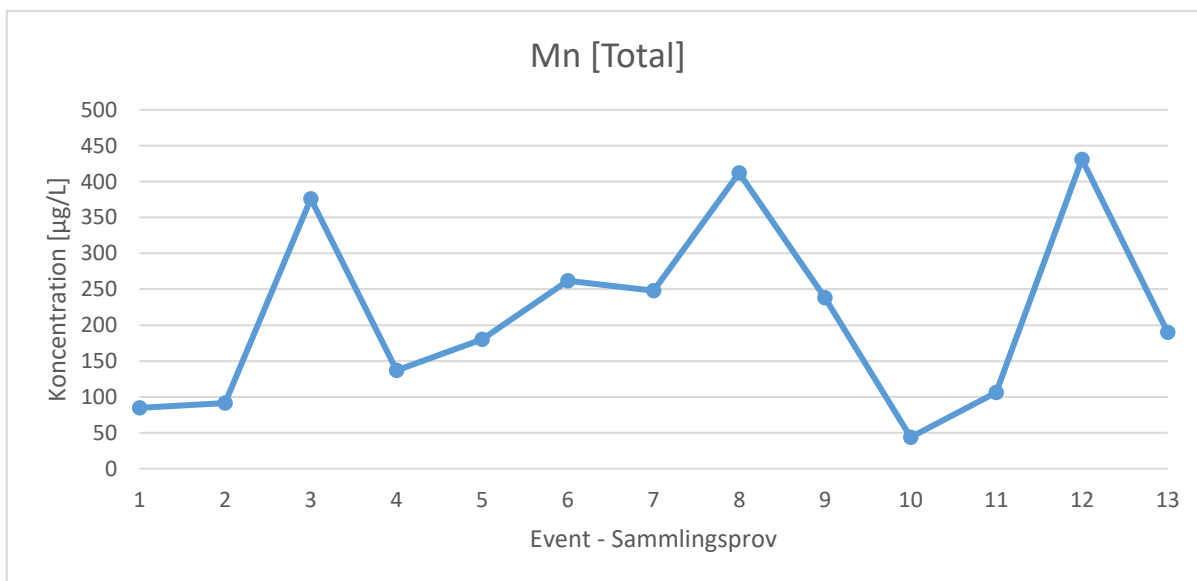
Zhou, L., Shen, G., Li, C., Chen, T., Li, S. & Brown, R. (2021). Impacts of land covers on stormwater runoff and urban development: A land use and parcel based regression approach. *Land Use Policy*, 103, p. 105280, doi:10.1016/j.landusepol.2021.105280.

Appendix A

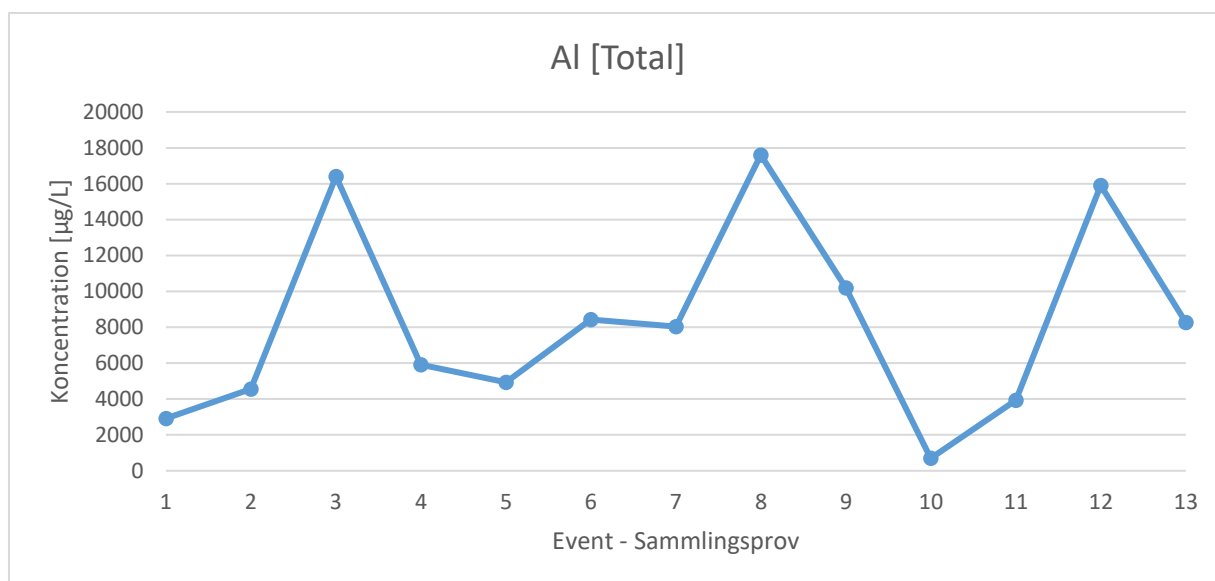
Redovisar var för sig av metallerna för den inkommande totala metallkoncentrationen per event för samlingsproverna.



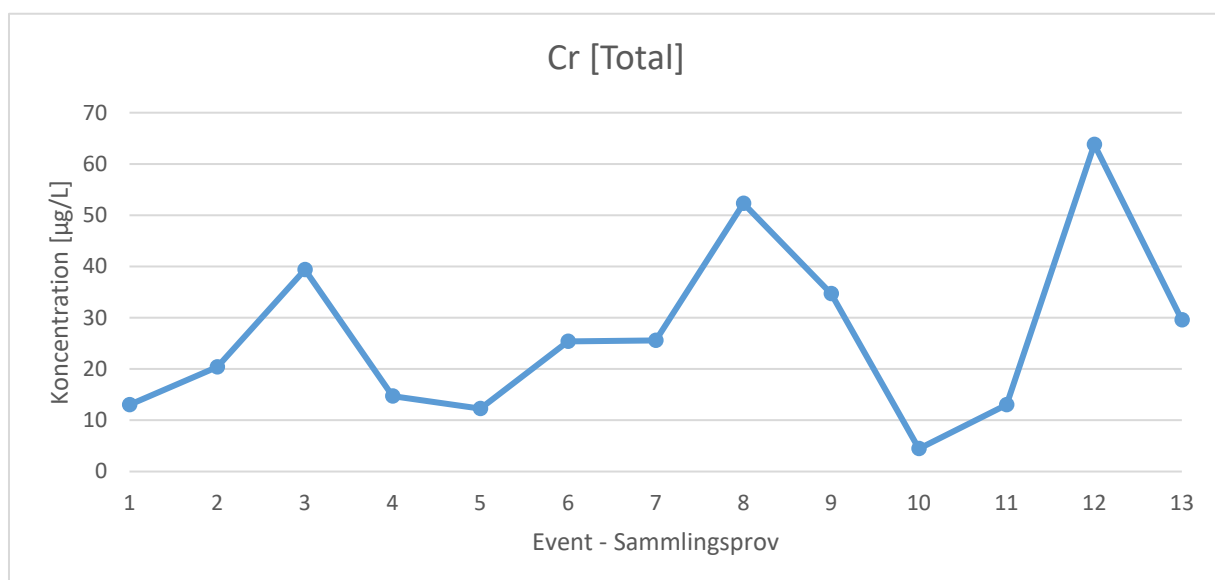
Figur 32: Fluktuation av nickels totala metallkoncentration över provperioden för respektive samlingsprovsevent.



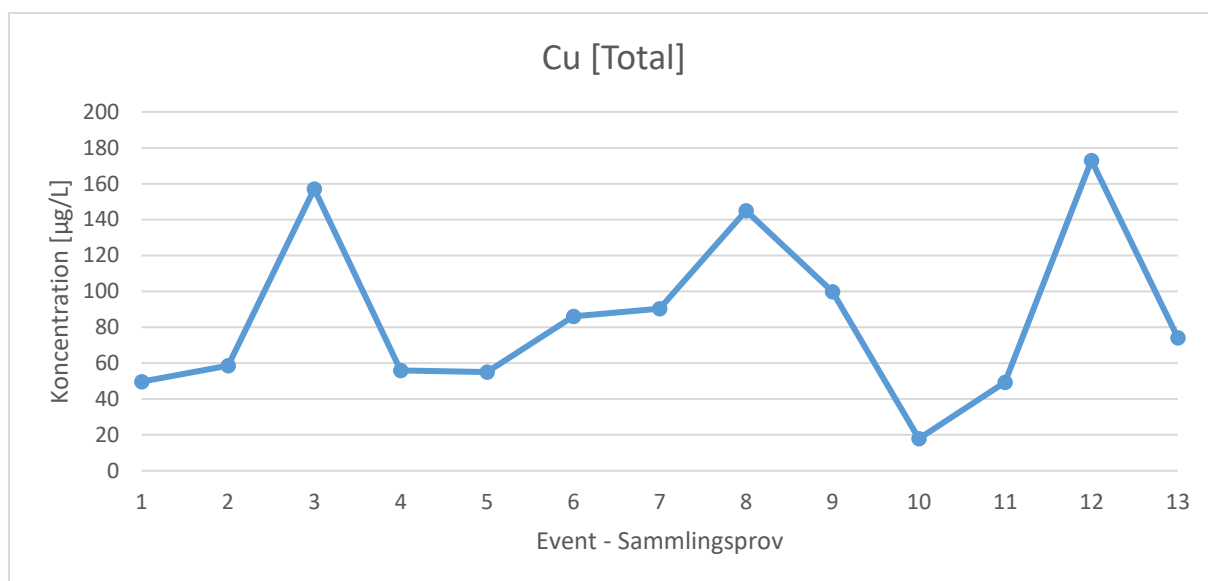
Figur 33: Fluktuation av manganens totala metallkoncentration över provperioden för respektive samlingsprovsevent.



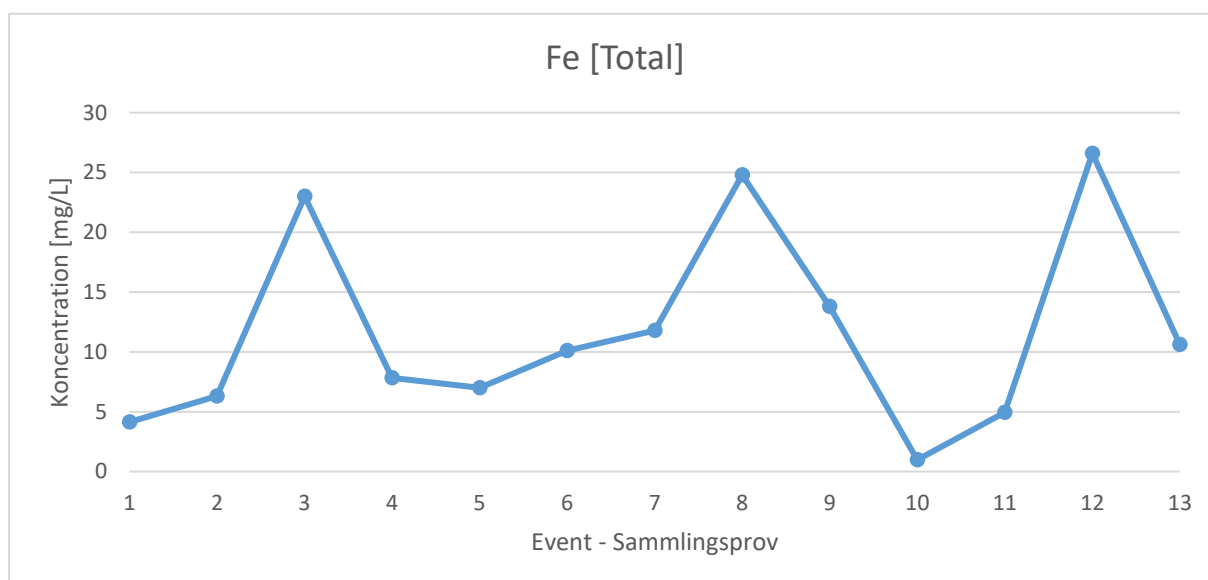
Figur 34: Fluktuation av aluminiumens totala metallkoncentration över provperioden för respektive samlingsprovsevent.



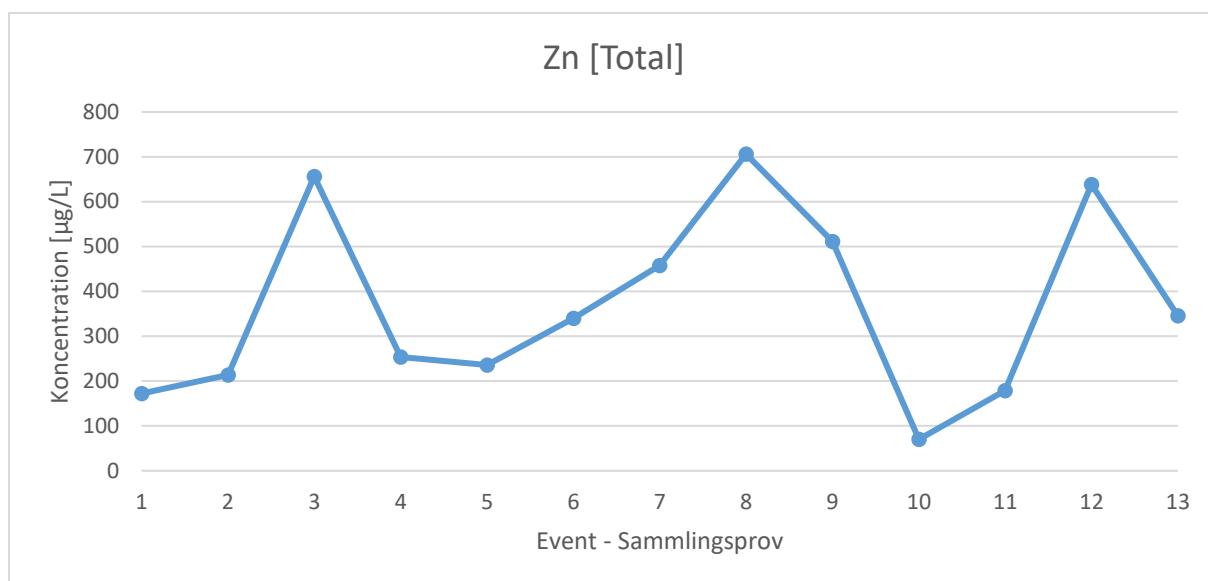
Figur 35: Fluktuation av kromens totala metallkoncentration över provperioden för respektive samlingsprovsevent.



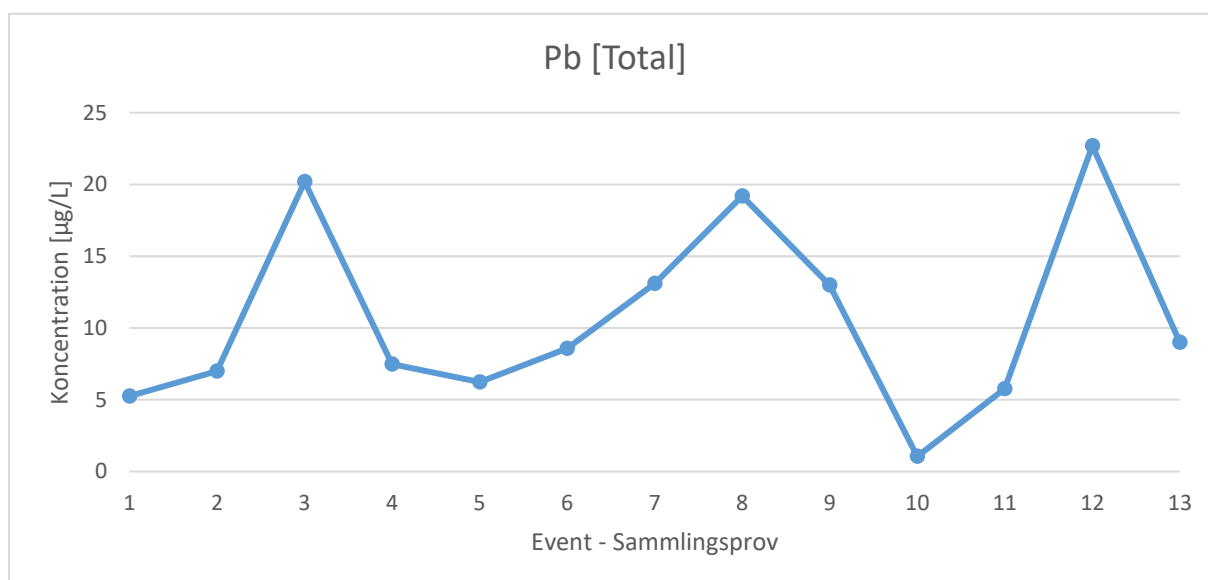
Figur 36: Fluktuation av kopparns totala metallkoncentration över provperioden för respektive samlingsprovsevent.



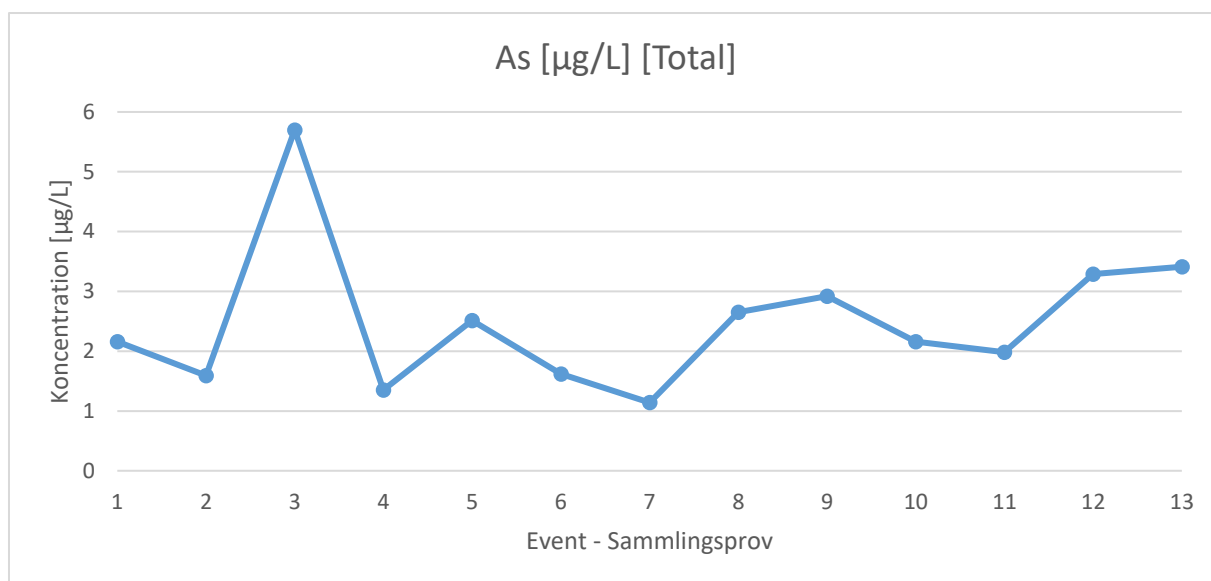
Figur 37: Fluktuation av järnens totala metallkoncentration över provperioden för respektive samlingsprovsevent.



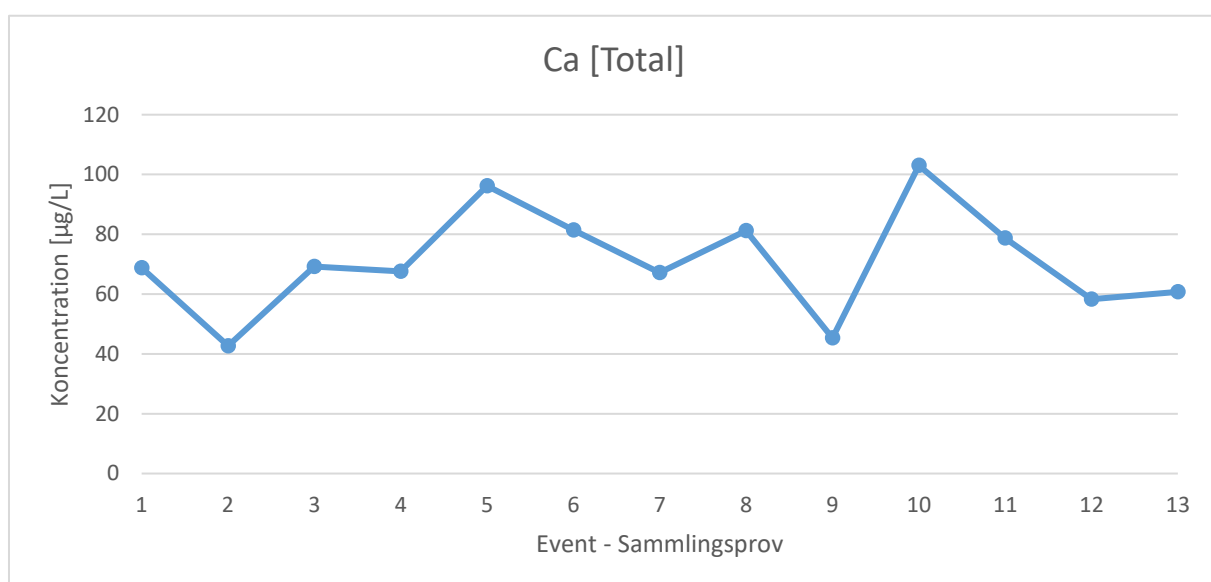
Figur 38: Fluktuation av zinkens totala metallkoncentration över provperioden för respektive samlingsprovsevent.



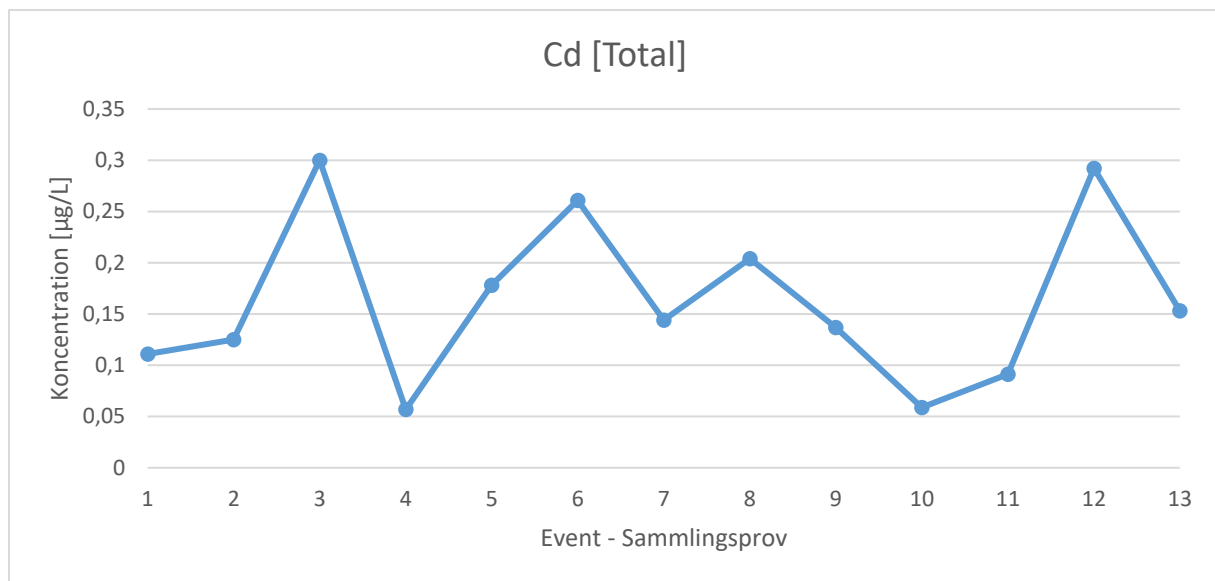
Figur 39: Fluktuation av blyets totala metallkoncentration över provperioden för respektive samlingsprovsevent.



Figur 40: Fluktuation av arsenikens totala metallkoncentration över provperioden för respektive samlingsprovsevent.



Figur 41: Fluktuation av kalciumens totala metallkoncentration över provperioden för respektive samlingsprovsevent.



Figur 42: Fluktuation av kadmiumens totala metallkoncentration över provperioden för respektive samlingsprovsevent.

Appendix B

Fullständiga tabeller över metallkoncentrationerna för respektive filter samt inkommande vatten.

Tabell 28: Aggregerad data över metallkoncentration, As och Ca, baserad på samlingsproverna från UK samt ALS mätinstruments detektionsgräns.

Metall & Enhet	Detektions -gräns	Aggregerad Koncentration	Standard- avvikelse	Max	Min
Al [µg/L] [Total]	10,00	10261,18	5404,88	17600,00	695,00
Al [µg/L] [Löst]	2,00	44,11	11,30	62,00	23,70
As [µg/L] [Total]	0,50	2,59	1,20	5,70	1,14
As [µg/L] [Löst]	0,50	1,25	1,37	4,68	0,50
Ba [µg/L] [Total]	1,00	206,44	70,97	276,00	91,80
Ba [µg/L] [Löst]	0,20	107,25	41,60	196,00	41,20
Ca [mg/L] [Total]	0,20	69,79	17,54	103,00	42,70
Ca [mg/L] [Löst]	0,20	64,23	15,98	94,30	44,10
Cd [µg/L] [Total]	0,05	0,18	0,08	0,30	0,06
Cd [µg/L] [Löst]	0,05	0,08	0,04	0,15	0,05
Co [µg/L] [Total]	0,20	18,25	9,14	30,00	3,38
Co [µg/L] [Löst]	0,05	5,79	3,70	13,30	0,33
Cr [µg/L] [Total]	0,90	34,06	17,15	63,80	4,45
Cr [µg/L] [Löst]	0,50	4,92	2,99	12,00	0,87
Cu [µg/L] [Total]	1,00	102,28	46,85	173,00	17,90
Cu [µg/L] [Löst]	1,00	19,54	6,76	38,40	13,20
Fe [mg/L] [Total]	0,01	14,83	8,23	26,60	0,98
Fe [mg/L] [Löst]	0,004	0,02	0,01	0,05	0,01
Hg [µg/L] [Total]	0,02	0,02	0,00	0,03	0,02
Hg [µg/L] [Löst]	0,02	0,02	0,00	0,02	0,02
K [mg/L] [Total]	0,40	16,31	4,35	22,00	7,85
K [mg/L] [Löst]	0,50	12,19	3,55	17,80	6,08
Mg [mg/L] [Total]	0,20	14,86	4,91	23,00	8,59
Mg [mg/L] [Löst]	0,09	10,37	5,43	21,30	4,94
Mn [µg/L] [Total]	0,90	260,85	127,97	431,00	43,80
Mn [µg/L] [Löst]	0,20	65,98	34,96	122,00	15,30
Mo [µg/L] [Total]	0,50	13,73	3,04	19,10	9,69
Mo [µg/L] [Löst]	0,50	12,63	3,16	18,00	7,73
Na [mg/L] [Total]	0,50	1569,29	958,51	3650,00	87,50
Na [mg/L] [Löst]	0,20	1509,52	896,40	3280,00	82,60
Ni [µg/L] [Total]	0,60	13,14	5,23	20,40	3,42
Ni [µg/L] [Löst]	0,50	3,95	1,32	6,05	2,05
Pb [µg/L] [Total]	0,50	12,97	6,56	22,70	1,05
Pb [µg/L] [Löst]	0,20	0,20	0,00	0,20	0,20
V [µg/L] [Total]	0,20	31,91	17,47	55,60	2,62
V [µg/L] [Löst]	0,05	0,62	0,16	1,01	0,42
Zn [µg/L] [Total]	4,00	438,11	207,55	706,00	70,10
Zn [µg/L] [Löst]	2,00	64,92	18,96	92,20	38,80

Tabell 29: Aggregerad data över metallkoncentration, As och Ca, baserad på samlingsproverna från K1, ALS mätinstruments detektionsgräns och metallavskilningseffektivitetens procentuella rening i förhållande till det inkommande vattnet.

Metall & Enhet	Detektions-gräns	Aggregerad Koncentration	Standard-avvikelse	Max	Min	Renat
Al [µg/L] [Total]	10,00	84,84	54,96	181,00	10,40	99,17%
Al [µg/L] [Löst]	2,00	6,71	2,94	13,20	3,06	84,78%
As [µg/L] [Total]	0,50	0,89	0,76	3,08	0,50	65,59%
As [µg/L] [Löst]	0,50	0,87	0,90	2,99	0,50	30,56%
Ba [µg/L] [Total]	1,00	172,97	108,09	362,00	29,00	16,21%
Ba [µg/L] [Löst]	0,20	171,57	110,36	372,00	29,10	-59,97%
Ca [mg/L] [Total]	0,20	77,93	27,76	118,00	36,90	-11,66%
Ca [mg/L] [Löst]	0,20	76,71	28,18	118,00	35,90	-19,43%
Cd [µg/L] [Total]	0,05	0,08	0,04	0,15	0,05	58,88%
Cd [µg/L] [Löst]	0,05	0,07	0,04	0,16	0,05	5,44%
Co [µg/L] [Total]	0,20	0,68	0,41	1,54	0,20	96,26%
Co [µg/L] [Löst]	0,05	0,56	0,39	1,52	0,19	90,32%
Cr [µg/L] [Total]	0,90	1,79	1,16	4,59	0,90	94,73%
Cr [µg/L] [Löst]	0,50	1,36	1,10	4,00	0,50	72,40%
Cu [µg/L] [Total]	1,00	10,24	3,86	20,40	6,13	89,99%
Cu [µg/L] [Löst]	1,00	9,10	3,89	19,80	5,61	53,41%
Fe [mg/L] [Total]	0,01	0,12	0,07	0,26	0,02	99,22%
Fe [mg/L] [Löst]	0,004	0,02	0,01	0,04	0,004	-1,79%
Hg [µg/L] [Total]	0,02	0,02	0,00	0,02	0,02	8,88%
Hg [µg/L] [Löst]	0,02	0,02	0,00	0,02	0,02	0,00%
K [mg/L] [Total]	0,40	13,85	4,59	20,80	7,44	15,09%
K [mg/L] [Löst]	0,50	13,39	4,45	19,80	6,98	-9,89%
Mg [mg/L] [Total]	0,20	11,77	4,74	20,40	4,24	20,80%
Mg [mg/L] [Löst]	0,09	11,31	4,65	19,70	4,13	-8,99%
Mn [µg/L] [Total]	0,90	200,11	190,43	628,00	61,20	23,29%
Mn [µg/L] [Löst]	0,20	195,63	192,80	608,00	2,50	-196,50%
Mo [µg/L] [Total]	0,50	13,15	2,29	16,20	9,47	4,21%
Mo [µg/L] [Löst]	0,50	13,02	1,93	15,10	9,59	-3,13%
Na [mg/L] [Total]	0,50	1615,13	910,14	2950,00	96,80	-2,92%
Na [mg/L] [Löst]	0,20	1519,46	829,43	2680,00	94,50	-0,66%
Ni [µg/L] [Total]	0,60	2,19	1,07	5,02	0,60	83,33%
Ni [µg/L] [Löst]	0,50	2,03	0,99	3,46	0,50	48,47%
Pb [µg/L] [Total]	0,50	0,50	0,00	0,50	0,50	96,14%
Pb [µg/L] [Löst]	0,20	0,20	0,00	0,20	0,20	0,00%
V [µg/L] [Total]	0,20	0,78	0,45	1,95	0,43	97,54%
V [µg/L] [Löst]	0,05	0,61	0,39	1,61	0,39	0,58%
Zn [µg/L] [Total]	4,00	6,13	2,74	11,30	4,00	98,60%
Zn [µg/L] [Löst]	2,00	2,42	0,99	5,10	2,00	96,27%

Tabell 30: Aggregerad data över metallkoncentration, As och Ca, baserad på samlingsproverna från K2, ALS mätinstruments detektionsgräns och metallavskilningseffektivitetens procentuella rening i förhållande till det inkommande vattnet.

Metall & Enhet	Detektions-gräns	Aggregerad Koncentration	Standard-avvikelse	Max	Min	Renat
Al [µg/L] [Total]	10,00	101,94	18,00	141,00	84,80	99,01%
Al [µg/L] [Löst]	2,00	96,62	13,14	116,00	81,20	-119,06%
As [µg/L] [Total]	0,50	0,63	0,47	2,07	0,50	75,61%
As [µg/L] [Löst]	0,50	0,59	0,33	1,50	0,50	52,66%
Ba [µg/L] [Total]	1,00	384,69	150,24	651,00	125,00	-86,35%
Ba [µg/L] [Löst]	0,20	380,38	142,79	628,00	128,00	-254,66%
Ca [mg/L] [Total]	0,20	898,79	65,14	999,00	731,00	-1187,82%
Ca [mg/L] [Löst]	0,20	875,77	73,10	1020,00	698,00	-1263,56%
Cd [µg/L] [Total]	0,05	0,05	0,00	0,05	0,05	72,71%
Cd [µg/L] [Löst]	0,05	0,05	0,00	0,05	0,05	35,58%
Co [µg/L] [Total]	0,20	0,20	0,00	0,20	0,20	98,90%
Co [µg/L] [Löst]	0,05	0,05	0,00	0,06	0,05	99,13%
Cr [µg/L] [Total]	0,90	0,90	0,00	0,90	0,90	97,36%
Cr [µg/L] [Löst]	0,50	0,50	0,00	0,51	0,50	89,83%
Cu [µg/L] [Total]	1,00	1,00	0,00	1,00	1,00	99,02%
Cu [µg/L] [Löst]	1,00	1,00	0,00	1,00	1,00	94,88%
Fe [mg/L] [Total]	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	99,93%
Fe [mg/L] [Löst]	0,004	0,005	0,001	0,01	0,004	78,38%
Hg [µg/L] [Total]	0,02	0,02	0,00	0,02	0,02	8,88%
Hg [µg/L] [Löst]	0,02	0,02	0,00	0,02	0,02	0,00%
K [mg/L] [Total]	0,40	15,62	4,94	22,40	9,69	4,21%
K [mg/L] [Löst]	0,50	15,29	4,52	21,90	9,09	-25,50%
Mg [mg/L] [Total]	0,20	0,20	0,00	0,20	0,20	98,65%
Mg [mg/L] [Löst]	0,09	0,09	0,00	0,09	0,09	99,13%
Mn [µg/L] [Total]	0,90	1,09	0,81	3,82	0,90	99,58%
Mn [µg/L] [Löst]	0,20	0,45	0,39	1,28	0,20	99,32%
Mo [µg/L] [Total]	0,50	28,51	10,22	44,80	15,20	-107,65%
Mo [µg/L] [Löst]	0,50	28,99	10,02	42,70	14,60	-129,59%
Na [mg/L] [Total]	0,50	1531,50	927,49	3320,00	109,00	2,41%
Na [mg/L] [Löst]	0,20	1435,53	854,62	3120,00	101,00	4,90%
Ni [µg/L] [Total]	0,60	0,62	0,03	0,68	0,60	95,31%
Ni [µg/L] [Löst]	0,50	0,59	0,14	0,89	0,50	85,09%
Pb [µg/L] [Total]	0,50	0,50	0,00	0,50	0,50	96,14%
Pb [µg/L] [Löst]	0,20	0,30	0,07	0,48	0,20	-48,35%
V [µg/L] [Total]	0,20	4,95	1,89	8,52	1,93	84,48%
V [µg/L] [Löst]	0,05	4,03	1,78	7,17	1,17	-553,23%
Zn [µg/L] [Total]	4,00	3,89	1,75	10,30	4,00	99,11%
Zn [µg/L] [Löst]	2,00	2,03	0,08	2,23	2,00	96,88%

Tabell 31: Aggregerad data över metallkoncentration, As och Ca, baserad på samlingsproverna från K3, ALS mätinstruments detektionsgräns och metallavskilningseffektivitetens procentuella rening i förhållande till det inkommande vattnet.

Metall & Enhet	Detektions-gräns	Aggregerad koncentration	Standard-avvikelse	Max	Min	Renat
Al [µg/L] [Total]	10,00	529,68	189,49	927,00	258,00	94,84%
Al [µg/L] [Löst]	2,00	494,68	165,31	800,00	228,00	-1021,49%
As [µg/L] [Total]	0,50	4,02	1,85	7,05	1,97	-54,85%
As [µg/L] [Löst]	0,50	3,61	1,38	5,46	1,58	-188,75%
Ba [µg/L] [Total]	1,00	29,57	17,31	60,90	9,97	85,68%
Ba [µg/L] [Löst]	0,20	28,73	17,02	57,20	8,79	73,22%
Ca [mg/L] [Total]	0,20	145,49	72,51	268,00	65,90	-108,47%
Ca [mg/L] [Löst]	0,20	140,61	73,05	255,00	56,00	-118,93%
Cd [µg/L] [Total]	0,05	0,05	0,00	0,05	0,05	72,72%
Cd [µg/L] [Löst]	0,05	0,05	0,00	0,05	0,05	35,58%
Co [µg/L] [Total]	0,20	0,21	0,02	0,27	0,20	98,84%
Co [µg/L] [Löst]	0,05	0,16	0,08	0,26	0,05	97,21%
Cr [µg/L] [Total]	0,90	10,88	3,78	17,40	3,03	68,06%
Cr [µg/L] [Löst]	0,50	9,89	3,56	15,10	2,67	-101,10%
Cu [µg/L] [Total]	1,00	3,94	1,15	6,94	2,15	96,15%
Cu [µg/L] [Löst]	1,00	3,41	1,34	6,56	1,86	82,55%
Fe [mg/L] [Total]	0,01	0,03	0,01	0,04	0,01	99,81%
Fe [mg/L] [Löst]	0,004	0,02	0,01	0,04	0,004	13,23%
Hg [µg/L] [Total]	0,02	0,02	0,00	0,02	0,02	8,88%
Hg [µg/L] [Löst]	0,02	0,02	0,00	0,02	0,02	0,00%
K [mg/L] [Total]	0,40	24,84	10,90	40,10	12,70	-52,35%
K [mg/L] [Löst]	0,50	24,11	10,58	37,90	12,40	-97,79%
Mg [mg/L] [Total]	0,20	0,47	0,57	2,18	0,20	96,82%
Mg [mg/L] [Löst]	0,09	0,36	0,56	2,05	0,09	96,49%
Mn [µg/L] [Total]	0,90	0,92	0,07	1,12	0,90	99,65%
Mn [µg/L] [Löst]	0,20	0,30	0,27	1,13	0,20	99,54%
Mo [µg/L] [Total]	0,50	16,00	3,20	19,40	10,00	-16,55%
Mo [µg/L] [Löst]	0,50	15,74	3,24	19,40	9,06	-24,65%
Na [mg/L] [Total]	0,50	1566,79	914,94	3160,00	100,00	0,16%
Na [mg/L] [Löst]	0,20	1467,77	826,02	2830,00	92,70	2,77%
Ni [µg/L] [Total]	0,60	1,41	0,56	2,34	0,60	89,26%
Ni [µg/L] [Löst]	0,50	1,41	0,59	2,73	0,50	64,24%
Pb [µg/L] [Total]	0,50	0,50	0,00	0,50	0,50	96,14%
Pb [µg/L] [Löst]	0,20	0,20	0,00	0,20	0,20	0,00%
V [µg/L] [Total]	0,20	62,77	17,12	93,30	25,60	-96,69%
V [µg/L] [Löst]	0,05	61,91	18,75	94,00	23,40	-9944,73%
Zn [µg/L] [Total]	4,00	4,11	0,50	5,79	4,00	99,06%
Zn [µg/L] [Löst]	2,00	2,09	0,30	3,08	2,00	96,77%

Tabell 32: Aggregerad data över metallkoncentration, As och Ca, baserad på samlingsproverna från K4, ALS mätinstruments detektionsgräns och metallavskilningseffektivitetens procentuella rening i förhållande till det inkommande vattnet.

Metall & Enhet	Detektions-gräns	Aggregerad Koncentration	Standard-avvikelse	Max	Min	Renat
Al [µg/L] [Total]	10,00	108,33	101,44	393,00	13,00	98,94%
Al [µg/L] [Löst]	2,00	3,24	2,00	8,93	2,00	92,65%
As [µg/L] [Total]	0,50	2,18	1,89	7,20	1,13	15,80%
As [µg/L] [Löst]	0,50	1,94	1,82	5,57	0,58	-55,46%
Ba [µg/L] [Total]	1,00	55,28	43,13	159,00	9,86	73,22%
Ba [µg/L] [Löst]	0,20	51,66	43,04	154,00	6,51	51,83%
Ca [mg/L] [Total]	0,20	90,52	48,67	186,00	35,40	-29,70%
Ca [mg/L] [Löst]	0,20	87,68	48,12	184,00	37,20	-36,51%
Cd [µg/L] [Total]	0,05	0,05	0,00	0,05	0,05	72,72%
Cd [µg/L] [Löst]	0,05	0,05	0,00	0,05	0,05	35,58%
Co [µg/L] [Total]	0,20	0,53	0,32	1,21	0,20	97,09%
Co [µg/L] [Löst]	0,05	0,42	0,30	0,97	0,05	92,77%
Cr [µg/L] [Total]	0,90	5,16	2,46	8,96	1,79	84,85%
Cr [µg/L] [Löst]	0,50	4,55	2,28	7,94	0,93	7,55%
Cu [µg/L] [Total]	1,00	5,40	1,54	7,83	2,39	94,72%
Cu [µg/L] [Löst]	1,00	4,60	1,21	6,34	2,67	76,48%
Fe [mg/L] [Total]	0,01	0,12	0,10	0,39	0,03	99,18%
Fe [mg/L] [Löst]	0,004	0,02	0,01	0,05	0,005	-3,55%
Hg [µg/L] [Total]	0,02	0,02	0,00	0,02	0,02	8,88%
Hg [µg/L] [Löst]	0,02	0,02	0,00	0,02	0,02	0,00%
K [mg/L] [Total]	0,40	19,15	11,97	44,10	8,66	-17,47%
K [mg/L] [Löst]	0,50	18,17	10,81	40,40	7,98	-49,12%
Mg [mg/L] [Total]	0,20	8,42	4,46	18,50	2,17	43,31%
Mg [mg/L] [Löst]	0,09	8,02	4,41	18,50	2,18	22,70%
Mn [µg/L] [Total]	0,90	2,61	1,68	6,41	0,90	99,00%
Mn [µg/L] [Löst]	0,20	0,81	0,45	1,79	0,20	98,78%
Mo [µg/L] [Total]	0,50	12,61	3,26	18,60	7,92	8,16%
Mo [µg/L] [Löst]	0,50	12,46	3,30	18,50	7,21	1,31%
Na [mg/L] [Total]	0,50	1572,62	938,42	3390,00	84,50	-0,21%
Na [mg/L] [Löst]	0,20	1489,66	845,43	3020,00	78,00	1,32%
Ni [µg/L] [Total]	0,60	1,75	0,73	3,36	0,60	86,71%
Ni [µg/L] [Löst]	0,50	1,74	0,70	3,06	0,61	55,92%
Pb [µg/L] [Total]	0,50	0,52	0,05	0,67	0,50	96,01%
Pb [µg/L] [Löst]	0,20	0,20	0,00	0,20	0,20	0,00%
V [µg/L] [Total]	0,20	5,71	1,99	9,01	2,97	82,10%
V [µg/L] [Löst]	0,05	5,62	2,05	8,89	2,86	-811,89%
Zn [µg/L] [Total]	4,00	5,80	2,99	14,80	4,00	98,68%
Zn [µg/L] [Löst]	2,00	2,19	0,62	4,22	2,00	96,63%

Tabell 33: Aggregerad data över metallkoncentration, As och Ca, baserad på samlingsproverna från K5, ALS mätinstruments detektionsgräns och metallavskilningseffektivitetens procentuella rening i förhållande till det inkommande vattnet.

Metall & Enhet	Detektions-gräns	Aggregerad Koncentration	Standard-avvikelse	Max	Min	Renat
Al [µg/L] [Total]	10,00	82,27	53,21	178,00	28,00	99,20%
Al [µg/L] [Löst]	2,00	27,10	5,70	36,70	16,40	38,57%
As [µg/L] [Total]	0,50	3,49	1,44	6,28	2,02	-34,56%
As [µg/L] [Löst]	0,50	3,18	1,23	5,28	1,80	-154,07%
Ba [µg/L] [Total]	1,00	130,42	74,52	264,00	26,20	36,82%
Ba [µg/L] [Löst]	0,20	132,07	76,59	259,00	25,70	-23,14%
Ca [mg/L] [Total]	0,20	44,26	15,15	66,10	27,10	36,58%
Ca [mg/L] [Löst]	0,20	42,98	14,97	63,30	28,40	33,08%
Cd [µg/L] [Total]	0,05	0,05	0,00	0,05	0,05	72,72%
Cd [µg/L] [Löst]	0,05	0,05	0,00	0,05	0,05	35,58%
Co [µg/L] [Total]	0,20	0,40	0,17	0,69	0,20	97,79%
Co [µg/L] [Löst]	0,05	0,33	0,19	0,63	0,05	94,27%
Cr [µg/L] [Total]	0,90	1,05	0,54	2,78	0,90	96,92%
Cr [µg/L] [Löst]	0,50	0,65	0,35	1,62	0,50	86,70%
Cu [µg/L] [Total]	1,00	1,83	1,09	3,74	1,00	98,21%
Cu [µg/L] [Löst]	1,00	1,67	0,83	3,45	1,00	91,43%
Fe [mg/L] [Total]	0,01	0,08	0,07	0,23	0,01	99,44%
Fe [mg/L] [Löst]	0,004	0,02	0,01	0,04	0,004	22,33%
Hg [µg/L] [Total]	0,02	0,02	0,00	0,02	0,02	8,88%
Hg [µg/L] [Löst]	0,02	0,02	0,00	0,02	0,02	0,00%
K [mg/L] [Total]	0,40	14,37	4,20	21,00	8,68	11,89%
K [mg/L] [Löst]	0,50	13,81	4,01	20,90	8,98	-13,28%
Mg [mg/L] [Total]	0,20	22,30	5,60	27,80	10,80	-50,11%
Mg [mg/L] [Löst]	0,09	21,33	5,38	27,20	10,90	-105,56%
Mn [µg/L] [Total]	0,90	18,63	23,26	76,40	1,92	92,86%
Mn [µg/L] [Löst]	0,20	16,42	23,13	69,40	0,41	75,11%
Mo [µg/L] [Total]	0,50	15,29	4,03	20,50	8,74	-11,36%
Mo [µg/L] [Löst]	0,50	15,23	3,65	20,00	8,42	-20,64%
Na [mg/L] [Total]	0,50	1630,61	930,27	3090,00	102,00	-3,91%
Na [mg/L] [Löst]	0,20	1533,12	848,03	2850,00	97,20	-1,56%
Ni [µg/L] [Total]	0,60	4,00	1,60	7,04	2,23	69,59%
Ni [µg/L] [Löst]	0,50	3,85	1,62	6,47	2,04	2,46%
Pb [µg/L] [Total]	0,50	0,50	0,00	0,50	0,50	96,14%
Pb [µg/L] [Löst]	0,20	0,20	0,00	0,20	0,20	0,00%
V [µg/L] [Total]	0,20	2,06	1,05	4,44	0,76	93,54%
V [µg/L] [Löst]	0,05	1,93	1,04	3,99	0,54	-212,44%
Zn [µg/L] [Total]	4,00	4,67	1,23	8,16	4,00	98,93%
Zn [µg/L] [Löst]	2,00	2,16	0,61	3,83	2,00	96,67%

