



UPPSALA  
UNIVERSITET



W18017

Examensarbete 30 hp  
Juni 2018

# Fördjupad funktionsanalys av Uppsalaåsen

Avskiljning av organiskt material (NOM)  
vid konstgjord infiltration och kemisk fällning

---

Olov Stenberg

## REFERAT

### Fördjupad funktionsanalys av Uppsalaåsen, avskiljning av organiskt material (NOM) vid konstjord infiltration och kemisk fällning.

*Olov Stenberg*

Uppsalas dricksvattenproduktion är byggd omkring Uppsalaåsen. Genom att infiltrera ytvatten från Fyrisån på flera platser på åsen förstärkes den naturliga grundvattenbildningen. Under 2017 infiltrerades över 8 miljoner m<sup>3</sup> vatten och fram till 2100 beräknas infiltrationsvolymen öka till 28 miljoner m<sup>3</sup>. Under de senaste 25 åren har 3700 ton löst organiskt material (DOC) tillsatts åsen via konstjord infiltration. I Sverige har ökande halter av naturligt organiskt material (NOM) observerats på flera håll. Vid dricksvattenberedning kan ökande halter av NOM i dricksvatten leda till dålig lukt och smak, men även formation av cancerogena desinfektionsbiprodukter (DBP). Syftet med det här examensarbetet har varit att undersöka vad som händer med DOC i Uppsalaåsen vid konstjord infiltration mellan infiltrationsanläggningen i Tunåsen och uttagsbrunnen i Galgbacken. Avskiljningen av DOC på denna åssträcka har jämförts med kemisk fällning med järnklorid, FeCl<sub>3</sub>, genom med bägarförsök. Ett ytterligare syfte var att undersöka huruvida ett för- eller efterfällningssteg är lämpligt att implementera inför framtida, ökade infiltrationsvolymerna. Genom att analysera DOC i grundvattenprover tagna längs med Uppsalaåsen har det visats att åsen naturligt kan avskilja upp till 70 % av DOC i infiltrationsvattnet. Med kemisk fällning uppnås liknande avskiljning av DOC om vattnets pH-värde sänks till pH 6,2–6,5 och 100 mg FeCl<sub>3</sub> tillsätts per liter vatten. Genom att undersöka karaktären av NOM i infiltrations- och grundvattnet med spektrofotometri och kromatografiska analyser (LC-OCD) har det visats att det organiska materialet i grundvattnet som pumpas ut ur åsen främst består av högmolekylära organiska föreningar >600 Dalton (Da) i medeltal. Med kemisk fällning kan majoriteten av de högmolekylära föreningarna fällas ut och efter fällning består majoriteten av de kvarvarande organiska föreningarna av lågmolekylära organiska ämnen <500 Da i medeltal. Inför framtida ökade infiltrationsvolymerna skulle ett efterfällningssteg vara lämpligt att implementera som ett komplement till den konstgjorda infiltrationen. Studien visar också att den ekosystemtjänst som Uppsalaåsen utgör är en stor tillgång för stadens nuvarande och framtida dricksvattenproduktion.

**Nyckelord:** Konstjord infiltration, kemisk fällning, bägarförsök, DOC, järnklorid, dricksvatten.

*Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet, Lennart Hjelm's väg 9, 750 05 Uppsala, Sverige*

## ABSTRACT

### **In-depth Function analysis of the Uppsala esker: removal of natural organic matter (NOM) in artificially recharged groundwater compared to flocculation**

*Olov Stenberg*

Uppsala's drinking water production is built around the Uppsala esker. Through managed aquifer recharge, surface water from Fyris river is infiltrated into the esker at several sites, in order to enhance the natural groundwater recharge. During 2017 more than 8 million m<sup>3</sup> of water was artificially infiltrated, however, by 2100 the infiltration required is expected to increase to 28 million m<sup>3</sup> per year. In the last 25 years, 3700 metric tons of dissolved organic carbon (DOC) have been added to the esker through managed aquifer recharge. In Sweden increasing trends of natural organic matter (NOM) in surface water have been observed, this may cause problems when producing drinking water. High concentration of NOM in drinking water can affect the taste and odor of the produced water as well as forming carcinogenic disinfection byproducts (DBPs). The purpose of this thesis was to investigate the fate of DOC within the esker in between the infiltration site at Tunåsen and the uptake site in Galgbacken. The natural removal of DOC was compared with the removal that could be achieved through chemical flocculation, specifically through jar tests with ferric chloride, FeCl<sub>3</sub>. Furthermore, another purpose was to evaluate whether or not pre- or post-flocculation should be implemented, in order to secure water availability in the future. Through groundwater sampling along the esker it can be concluded that the esker naturally removes up to 70 % of the DOC in the infiltrated water, which can be replicated with chemical flocculation when 100 mg of FeCl<sub>3</sub> is added per liter of water, when pH is set to 6,2. By characterizing the organic matter with spectrophotometry and liquid chromatography (LC-OCD) in the investigated groundwater wells, there is evidence that organic matter in the water that is pumped out of the esker mostly consists of high molecular-weight (HMW) compounds >600 Da on average. Through chemical flocculation a vast majority of the HMW compounds can be flocculated. Post flocculation, the largest fraction of organic matter consists of low molecular-weight compounds <500 Da on average. In the future, when larger volumes of water are expected to be infiltrated, a post flocculation step could be implemented after the managed aquifer recharge. This study highlights the ecosystem service that the esker provides to Uppsala, which is a great resource for Uppsalas drinking water production.

**Keywords:** Artificial groundwater recharge, flocculation, jar test, DOC, ferric chloride, drinking water.

*Department of Aquatic Sciences and Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences, Lennart Hjelm's väg 9, SE-750 05 Uppsala, ISSN 1401-5765*

## FÖRORD

Det här examensarbetet motsvarar 30 högskolepoäng inom Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet. Examensarbetet har genomförts under hösten 2017 och våren 2018 på institutionen för vatten och miljö och Sveriges lantbruksuniversitet, i samråd med Uppsala vatten AB. Handledare har varit Claudia Cascone, doktorand på Institutionen för vatten och miljö, SLU. Ämnesgranskare Stephan Köhler, professor på Institutionen för vatten och miljö, SLU och examinator Fritjof Fagerlund, universitetslektor vid Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära; Hydrologi.

Jag skulle vilja rikta ett stort tack till Philip McCleaf och Emma Lindbjer på Uppsala vatten AB som varit en ovärderlig tillgång under examensarbetets provtagning och för tillstånd att använda figurer från Uppsala Vatten AB. Jag skulle även vilja rikta ett tack till Claudia, Malin, Maria, Oksana, Stephan, Svenja & Theophile, i den forskargrupp på SLU som jag har fått möjligheten att ingå i under den tiden jag har genomfört examensarbete. Tack för alla idéer, det stöd och den energi ni har gett mig under året, utan er hade jag kunnat inte genomföra det här examensarbetet.

Jag skulle även vilja tacka alla mina närmsta vänner som slitit med sina egna examensarbeten under hösten och våren, men alltid har funnits där som stöd i ur och skur, även om ni har haft händerna fulla.

Avslutningsvis skulle jag vilja tack Stephan Köhler och Claudia Cascone som alltid pushat mig framåt och inspirerat mig att göra ännu lite mera, och stöttat mig i såväl labbarbete som skrivandet. Det finns ett fantastiskt citat som jag tycker passar er båda, då ni båda alltid tar både ett och två steg till och fortsätter att vrida och vända på de problem och frågeställningar ni ställs inför, för att inte missa den minsta av detaljer.

*You miss 100 % of the shots you don't take – Wayne Gretzky*

Stockholm, februari 2018

Olov Stenberg

Copyright © Olov Stenberg och Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet. UPTEC W 18017, ISSN 1401-5765 Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2018.

## POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

I Sverige bygger beredning av dricksvatten främst på rening av ytvatten från sjöar och vattendrag eller uppumpning av grundvatten. Om grundvattentillgången inte är tillräckligt stor, men tillgången på ytvatten är god kan även konstgjort grundvatten bildas genom att infiltrera ytvatten genom marken. Infiltrationen av ytvatten leder till en förstärkning av den naturliga grundvattenbildningen. Metoden har använts i Sverige i över 100 år. En fördel med att artificiellt skapa grundvatten är att de processer som sker naturligt då grundvatten bildas kan utnyttjas. Marken fungerar som ett utmärkt filter för att avskilja oönskade kemiska ämnen, bakterier och virus. I Uppsala används den här metoden genom att infiltrera vatten i Uppsalaåsen.

En vanlig beståndsdel i vatten i naturen är organiskt material, som kan tillföras från transport av vatten från omkringliggande områden, eller produceras i vattnet av vattenlevande organismer eller genom nedbrytning av döda växter och alger. Organiskt material är en av de viktigaste beståndsdelarna i vatten man vill ta bort vid beredning av dricksvatten. Anledningen till det är att det organiska materialet ger vattnet lukt och smak, men dessutom kan organiskt material reagera med klor, som tillsätts för att döda bakterier och virus vid dricksvattenproduktion och bilda cancerframkallande ämnen. På flera håll i Europa och Nordamerika har man under de senaste 20 åren observerat att halten organiskt material i ytvatten ökar. Även i Uppsala har de här ökande halterna visats och därför vill man undersöka om de här ökande halterna av organiskt material kan utgöra en leda till en försvårad dricksvattenproduktion.

Ett vanligt sätt att avskilja organiskt material från vatten är med en kemisk metod som kallas kemisk fällning. Genom att tillsätta en koagulant till vattnet, en kemikalie vars kemiska reaktion i vatten har förmågan att binda samman organiska material, leder den reaktion som sker till att det organiska materialet aggregerar sig till flockar. Flockarna är tyngre än vattnet och sedimenterar därför. Sedan lägger sig vattnet i ett klart skikt ovanför flockarna och kan renas ytterligare innan vattnet skickas på ut på ledningsnätet. Den här kemiska metoden kan göras i liten skala genom vad man kallar för ett bägarförsök, som ska simulera vad som sker på ett vattenverk.

I det här examensarbetet har halterna av organiskt material i Uppsalas grundvatten undersökts. Syftet har varit att undersöka hur mycket organiskt material som avskiljs i Uppsalaåsen och jämföra med den tidigare nämnda flockningsprocessen. I framtiden räknar man med att mera vatten kommer att behöva infiltreras för att skapa mer konstgjort grundvatten. Därför ska även en undersökning utföras om det är bättre att använda flockning innan vatten infiltreras, eller att göra det efter att grundvattnet pumpats upp ur Uppsalaåsen. Det här görs för att undersöka vad som är bättre för miljön och rent kostnadsmässigt.

Genom att provta grundvatten från brunnar längs med Uppsalaåsen har vattnets innehåll av organiskt material analyserats i de olika brunnarna för att undersöka den naturliga vattenrening avskiljningen som sker i åsen. Från de analyser som utförts har Uppsalaåsen visats sig kunna avskilja 70 % av det organiska materialet som tillsatts vid infiltration, då

grundvattnet pumpas upp ur åsen. När vatten infiltreras genom Uppsalaåsen sker i stort sätt all avskiljning av det organiska materialet avskiljs inom 80 dagar efter infiltration. Med bägarförsök kan ungefär 80 % av det organiska materialet i det infiltrerade vattnet avskiljas. Resultaten visar att den kemiska avskiljningen av organiskt material är någorlunda mera effektivt än vid den konstgjorda grundvattenbildningen.

För att kunna avgöra om det är bättre att använda innan infiltrering eller efter uppumpning behöver flera resultat vägas samman. Att på kemisk väg flocka vattnet som infiltreras är kostsamt och infrastrukturen för att göra det här finns inte i dagsläget. Dessutom visar resultaten att 70 % av det organiska materialet avskiljs naturligt vid den konstgjorda grundvattenbildningen. Att införa flockning innan infiltration kan göra att Uppsalaåsens ekosystemfunktion att kunna avskilja organiskt material inte utnyttjas. Om man istället skulle införa ett flockningssteg efter att det konstgjorda grundvattnet pumpas upp ur åsen skulle det kunna användas för att finjustera vattenkvaliteten med avseende på det organiska materialet. Utöver den fördelen kan även infrastrukturen för att kunna utföra flockning efter att grundvattnet pumpas upp ur åsen enklare konstrueras. Sammanvägd är det troligtvis mer rimligt att förstärka grundvattenbildningen och vid uttaget av vatten använda kemisk rening för att finjustera vattnets kvalitet.

## ORDLISTA

<b>A<sub>254</sub></b>	Absorbans uppmätt vid 254 nanometers våglängd [cm <sup>-1</sup> ].
<b>Bägarförsök</b>	I det här examensarbetet kommer bägarförsök att definieras som ett fällningsexperiment som utförs för att simulera de betingelser som finns på ett vattenreningsverk.
<b>Da</b>	Dalton. Ett standardmått för massa på atomär nivå. En Da är numeriskt ekvivalent med 1g/mol. Definitionsmässigt är en Da 1/12 av massan hos en obunden, laddningsneutral kol-12 atom vid vila.
<b>DBP</b>	Desinfektionsbiprodukt. En biprodukt som kan bildas vid desinfektion genom kemisk reaktion med organiskt material.
<b>DOC</b>	Löst organiska material (eng. <i>Dissolved Organic Carbon</i> ) Fraktionen av organiskt material som kan passera ett filter med porositeten 0,45 µm. Används för att kvantifiera ett vattens innehåll av organiskt material [mg/l]
<b>EDTA</b>	Etylendiamintetraättisyra.
<b>LC-OCD</b>	<i>Liquid Chromatography – Organic Carbon Detection</i> - En kromatografisk metod för att kvantifiera vilka organiska beståndsdelar som finns i ett vattenprov.
<b>NOM</b>	Naturligt organiskt material
<b>NDIR</b>	<i>Nondispersive Infrared Sensor</i>
<b>NPOC</b>	<i>Non Purgeable Organic Carbon.</i>
<b>POC</b>	Partikulärt organiskt material. Fraktionen av organiskt material som inte kan passera ett 0,45 µm filter.
<b>Supernatant</b>	Den ovanpåliggande, klara vätskan, som finns ovanför ett sedimenterat material, exempelvis flockar.
<b>SUVA</b>	<i>Specifik UV Absorbans</i> , definierat som kvoten mellan UV absorbansen i ett vattenprov, vanligen vid 254 nanometer och dess DOC-koncentration. [l/mg m]
<b>THM</b>	Trihalometan. En desinfektionsbiprodukt.
<b>TOC</b>	Totalt organiskt material (eng. <i>Total Organic Carbon</i> ) Det vanligaste måttet för att kvantifiera NOM.

## Innehållsförteckning

<b>1. INLEDNING .....</b>	<b>1</b>
1.1 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR .....	2
1.2 AVGRÄNSNINGAR .....	2
<b>2 BAKGRUND .....</b>	<b>2</b>
<b>3. TEORI.....</b>	<b>3</b>
3.1 NATURLIGT ORGANISKT MATERIAL.....	3
3.1.1 Karaktärisering av naturligt organiskt material .....	4
3.1.2 Avskiljning av naturligt organiskt material .....	4
3.2 KONSTGJORT INFILTRATION .....	5
3.2.1 Naturlig grundvattenbildning.....	5
3.2.2 Bassänginfiltration .....	6
3.2.3 Blandning mellan infiltrerat och naturligt bildat grundvatten .....	7
3.3 KOAGULERING OCH FLOCKNING .....	7
3.3.1 Elektriska dubbelskiktet .....	8
3.3.2 Bägärförsök .....	9
<b>4. MATERIAL &amp; METOD.....</b>	<b>10</b>
4.1 PROVTAGNINGSPLAN.....	10
4.2 BÄGARFÖRSÖK.....	13
4.2.1 Bägärförsök – Omgång 1.....	13
4.2.2 Bägärförsök – Omgång 2.....	13
4.3 TOC & DOC.....	14
4.4 ABSORBANS .....	15
4.5 JÄRN.....	15
4.6 LC-OCD .....	16
<b>5. RESULTAT.....</b>	<b>16</b>
5.1 AVSKILJNING AV DOC.....	16
5.1.1 Avskiljning av DOC beroende på FeCl <sub>3</sub> dos .....	16
5.1.2 Avskiljning av DOC beroende på pH.....	18
5.1.3 Uppsalaåsens naturliga avskiljning av DOC .....	21
5.2 ABSORBANS .....	23
5.3 SUVA.....	25
5.4 LC-OCD .....	26
<b>6. DISKUSSION.....</b>	<b>28</b>
6.1 HUR FUNGERAR KEMISK FÄLLNING I FÖRHÅLLANDETILL KONSTGJORD INFILTRATION?.....	28
6.2 ÄR DET MER FÖRDELAKTIGT ATT AVSKILJA DOC INNAN, ELLER EFTER INFILTRATION?.....	29
<b>7. SLUTSATSER .....</b>	<b>32</b>
<b>8. KÄLLFÖRTECKNING .....</b>	<b>33</b>
<b>9. APPENDIX .....</b>	<b>35</b>
9.1 JÄRNANALYS .....	35
9.2 BÄGARFÖRSÖK NOVEMBER 2017 – RÅDATA .....	36
9.3 BÄGARFÖRSÖK JANUARI 2018.....	38
9.3.1 Figurer.....	38
9.3.2 Rådata bägärförsök januari 2018 .....	40



## 1. INLEDNING

I århundranden har mänskligheten ägnat sig åt att rena vatten, redan för 2000 år sedan började man filtrera vatten genom sand och grus för att förbättra vattnets estetiska kvalitet. Den här typen av rening var den enda reningen som användes långt in på 1800-talet. Under 1830-talet insåg man att filtreringshastigheten genom sand- och grusfiltrena påverkade vattenkvaliteten. Om vattnets uppehållstid var längre, blev vattenkvaliteten bättre. Genom att fylla ut filtren med material av olika storlekar kunde man minska filtreringshastigheten och om det översta skiktet av filtret rengjordes regelbundet ökade reningsgraden – långsamfiltret var uppfunnet (Svenskt Vatten A, 2010)

Uppsala och dess vattenförsörjning är uppbyggd omkring Uppsalaåsen, en rullstensås som sträcker sig 250 km genom Uppland. Redan i mitten på 1600-talet byggdes den första *moderna* distributionsanläggningen i Uppsala, en 600 meter lång gjutjärnsledning där vatten pumpades från Uppsalaåsen till Uppsalaslott (Svenskt Vatten A, 2010). Än idag används åsen och den har flera funktioner för Uppsalas dricksvattenförsörjning, dels som vattenmagasin och dels för infiltrering av vatten från Fyrisån och Tämnaån som bidrar till förstärkt grundvattenbildning (Uppsala vatten, 2017).

Vid infiltrering av råvatten tillförs naturligt organiskt material (NOM) till Uppsalaåsen, vilket måste avskiljas vid dricksvattenberedning. Vanligen uppskattas NOM som totalt organiskt kol, TOC eller löst organiskt kol, DOC. Historiskt sätt har avskiljning av NOM främst varit av estetiska skäl, då det påverkar vattnets färg och lukt. Än idag avskiljas NOM för att minska vattnets färg och lukt, men det är inte längre det främsta skälet till varför. Idag är det främsta skälet för avskiljning av NOM att undvika att desinfektionsbiprodukter ska bildas. Vid desinfektion tillsätts klor till vattnet, som kan reagera med NOM och bilda trihalometaner (THM), en cancerogen desinfektionsbiprodukt (Crittenden, et al., 2012; Singer, 2006). Ytterligare problem som kan uppstå vid höga NOM-halter vid dricksvattenproduktion med membranfiltrering är igensättning (eng. fouling), vilket ökar driftkostnader då membranerna behöver backspolas oftare. Det är därför viktigt att man på ett effektivt sätt kan avskilja NOM vid beredning av dricksvatten.

Under de senaste två decennierna har ökande halter av organiskt material observerats i sjöar och vattendrag i flera länder i Europa och Nordamerika. I norska sjöar och vattendrag tros de här trenderna ha berott på faktorer kopplade till klimatförändringar, som förändrade regnmönster, ökade temperaturer och förändrade hydrologiska flödesmönster (Eikebrokk et al, 2004). Även i Uppsala har de här trenderna observerats och därför är det viktigt att undersöka om den ekosystemtjänst som åsen utgör för Uppsalas dricksvattenproduktion kan försämrans på grund av de ökande halterna av organiskt material.

Inför framtiden blir det dessutom ännu viktigare att försäkra sig om att Uppsalaåsen kan fortsätta utnyttjas för konstgjord infiltration. Den beräknade befolkningsökning som finns i Uppsala innebär att ännu mera vatten kommer att behöva infiltreras i framtiden för att

kunna hantera vattenbehovet. Därför är det viktigt att reda ut hur åsen fungerar och om de trender som har observerats kan ha en negativ effekt på Uppsalaåsen.

## 1.1 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR

Syftet med det här examensarbetet har varit att öka förståelsen för vad som händer med DOC vid konstgjord infiltration och hur det avskiljs i vattnets resa genom åsen och jämföra den naturliga processen med kemisk fällning. Dessutom ska vattenkvaliteten undersökas för att se om ytterligare för- eller efterbehandling behövs för att upprätthålla vattenkvaliteten. Syftet ska uppnås genom att besvara följande frågeställningar:

- I. Är det möjligt att avskilja mer DOC innan infiltrering i åsen genom kemisk fällning jämfört med vad som bryts ner i åsen?
- II. Är det mer fördelaktigt att avskilja DOC innan infiltrering eller att avskilja DOC innan intag på vattenverket med avseende på kostnader eller miljön?

## 1.2 AVGRÄNSNINGAR

Några avgränsningar har satts upp för att kunna genomföra det här examensarbetet, vilka följer i nedanstående lista.

1. Endast en delsträcka av Uppsalaåsen har undersökts i det här examensarbetet.
2. För de utförda fällningsförsöken har enbart en fällningskemikalie, järnklorid,  $\text{FeCl}_3$ , använts.

## 2 BAKGRUND

Längs med Uppsalaåsen finns 3 olika infiltrationsanläggningar, där vatten från Fyrisån infiltreras för att bidra till den förstärkta grundvattenbildningen. Den nordligaste infiltrationsanläggningen ligger vid Husby, sydväst om Husby finns Vallskogs infiltrationsanläggning och söder om Vallskog finns den tredje infiltrationsanläggningen vid Tunåsen. Mellan infiltrationsanläggningarna och dess uttagsbrunnar, finns observationsbrunnar från vilka vattenprover kan tas. De olika infiltrationsanläggningarna, observations- och uttagsbrunnarna visas i figur 1 i provtagningsavsnittet, 4.1.

Under de senaste 25 åren har infiltration av vatten tillsatt 3700 ton DOC i Uppsalaåsen. Uppsala Vatten har sammanställt tidsserier över DOC-halten i olika brunnar längs med Uppsalaåsen, vilka visar en trend av ökande DOC-halter i både vattnet som infiltreras och i vattnet som pumpas upp ur åsen. I dagsläget känner man till att DOC-halten avtar med 50–70 % när ytvatten infiltreras genom Uppsalaåsen, men man vet inte säkert vad den ökande halten av DOC kan leda till. Ökningen skulle kunna vara en varningssignal för att åsens funktion att rena vatten blir sämre och därför har en utredning gjorts för att klargöra huruvida det har en negativ inverkan på åsen (Artesia, 2017).

Av allt det infiltrerade vattnet i Uppsala infiltreras en stor andel vid Tunåsen. Under 2015 infiltrerades i medeltal 170 l/s vid Tunåsen, vilket motsvarade 59 % av flödet infiltrerat

vattnet det året. Det infiltrerade vattnet perkolerar ner till grundvattnet och färdas sedan med grundvattenströmmen söderut längs en 2 km lång sträcka till Galgbacken i centrala Uppsala där den första upptagsanläggning finns. Det vattnet som pumpas upp här består till 80–85 % av konstgjort grundvatten och till 15–20 % av naturligt bildat grundvatten. Vidare är det enbart en mindre andel av grundvattnet som pumpas upp i Galgbacken, ca 19 % under 2015 och en majoritet av grundvattnet strömmar till flera uttag längre söderut.

I det här examensarbetet har grundvattnet på en delsträcka undersökts. Den undersökta delsträckan ligger mellan infiltrationsplatsen i Tunåsen och en upptagsplats i Galgbacken.

### **3. TEORI**

I följande kapitel presenteras en överblick om vad naturligt organiskt material är och hur man kan kvantifiera det, avsnitt 3.1. Hur grundvatten bildas och vad skillnaden mellan naturligt grundvatten och konstgjort grundvatten är presenteras i avsnitt 3.2. I avsnitt 3.3 presenteras teori om vad kemisk fällning är och hur fällningen sker.

#### **3.1 NATURLIGT ORGANISKT MATERIAL**

Naturligt organiskt material (NOM) är ett begrepp som beskriver den komplexa matrisen av organiska ämnen som härstammar från naturen, exempelvis från biologisk aktivitet från land- och vattenlevande organismer och växter. Rent kemiskt består NOM av kolhydrater, lipider, amino- och nukleinsyror samt produkter från biotiska och abiotiska reaktioner mellan organiskt material eller oorganiska beståndsdelar i vatten. Den stora variationen av olika kemiska ämnen i naturen gör att NOM är en komplex blandning av flera olika föreningar med olika egenskaper. Det här leder också till att de beståndsdelar som utgör vad NOM är kan variera mycket från en vattenmassa till en annan (Crittenden et al, 2012).

NOM kan delas in två fraktioner: den hydrofila och den hydrofoba fraktionen. Den hydrofila fraktionen består främst av alifatiska kol, och kväveföreningar som karboxylsyror och eller proteiner medan den hydrofoba fraktionen består snarare humus- och fulvosyror tillsammans med aromatiskt kol och fenoler. Generellt kallas den hydrofoba NOM för *humusämnen*. De flesta humusämnena består av många anjoniska funktionella grupper, vilket gör att de klassas som polyelektrolyter som har negativ laddning vid pH-värden över 4 (Crittenden et al, 2012). Humusämnenas laddning gör att de repellerar varandra och dispergerar i lösning, förutsatt att de inte kan adsorbera till en yta. Dessa ämnen bildas naturligt vid nedbrytning av organiskt material som löv, grenar och träd och ger vattnet en gul-brun färg. (Crittenden et al, 2012; Gillberg et al, 2003).

På grund av NOM:s komplexitet och variation är det opraktiskt att kvantifiera de olika föreningarna som faller under NOM. Istället används vanligen TOC (total organic carbon) som ett kvantitativt mått på organiskt kol. TOC kan vidare kategoriseras som POC, (particulate organic carbon) och DOC (dissolved organic carbon). Den partikulära fraktionen är det som inte kan passera ett 0,45 µm filter, vilket den lösta fraktionen kan

göra (Leenheer & Croué, 2003). Typiskt sätt är DOC ungefär 80–90 % av TOC-koncentrationen (Crittenden et al, 2012).

### 3.1.1 Karaktärisering av naturligt organiskt material

Det organiska materialet har ursprung både från terrestriska system, alloktont NOM, och akvatiska system, autoktont NOM. De här olika typerna av NOM har olika karaktär, vilket beror på dess ursprung. Det alloktona materialet kan definieras som en utlakningsprodukt från terrestra miljöer och kan brytas ner under transporten från mark till vatten. Nedbrytning utförs av bakterier i marken och dessutom kan NOM fällas ut i markens djupare skikt, förutsatt att tillräckligt höga koncentrationer av järn eller aluminium finns tillgängligt (Köhler & Lavonen, 2015). Det autoktona materialet härstammar snarare från nedbrytningsprodukter från akvatiska organismer. Att kvantifiera hur mycket av vardera typen av humus som finns i en vattenmassa är inte möjligt, däremot kan vattnets spektroskopiska egenskaper undersökas för att identifiera vilken typ som dominerar (Köhler & Lavonen, 2015).

En vanlig metod för att karaktärisera NOM görs med UV-spektroskopi, vilket kan ge strukturell information om det organiska materialet i ett vattenprov. Mera specifikt finns molekylära strukturer i NOM som kallas för kromoforer, som absorberar UV-ljus (Aiken, 2014). Mätning av absorbansen av UV-ljus vid 254 nm våglängd har en stark korrelation med förekomst av aromatiska föreningar som är en av de strukturer som är kopplade till förekomst av humusämnen (Weishaar et al, 2003). Den här metoden för att karaktärisera NOM vid 254 nm kallas specifik UV absorbans (SUVA) (Crittenden et al, 2012). Ett högt SUVA-värde tyder på att det organiskt material lättare kan fällas ut genom kemisk fällning, medan ett låg SUVA innebär det motsatta. SUVA beräknas enligt ekvation (1).

$$SUVA = \frac{UV_{254} [cm^{-1}]}{DOC [mg/l]} * 100 \frac{cm}{m} \quad (1)$$

Karaktären av NOM varierar mellan årstider och olika vattenmassor, vilket gör att sambandet mellan UV-absorbans och koncentrationen av NOM inte är konstant (Crittenden et al 2012).

En annan metod för att karaktärisera organiskt material är att använda kromatografisk analys, specifikt LC-OCD (Liquid Chromatography Organic Carbon Detection) Genom storleks-exkluderande kromatografi, i kombination kan detektion av organiskt kol kan de fraktionerna som utgör NOM separeras från varandra. Separationen görs genom vätskekromatografi och fraktioner av olika molekylvikter, som humussubstanser, biopolymerer, lågmolekylära organiska syror kan separeras och kvantifieras (Huber et al, 2011).

### 3.1.2 Avskiljning av naturligt organiskt material

Avskiljning av NOM är en stor utmaning för dricksvattenindustrin. Historiskt sätt har det huvudsakliga syftet med att avskilja NOM vid dricksvattenberedning att ta bort lukt och färg från vattnet. Sedan dess har andra problem kopplade till NOM identifierats. Några av de problemen som identifierats är ökad mängd av koagulant för att kunna avskilja tillräckligt organiskt material, NOM:s potential att transportera metaller och andra

hydrofoba organiska ämnen och att NOM kan interferera vid avskiljning av andra föroreningar (Jacangelo et al, 1995).

Det vanligaste och minst kostsamma processerna som används på reningsverk för att avskilja NOM är att koagulera och flocka (kemisk fällning) det organiska materialet följt av ett sedimenterings- och filtreringssteg (Crittenden et al, 2012; Matilainen et al, 2011). Främst fungerar koagulering bra för avskiljning av högmolekylära, hydrofoba molekyler >500 Dalton (Da). Dalton, även kallat atomisk massenhet (AMU) är ett mått som används för att definiera molekylvikt, för en enda molekyl eller atom. För kol-12, vars molmassa är 12 gram per mol, är dess molekylvikt uttryckt i Dalton, 12 Da. (Crittenden et al, 2012). De högmolekylära organiska molekylerna är lätta att avskilja genom fällning, dels för att de är mera hydrofoba och dels för att de har flera bindningsytor som kan adsorbera till metallhydroxider vid fällning (Jacangelo et al, 1995). För att kunna hantera de ökade halterna av NOM behöver mer fällningskemikalier tillsättas, vilket även ökar mängden slam som produceras. Ökat behov av desinfektionskemikalier är också en följd av ökade NOM-halter. Det här gör att risken ökar för att NOM ska reagera med desinfektionskemikalier och bilda desinfektionsbiprodukter (DBP) som trihalometaner (THM), som kan vara skadliga för människor om de överskrider vissa halter (Crittenden et al 2012; Singer, 2006).

## **3.2 KONSTGJORT INFILTRATION**

Konstgjord infiltration är en teknik som introducerades i Sverige under slutet av 1800-talet. Principen bakom tekniken är densamma som sker i naturen, vatten tränger ner genom marken till den mättade zonen i en akvifer och under perkolationen förbättras vattenkvaliteten. Den stora skillnaden är att volymen som infiltreras på konstgjord väg är mycket större än vad som sker naturligt. I Sverige infiltreras i genomsnitt 1 mm/dag via nederbörd, medan vid konstgjord infiltration kan mellan 1000–3000 mm /dag infiltreras genom en infiltrationsbassäng (Hanson, 2000). Det finns tre användningsområden för konstgjord infiltration – förstärkning av den naturliga grundvattenbildningen, behandling av ytvatten samt behandling av vatten genom blandning av yt- och grundvatten. Det finns flera olika sätt att implementera konstgjord infiltration, i Norden används främst fyra olika metoder: bassänginfiltration, inducerad infiltration, djupinfiltration och sprinklerinfiltration. De tre förstnämnda är de metoder som används i Sverige, medan sprinklerinfiltration är en relativt ny teknik som bland annat har implementerats på flera platser i Finland (Hanson, 2000; Lindroos et al, 2002). Eftersom bassänginfiltration är den infiltrationsmetod som används på den delen av Uppsalaåsen som det här examensarbetet fokuserat på kommer de andra metoderna inte beröras i någon vidare utsträckning. För att förstå hur bassänginfiltration skiljer sig från den naturliga grundvattenbildningen behöver den naturliga processen beskrivas.

### **3.2.1 Naturlig grundvattenbildning**

Grundvatten bildas genom att regn eller ytvatten perkolerar genom marken till dess mättade zon, grundvattenzonen. Under vattnets resa genom marken sker flera kemiska och biologiska processer som kan avskilja och bryta ner föroreningar. Marken fungerar

som naturens eget reningsverk. För podsoljordar, som är den vanligaste jordmånen i Sverige, sker följande processer då nederbörd infiltreras.

Nederbörd som når markytan tränger igenom markens organiska skikt, som består av förna och humusämnen. När det organiska materialet i den här zonen bryts ner bildas humussyra och kolsyra som sänker markens pH-värde, vilket bidrar till den kemiska vittringen (Hanson, 2000; Grip & Rodhe, 1985). Vittringen lösgör metallkationer och mineral från döda växtdelar som kalcium, kalium och magnesium och marken får en blekaktig färg. Den här markzonen kallas vanligen för blekjordlagret. Kationerna löser sig i vattnet och alkalinitet och pH-värde ökar. Det ökade pH-värdet bidrar till att aluminium, järn och humusämnen fastläggs. Fastläggningen sker genom att de negativt laddade humusämnena adsorberar till de positivt laddade järn- och aluminiumjonerna och humusämnena faller ut, vilket är samma princip som används på reningsverk vid kemisk fällning. Fällningarna bidrar till att marken blir rostfärgad och det här marklagret brukar kallas för rostjordlagret (Hanson, 2000; Grip & Rodhe, 1985).

Innan vattnet når grundvattenzonen passerar det genom c-horisonten, där ytterligare avskiljning av organiskt material och jonbytesprocesser sker och vattnets alkalinitet och pH-värde ökar, dock inte i lika stor utsträckning som tidigare marklager (Hanson, 2000). Slutligen har vattnet nått grundvattenzonen där temperaturen utjämnas, halten organiskt material minskar ytterligare och pH-värde och alkalinitet ökar. Nytt grundvatten har bildats.

### **3.2.2 Bassänginfiltration**

Principerna bakom bassänginfiltration är att initialt infiltrera vatten genom en filterbädd för att reducera mängden suspenderade partiklar, mikroorganismer och virus och sedan låta det infiltrerade vattnet perkolera genom marken och låta de naturliga processerna i marken avskilja oönskade föroreningar. Redan innan ytvattnet infiltreras kan det vara nödvändigt att avskilja organiskt material och finpartiklar med kemisk fällning. På toppen av filterbädden bildas med tiden en filterhud som effektivt kan fastlägga suspenderat material. Under biohuden som bildats finns en biozon där organiskt material bryts ner och en stor reduktion av bakterier och virus sker (Hanson, 2000).

Ytvattnet som infiltreras innehåller organiskt material av både alloktont och autoktont ursprung. Det autoktona materialet bryts lättare än det alloktona materialet och vid nedbrytningen i biozonen bildas koldioxid som sänker vattnets pH-värde (Hanson, 2000; Leenheer & Croué, 2003). Efter att vattnet trängt igenom biozonen av filterbädden passerar vattnet genom den huvudsakliga delen av filterbädden, här kan organiskt material kan avskiljas ytterligare. Under filterbädden finns det naturliga jordlagret där de processer som beskrevs i avsnitt 3.2.1 om naturlig grundvattenbildning sker. I gränszonen mellan dessa kan anrikningar av järnutfällningar hittas (Hanson, 2000).

Redan i ett tidigt stadiet av den konstgjorda infiltrationen kan förbättring i vattenkvalitet ses. Vid bassänginfiltration i Finland har man kunnat visa att DOC-halten minskat med 28 % redan 10 m från infiltrationsbassängen och efter 330 m hade 44 % av den initiala DOC-halten avskilts (Kortelainen et al, 2006). Mer generellt har flera forskare observerat

att infiltration av ytvatten genom en mineraljord kan leda till upp till 70–80 % avskiljning av organiskt kol (Jacks, 2001; Kivimäki, 2001). Två specifika processer tros vara de som reducerar löst organiskt material vid konstgjord infiltration: (I) adsorption på ytan av markpartiklar, (II) oxidations- och nedbrytningsprocesser utförda av mikroorganismer (Kortelainen et al, 2006).

När konstgjord infiltration används bör uppehållstiden vara så lång möjligt eftersom vattenkvaliteten gradvis blir bättre (Svenskt Vatten B, 2010). I Uppsala låter man uppehållstiden bli 6 till 8 månader för att ytvattnet ska få samma karaktär som det naturliga grundvattnet (Uppsala Vatten, 2017).

### 3.2.3 Blandning mellan infiltrerat och naturligt bildat grundvatten

När ytvatten infiltreras för att förstärka den naturliga grundvattenbildningen späds det infiltrerade vattnet ut av naturligt bildade grundvattnet. Den största fraktionen av det omblandade vattnet kommer från ytvattnet, som generellt sätt har en högre DOC-halt än det naturligt bildade grundvattnet. När vattnet blandas sker en utspädning av ytvattnets DOC-halt, vilket gör att vid mätning av DOC uppmätts ett lägre värde än vad som borde erhållas. För att avgöra vad DOC-halten skulle varit i ett vattenprov om ingen utspädning hade skett kan en massbalans mellan andelen naturliga grundvattnet och ytvattnet ställas upp enligt ekvation (2) (Artesia, 2017).

$$DOC_{Mix} = Andel_{GV} * DOC_{GV} + Andel_{Inf} * DOC_{Inf} \quad (2)$$

Där  $DOC_{Mix}$  är den DOC-halten ett vattenprov skulle ha om ingen utspädning sker,  $DOC_{GV}$  är DOC-halten i det naturliga grundvattnet och  $DOC_{Inf}$  är DOC-halten i det infiltrerade ytvattnet. Andelen naturligt bildat grundvatten betecknas  $Andel_{GV}$  och andelen infiltrerat vatten betecknas  $Andel_{Inf}$ . För att sedan beräkna den korrigerade DOC-halt som avskiljas under infiltrationsprocessen,  $\Delta DOC_{Korr}$ , kan ekvation (3) användas (Artesia, 2017).

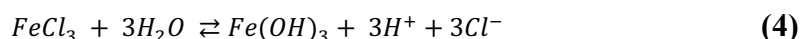
$$\Delta DOC_{Korr} = \frac{(DOC_{Mix} - DOC_{Uppmätt})}{Andel_{Inf}} \quad (3)$$

Genom att utföra de beräkningar kan den avskiljning av DOC som endast sker på grund av infiltrationsprocessen bestämmas.

## 3.3 KOAGULERING OCH FLOCKNING

Koagulering och flockning är två begrepp som är tajt sammanlänkade inom vattenrening, vanligtvis kallas de tillsammans för kemisk fällning. I vattenreningssammanhang innebär koagulering tillsättning av en kemisk koagulant som destabiliserar suspenderat och löst material för att det ska kunna aggregera med annat material i lösningen. De aggregerade materialet kallas för flockar. Vid vattenrening används ofta aluminium- eller järnsalter som koaguleringsmedel, två vanliga salter är aluminiumsulfat,  $Al_2(SO_4)_3$ , och järnklorid,  $FeCl_3$ . Båda dessa salter kan destabilisera negativt laddade partiklar genom att koagulanterna hydrolyseras då de blandas i vattnet (Gillberg, 2003; Crittenden, 2012). När saltet järnklorid adderas till vatten dissocierar vattnet till vätejoner och hydroxidjoner.

Mekanismerna då järnklorid löser sig i vatten visas i ekvation (4).



Koagulanten bör även tillsättas under omblandning för att öka sannolikheten för att järnet ska hitta en förorening att reagera med. Tillsättning av koagulanten sänker även pH-värdet i lösningen då vätejoner frigörs, enligt ekvation (4).

Vid koagulering och fällning är pH-värde en av de viktigaste parametrarna. De suspenderade partiklar i vattnet har funktionella grupper på sina ytor, vilkas laddning påverkas av det rådande pH-värdet. När dricksvatten framställts och fällning med exempelvis  $FeCl_3$  har utförts, ska den kvarvarande järnhalten vara så låg som möjligt. Den kvarvarande koncentrationen beror på pH och om pH-värdet blir för lågt kommer järnet att lösa sig i vätskan, snarare än att fällas ut. Generellt sätt gäller att om negativt laddade föroreningar ska fällas ut, bör pH vara så lågt som möjligt. Medan om positivt laddade partiklar ska fällas ut bör pH var så högt som möjligt (Gillberg et al, 2003).

De flockar som bildats kan i sin tur svepa med sig andra partiklar och adsorbära lösta beståndsdelar i vattnet och därigenom aggregera ytterligare. Flockarna som bildas kan enklare avskiljas än de individuella partiklarna och vanligtvis sker avskiljning genom sedimentations- eller filtreringssteg i reningsprocessen. Destabilisering av partiklar kan uppnås genom flera olika mekanismer verkar parallellt med varandra, några av dessa är kompression av det elektriska dubbelskiktet, adsorption och laddningsneutralisation.

### 3.3.1 Elektriska dubbelskiktet

Partiklar i vatten kan kategoriseras som antingen hydrofila eller hydrofoba. De hydrofoba partiklarna har liten affinitet för vattnet och löser sig inte gärna i vattnet. De hydrofila partiklarna ofta har laddade funktionella grupper, vilket gör att de kan lösa sig i vattnet. Ytladdningen på de hydrofila partiklarna gör att de förblir relativt stabila i lösningen utan att de aggregeras med andra partiklar. Det här beror på att det finns en repulsionskraft mellan de hydrofila partiklarna i lösningen (Crittenden et al, 2012).

Repulsionskraften mellan partiklarna beror på att negativt laddade partiklar kan adsorbära katjoner som binds med elektrostatiska- och adsorptionskrafter till partikelns yta, det här skiktet kallas vanligtvis för Helmholtz-lagret eller Stern-lagret. Utanför Helmholtz-lagret finns ett elektriskt fält med en negativ nettoladdning, i vilket katjoner attraheras och anjoner repelleras från. Jonerna i det elektriska fältet kan förflyttas inom fältet, men även utanför fältet för att uppnå elektroneutralitet. Det här fältet kallas för det diffusa lagret. Helmholtz-lagret och det diffusa lagret utgör vad man kallar för det elektriska dubbelskiktet (Crittenden et al, 2012).

Det elektriska dubbelskiktet kan sträcka sig 300 Å i lösningen, hur långt det sträcker sig beror till största del på lösningens ingående jonstyrka, ju högre jonstyrka desto tunnare skikt. De rådande förhållandena i lösningen påverkar hur långt dubbelskiktet kan sträcka sig.



### 3.3.2 Bägärförsök

Eftersom flera reaktioner och mekanismer styr koagulering- och fällningsprocessen är det svårt att avgöra hur mycket fällningskemikalie som behöver doseras för att uppnå önskat resultat. Oftast behöver dosen bestämmas på empirisk väg. Standardmetoden för att empiriskt bestämma den lämpligaste dosen är med ett bägärförsök, (eng. Jar test) (Crittenden, 2012). Metoden togs fram redan på 1920-talet av Wilfred Langelier och flera förbättringar av togs fram under 1900-talet (Crittenden et al, 2012). Bägärförsökets syfte är att simulera de betingelser som finns på ett vattenverk.

Bägärförsöket består av tre steg: snabb omblandning, långsam omblandning och sedimentering. Det första steget som utförs är snabb omblandning, här doseras även fällningskemikalien. Därefter sker långsam omblandning och flockar börjar långsamt bildas. I det sista steget låts flockarna sedimentera. När sedimentationen påbörjas kan de flockar som formats under den långsamma blandningen svepa med sig mindre partiklar för att bilda större flockar, vilket kallas för svepkoagulation. Efter sedimentationssteget finns ett slam på botten av bägären och ovanpå finns en klar vätska som kallas för supernatant.

## 4. MATERIAL & METOD

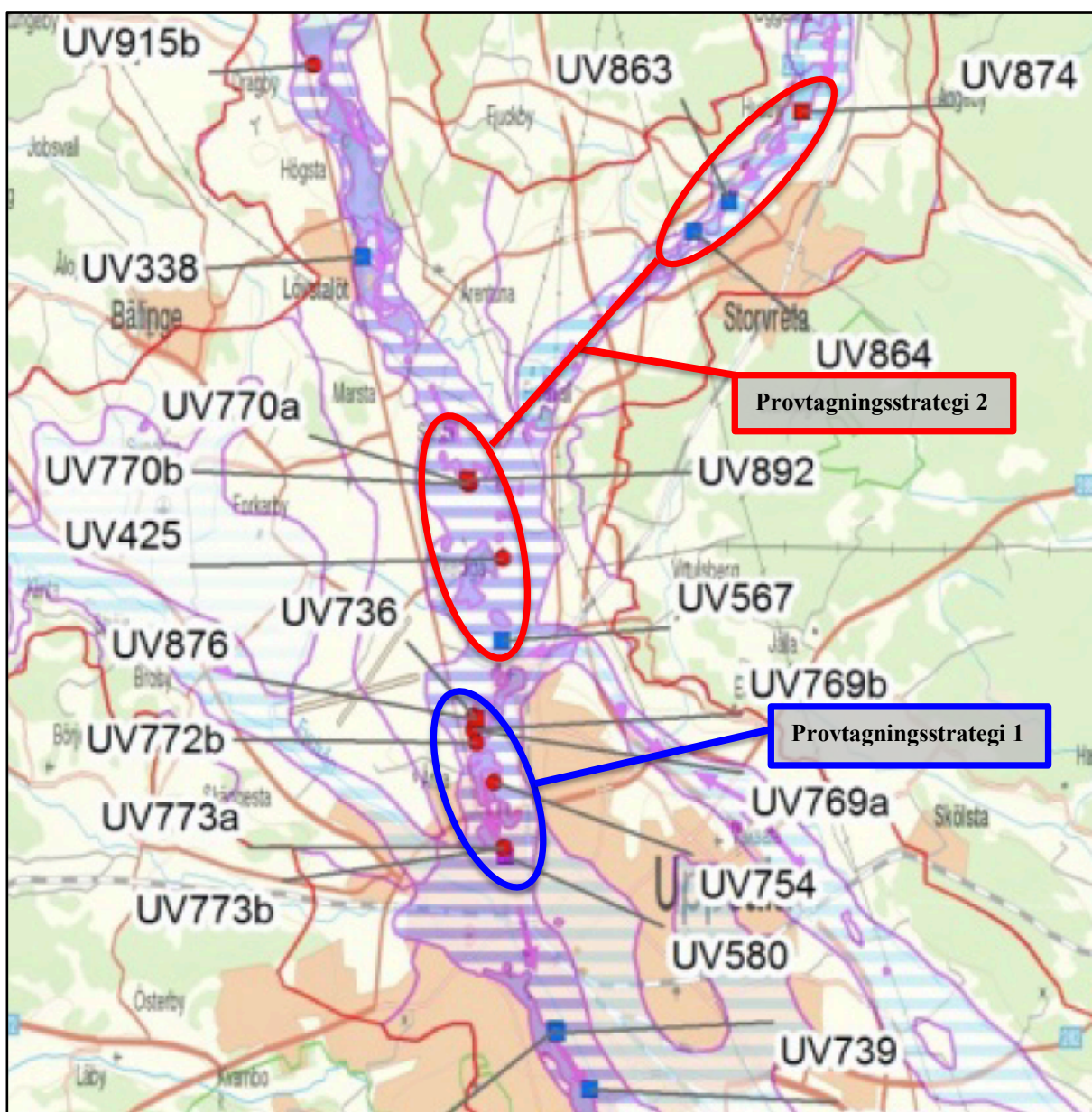
I det här kapitlet presenteras de olika metoderna som används vid genomförandet av det här examensarbetet. Inledningsvis presenteras i avsnitt 4.1 den provtagningsplan som togs fram för att bestämma var provtagning av vattenprover från Uppsalaåsen skulle äga rum. Vidare i avsnitt 4.2 beskrivs bägarförsöken, den huvudsakliga metod som använts vid kemisk fällning. Avsnitt 4.3 beskriver hur TOC och DOC har analyserats. I avsnitt 4.4 presenteras den metod som används för att mäta absorbans i de olika vattenproverna. Avsnitt 4.5 beskriver metoden som används för att analysera järn och avsnitt 4.6 karaktärisering av NOM genom LC-OCD-analys.

### 4.1 PROVTAGNINGSPLAN

Initialt togs två olika strategier fram för provtagning och undersökning av grundvatten i Uppsalaåsen. Strategi 1 innebar att en infiltrationsanläggning, tre mellanliggande brunnar och en uttagsbrunn mellan infiltrationsanläggningen i Tunåsen och uttaget i Galgbacken skulle undersökas. Strategi 2 innebar att prover skulle tas från infiltrationsanläggningen i Husby och dess två uttagsbrunnar och dessutom mellan infiltrationsanläggningen i Vallskog uttagsbrunnen i Storvad. Strategi 1 valdes för att flera mellanliggande grundvattenbrunnar kunde undersökas på en delsträcka, vilket skulle kunna ge mera insyn i hur grundvattenkvaliteten förändras under perioden mellan infiltration och upptag.

Provtagning av vatten från Uppsalaåsen utfördes i två omgångar, den första omgången i november och den andra i januari. Två provtagningsstillfällen planerades för att kunna undersöka och verifiera erhållet resultat, samtidigt som ytterligare analyser kunde utföras. Båda provtagningsstillfällena utfördes längs med den utvalda sträckan på Uppsalaåsen mellan Tunåsen och Galgbacken (Tabell 1). Valet att provta på den här sträckan beror på att den största infiltration i Uppsala sker i Tunåsen. Under 2015 skedde 59 % av all infiltration i Tunåsen. Ytterligare ett skäl att välja den här sträckan var att det inte fälls ut lika mycket högmolekylära humusämnen på den här sträckan. Det tros snarare bero på att det sker en minskning av både hög- och lågmolekylära humusämnen på grund av sorption längs åssträckan (Artesia, 2017). Därför är det intressant att undersöka hur mycket organiskt material som kan avskiljas med fällning.

Vid första provtagningsomgången togs prover från 5 olika platser längs med åsen mellan Tunåsen och Galgbacken. Vid det andra provtagningsstillfallet i januari ersattes infiltrationsvattnet från Tunåsen med vatten från intagsanläggningen vid Storvad, därför att infiltrationsanläggningen var avstängd vid provtagningsstillfallet. De utvalda provtagningsplatserna och deras avstånd relativt infiltrationsplatsen i Tunåsen och medeltransporttiden från infiltrationsplats till grundvattenbrunn har sammanställts i tabell 1. Dessutom togs ett rent grundvattenprov, alltså ett grundvatten som bildats helt naturligt, från en observationsbrunn Sonic IX b, norr om den undersökta delsträckan. Denna brunn visas som UV915b i figur 1. Det här provet togs för att kunna använda det provet som en referens för bakgrundshalten av DOC och järn, men även för att undersöka karaktären av organiskt material i det naturligt bildade grundvattnet.



**Figur 1:** Karta över de infiltrationsanläggningar, grundvattenbrunnar och uttagsbrunnar längs med Uppsalaåsen. Med tillstånd från Uppsala vatten AB.

Från varje provpunkt har 15 liter vatten tagits, då 12 liter behövs för bägarförsöken. Utöver de vattenprover som tagits för bägarförsöken, har prover tagits för analys av järn, både filtrerade och ofiltrerade prover togs. Ett 0,45 µm filter användes för att provta de filtrerade proverna. Under första provtagningsomgången togs enbart prover för järnanalys vid Tunåsen, medan vid andra provtagningsomgången togs prover från alla provtagningsplatser. Vid januari-provtagningen togs dessutom prover för LC-OCD-analys.

Uppsala Vatten har även i samband med båda provtagningsstillfällena tagit 1 L vatten för analys av typiska kemiska beståndsdelar och prover för analys av syre- och väteisotoper. Kvantifiering av syre- och väteisotoper görs för att kunna bestämma kvoten mellan konstgjort grundvatten och naturligt grundvatten. Andelen av naturligt bildat grundvatten i de undersökta grundvattenbrunnarna presenteras tillsammans med den uppehållstiden som det tar för infiltrationsvattnet att transporteras till respektive brunn i tabell 1.

**Tabell 1:** De provtagningsplatser som vattenprov tagits från under november 2017 och januari 2018. Brunnarnas avstånd från infiltrationsplatsen i Tunåsen, medeluppehållstiden i åsen innan vattnet transporterats till de olika provtagningsplatser, samt andelen naturligt bildat grundvatten i de olika brunnarna.

Provtagning nov 2017	Provtagning jan 2018	Avstånd från infiltration [m]	Medeluppehållstid [dagar]	Andel naturligt bildat grundvatten [%]
Tunåsen	Storvad	0	0	0
Sonic IV	Sonic IV	220	35	5–10
B	B	875	80	0–5
Sonic V	Sonic V	1880	230	10–15
Galgbacken	Galgbacken	2025	240	15–20
-	Sonic IX b	-10600	-	100

De grundvattenprover som tagits kommer från några borrade observationsbrunnar. Vid provtagning av dessa har minst 2 rörvolymmer vatten pumpats upp innan ett prov har tagits, för att grundvattenprovet ska vara färskt och inte vatten som stått i observationsröret under en längre period. De grundvattenprover som tagits kommer från observationsrören, Sonic IV, Sonic V, Sonic IX b och B.

**Tabell 2:** De perioder som infiltrationsanläggningen i Tunåsen varit avstängd. Vid avstängning tas anläggningen ur drift från mitt på dagen och startas upp igen mitt på dagen då driften återupptas.

Perioder då infiltrationsanläggningen varit avstängd
2017-08-21 - 2017-08-29
2017-10-12 - 2017-10-19
2017-11-30 - 2017-12-08
2017-12-08 - 2017-12-09

## 4.2 BÄGARFÖRSÖK

Bägarförsök har utförts för att bestämma den mest lämpade dosen av fällningskemikalie (kan även kallas för koagulant), samt det pH-värde som ger bäst utfällning av DOC. Den fällningskemikalie som har använts vid bägarförsöken är järnklorid,  $\text{FeCl}_3$ . Ytterligare en fällningskemikalie var planerad att använda, men på grund av den stora provvolymen som skulle behövas och den tid som analyser skulle ta, utslöts ytterligare fällningskemikalier.

Järnklorid bereddades från 2g av dess solida form och löstes i 1 liter milliQ-vatten. Koncentrationen av järnklorid har valts till 2g/l för att allt salt ska lösas upp. Bägarförsöken utförs i två omgångar. Den första omgången går ut på att hitta den koncentration av  $\text{FeCl}_3$  som ger bäst utfällning med avseende på DOC, vid ett fixt pH. Den andra omgången går ut på att hitta pH-värdet som ger bästa utfällning vid tillsats av den koncentration som gav bäst utfällning från den första omgången, koncentrationen hålls alltså fix.

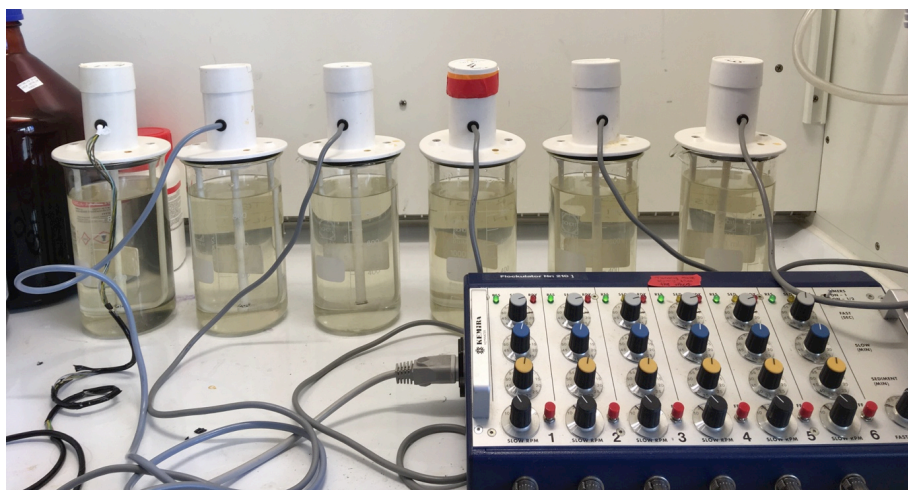
### 4.2.1 Bägarförsök – Omgång 1

Experimentet utfördes med sex stycken en-liters bägare, vardera kopplade till en blandare, figur 2. Initialt fylldes bägarna med 900 ml provvolym och låts sedan anta rumstemperatur, 17–22°C. När vattnet antagit rumstemperatur tillsattes olika volymer  $\text{FeCl}_3$  till 5 av de 6 bägarna och en bägare innehöll enbart råvattenprov. Koncentrationerna har varit i spannet [50 mg/l – 100 mg/l] räknat som  $\text{FeCl}_3$ . För prover tagna i januari testades även en högre koncentration. 133,3 mg  $\text{FeCl}_3$ /l. Intervallet som valts är typiskt på vattenverk vid dricksvattenberedning. I den första omgången av bägarförsöket har provernas pH-värde varit ojusterat, vilket naturligt har varit omkring pH 7,5-7,7 och olika doser av  $\text{FeCl}_3$  sätts till bägarna.

Efter att  $\text{FeCl}_3$  tillsatts proven startas den snabba omblandningen (200 rpm) för att homogenisera lösningen. Efter 3 minuter sänktes omblandningshastigheten till 20 rpm för att koaguleringen och flockningen skulle kunna ske. Flockbildningen skedde under 10 minuter. Efter flockbildningen stängdes blandarna av och tas ur bägarna och flockarna låts sedimentera under 45 minuter. Efter sedimentation extraherades supernatanten, den ovanpåliggande klara vätskan, med en spruta och förs över till en provflaska. Supernatantens pH-värde mättes och samtliga prov filtreras genom ett glasfiberfilter med 0,45  $\mu\text{m}$  porositet.

### 4.2.2 Bägarförsök – Omgång 2

Bägarförsökets andra omgång har utförts på samma sätt som den första omgången, med skillnaden att koncentrationen fällningskemikalie istället hölls konstant, baserat på koncentrationen som gav bäst resultat i omgång 1, medan pH-värdet varierats. Ett pH-intervall mellan pH 5,6–6,8 har använts med 0,3 pH-enheters steg. Innan bägarförsöket påbörjats har pH-värdet justerats med 0,1 M HCl. Intervallet har valts för att järnklorids pH-optimum finns omkring pH 6.



**Figur 2:** Uppställning av bägarförsöken.

### 4.3 TOC & DOC

Efter filtrering har proverna analyserat för deras innehåll av organiskt material. Från de filtrerade proverna mättes DOC-halten och från de ofiltrerade proverna mättes TOC-halten. TOC/DOC-analyserna har utförts med en Shimadzu TOC-V<sub>CPH</sub> med metoden NPOC (non purgeable organic carbon). Apparaturen har en mätprecision på ±0,3 mg C/l. Innan halten organiskt material i proverna mättes rengjordes apparaturen med 6 provkärll med milliQ-vatten och kalibrerades med 3 kärll kalium-väte-ftalat med koncentrationen 100 ppm. Sedan sköljdes maskinen med 1 kärll milliQ-vatten följt av ett provkärll med etylendiamintetraättiksyra (EDTA) med en känd koncentration, 10 mg/l och sist ytterligare ett kärll med milliQ-vatten.

Genom att analysera TOC-halten i EDTA med en känd koncentration kan felaktiga mätningar upptäckas och dessa data kan korrigeras, eller mätas om. Det accepterade spannet för uppmätt EDTA-koncentration har valts till [9,5 mg/l – 10,5 mg/l]. För att korrigera data om EDTA mäts utanför givet spann har en korrigeringsfaktor beräknats med ekvation (5). Korrigeringsfaktorn multipliceras med den uppmätta DOC-halten i de prover där EDTA-koncentrationen uppmäts utanför det spannet [9,5 mg/l – 10,5 mg/l].

$$EDTA_{korr} = \frac{EDTA_{känd} [mg/l]}{EDTA_{uppmätt} [mg/l]} \quad (5)$$

De 20 ml provkärll som använts vid analys har tvättats ur med milliQ-vatten två gånger och en gång med det prov som ska analyseras innan provet tillsätts till provkärll. Enligt NPOC-metoden adderas sedan 200 µl 0,1 M HCl till alla prov för att sänka pH-värdet till pH 2. Detta görs för att allt kol som ingår i karbonatsystemet ska övergå till CO<sub>2</sub>, vilket sedan avskiljs med bärargas. Det här gör att allt flyktigt kol avskiljs, medan de icke-flyktiga organiska föreningarna finns kvar i lösningen, vilka sedan oxideras till CO<sub>2</sub> vid upphettning till 680 °C och detekteras av en NDIR-sensor (nondispersive infrared sensor). CO<sub>2</sub>-halten beräknas sedan om till ett TOC- eller DOC-värde, beroende på om prover är filtrerat eller inte (Shimadzu, UÅ).

Den DOC-halten som mäts upp i supernatanten efter fällning kan jämföras med DOC-halten i råvattenprovet genom att beräkna differensen mellan dessa, vilket vidare kommer att betecknas som  $\Delta DOC$ , ekvation (6).

$$\Delta DOC = DOC_{Blank} - DOC_{Post\ fällning} \quad (6)$$

Avskiljning av DOC kan uttryckas i absoluta tal, som i ekvation (6), men även som ett relativt värde i procent, vilket kommer att betecknas  $DOC_{Rel}$  och beräknas med ekvation (7).

$$DOC_{Rel} = \left[ 1 - \left( \frac{DOC_{Post\ fällning}}{DOC_{Blank}} \right) \right] * 100 \quad (7)$$

Vidare beräkningar som kan utföras med resultat från bägarförsöken är att uttrycka hur effektiv fällningen av DOC är med  $FeCl_3$ , genom att beräkna kvoten mellan  $\Delta DOC$  och koncentrationen  $FeCl_3$ , ekvation (8)

$$E_{FeCl_3,mg} = \frac{\Delta DOC [mg/l]}{FeCl_3 [mg/l]} \quad (8)$$

#### 4.4 ABSORBANS

Absorbansen vid 254 nanometers våglängd,  $A_{254}$ , har mätts i de filtrerade proverna med en spektrofotometer (Avantes, AvaLight DH-S-BAL) i en 5 cm kvartskyvett. Ett blankprov med milliQ-vatten mättes först och efter vart tredje prov har ett prov med 10 mg/l kalium-väte-ftalat analyserats för att kontrollera att systemet är stabilt och resultaten är pålitliga. Om uppmätt absorbans överskreds 1,5 absorbans-enheter vid mätning med 5 cm kyvetten, utfördes en ny mätning med en 1 cm kyvett för att få högre precision.

Spektrofotometern slogs på och värms upp under 10 minuter. Ett mörkerprov utan kyvett görs för att få ett referensvärde sedan slås lamporna i spektrofotometern på i följande ordning: TTL, deuterium och halogen. Efter 10 minuters uppvärmning av lamporna har ett blankprov med milliQ-vatten mätts och sparas som referens. Sedan kan provomgången påbörjas. Det första provet är milliQ-vatten och följs upp med proverna som innehåller minst organiskt material till provet med mest organiskt material.

Med  $A_{254}$  och uppmätta DOC-halter har blankproven och det fällda vattnets specifika UV absorbans, SUVA, kunnat beräknas med ekvation (1), som presenterades i avsnitt 3.1.1. Absorbansen kan även användas för att uppskatta DOC-halten i prov med ekvation (9) som är ett empiriskt samband (Artesia, 2017).

$$DOC \approx 1,97 + (A_{254} * 26,9) \text{ mg/l} \quad (9)$$

#### 4.5 JÄRN

Vid provtagningen i november tog ett vattenprov från Tunåsen för järnanalys, och under januari provtogs vatten för järnanalys från samtliga provtagningsplatser. För samtliga prover har både ett filtrerat prov tagits, filtrerat i fält med 0,45  $\mu m$  filter, och ett filtrerat



prov. Analys av järn utfördes på laboratoriet för geokemi på Sveriges lantbruksuniversitet med ICP-MS-metoden (SLU, 2018)

#### **4.6 LC-OCD**

För att kunna undersöka fördelningen mellan biopolymerer, hög- och lågmolekylära fraktioner av det organiska materialet har en råvattenproverna som togs under januari 2018 och supernatanten från fällning med 100 mg FeCl<sub>3</sub> vid pH 6,3 och 6,5 analyserats med en metod som kallas Liquid Chromatography – Organic Carbon Detection (LC-OCD) utförts (Huber et al, 2011).

### **5. RESULTAT**

Resultaten som presenteras i nedanstående avsnitt kommer från utförda bägarförsök samt från provtagning i november 2017 och januari 2018. I kapitel 5.1 presenteras resultaten som visar hur dosen koagulant och pH-värde påverkar fällningen med avseende på DOC, vilket jämförs med Uppsalaåsens naturliga avskiljning av DOC. Kapitel 5.2 berör den uppmätta absorptionsen vid 254 nm från de utförda fällningsförsöken. SUVA-värden för de olika fällningsförsöken presenteras i kapitel 5.3. Sist presenteras resultat från LC-OCD i avsnitt 5.4. I appendix 9.1 finns resultat från järnanalys, 9.2 rådata för DOC-värden, fällningsdoser och effektivitet

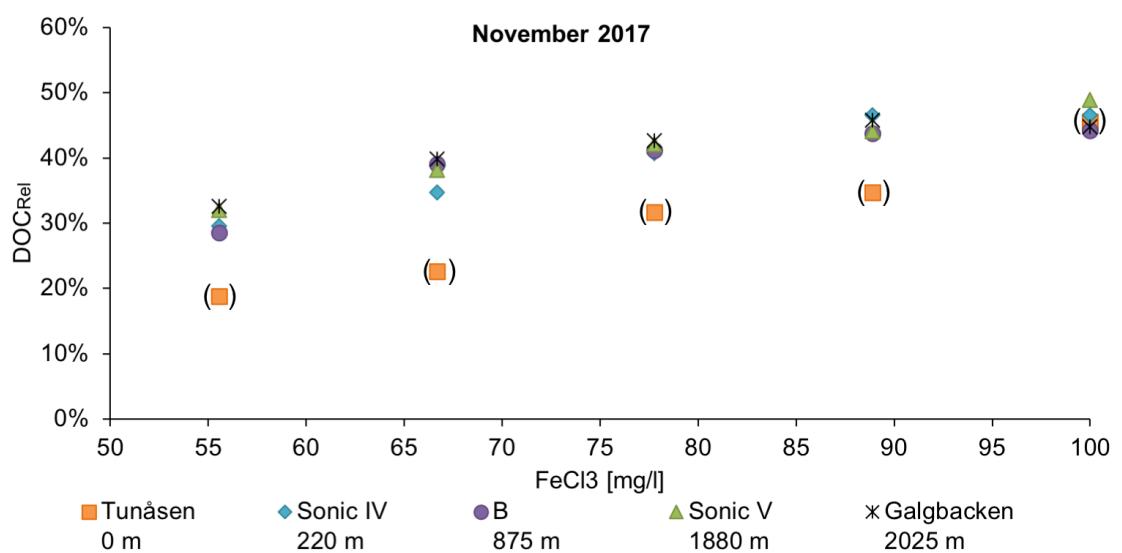
#### **5.1 AVSKILJNING AV DOC**

I det här avsnittet presenteras resultat som illustrerar hur DOC avskiljs från de olika fällningsförsöken, både beroende av koagulantdosen, delavsnitt 5.1.1, samt beroende på vid vilket pH-värdet som fällning utförs, delavsnitt 5.1.2. Dessutom jämförs fällningen med den naturliga avskiljningen av DOC som sker i Uppsalaåsen i delavsnitt 5.1.3.

##### **5.1.1 Avskiljning av DOC beroende på FeCl<sub>3</sub> dos**

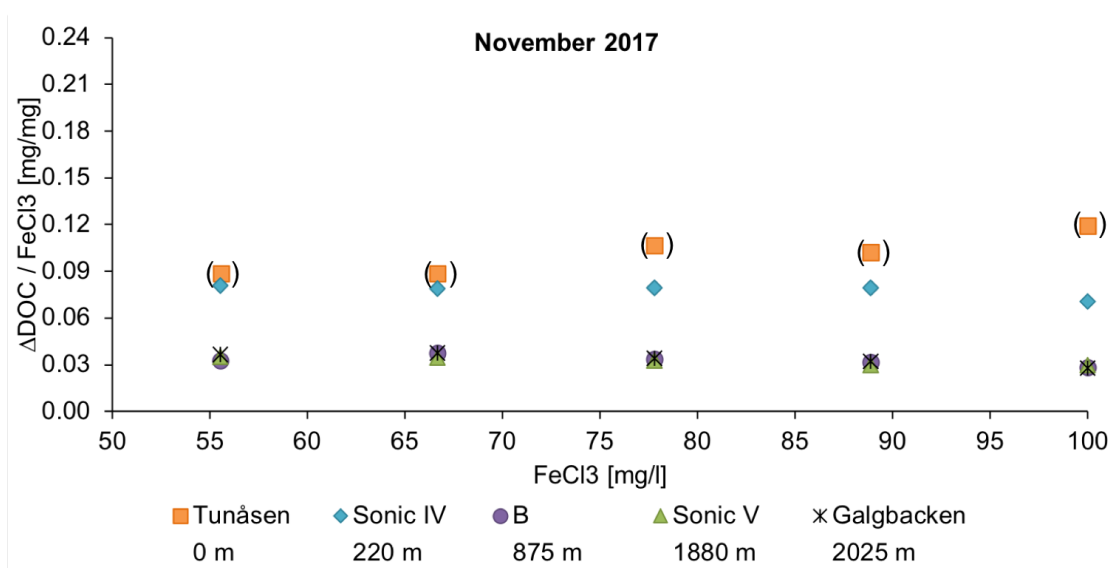
För att bestämma den mest lämpliga dosen av koagulant utfördes bägarförsök. Vid analys av de prover som togs i november 2017 har koncentrationer av FeCl<sub>3</sub> mellan 50 och 100 mg/l undersökts. Vid utförandet har pH-värdet varit ojusterat, med undantag för den naturliga pH-sänkningen som sker vid tillsättning av FeCl<sub>3</sub>. I figur 3 illustreras den DOC<sub>Rel</sub>, som definierats i ekvation (7), för de tillsatta doserna av FeCl<sub>3</sub> för de olika vattenproverna. Provtagningsplatsens avstånd från infiltrationsanläggningen visas i legenden. På grund av instrumentfel har DOC-värden efter fällning i Tunåsen från november 2017 inte kunnat mätas utan har istället uppskattats med ekvation (9). Dessa uppskattade värden är markerade med en parentes i figur 3 & 4.





**Figur 3:** DOC<sub>Rel</sub> för de olika provpunkterna plottat mot dosen FeCl<sub>3</sub>. DOC<sub>Rel</sub>-värden från Tunåsen, markerade med parenteser, har beräknats utifrån provernas A<sub>254</sub> med ekvation (9) då DOC inte kunnat mätas på grund av instrumentfel. För de här fällningsförsöken har pH-värdet inte justerats, med undantag för den naturliga pH-minskningen som sker vid tillsättning av FeCl<sub>3</sub>.

Som figur 3 illustrerar ökar den relativa avskiljningen med ökad koagulantdos. För att tydligare illustrera hur effektiv fällningen med FeCl<sub>3</sub> är har effektiviteten, definierat i ekvation (8), plottats mot dosen koagulant i figur 4.

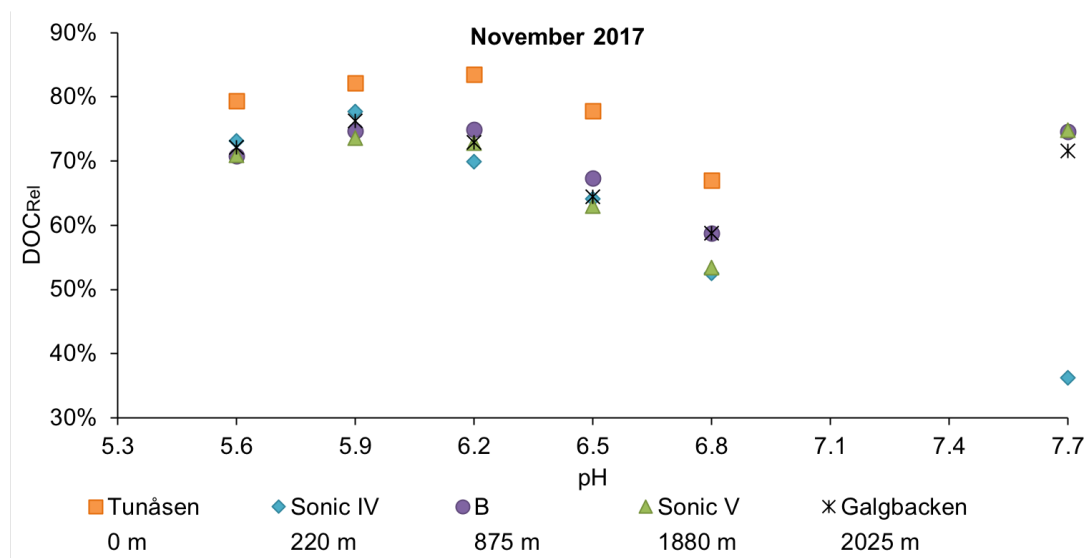


**Figur 4:** Figuren visar hur många mg DOC som avskiljs per mg tillsatt FeCl<sub>3</sub>/l vatten. Som visat är det mer effektivt att fälla ut DOC tidigt i infiltrationsprocessen, snarare än senare. DOC-värden från Tunåsen är markerade med parenteser då dessa värden har uppskattats med ekvation (9), därför att DOC inte kunnat mätas på grund av instrumentfel.

Figur 4 visar att ju tidigare i infiltrationsprocessen fällnings utförs, desto effektivare är fällningen. Värt att notera är även effektiviteten inte skiljer särskilt mycket åt mellan de testade koncentrationerna tidigt i infiltrationsprocessen, vilket syns fällningsförsök gjorda på vatten från Tunåsen (orangea fyrkanter) och Sonic IV (blåa romber).

### 5.1.2 Avskiljning av DOC beroende på pH

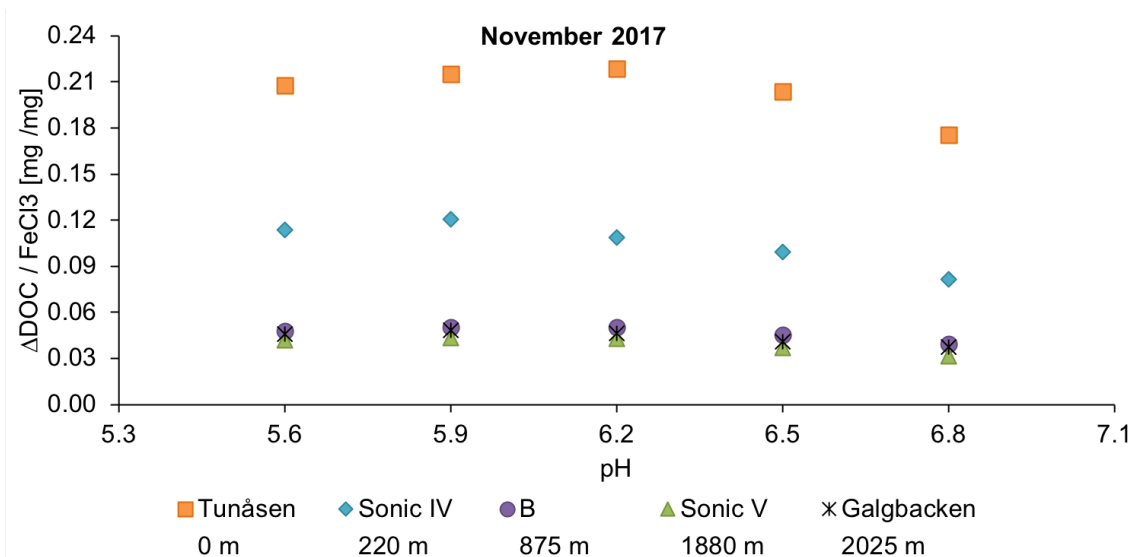
I det här avsnittet presenteras hur avskiljningen av DOC beror på vilket initialt pH-värde som fällningen utförs vid. För samtliga figurer är dosen av  $\text{FeCl}_3$  konstant 100 mg/l. I figur 5 har  $\text{DOC}_{\text{Rel}}$  plottats mot det initialt pH-värdet för de olika bägarförsöken. I figur 5 plottas dessutom de korrigerade DOC-halterna,  $\Delta\text{DOC}_{\text{Korr}}$ , i de provtagna brunnarna, beräknade med ekvation (3).  $\Delta\text{DOC}_{\text{Korr}}$  plottats vid det naturliga pH som finns i Uppsalaåsen, vilket är omkring pH 7,7.



**Figur 5:**  $\text{DOC}_{\text{Rel}}$  plottat mot initialt pH-värde vid fällning med 100 mg  $\text{FeCl}_3$ /l för prover tagna i november 2017. Mätpunkterna som är plottade vid pH 7,7 är  $\text{DOC}_{\text{Rel}}$  för uppmätta och korrigerade  $\Delta\text{DOC}$ -värdena,  $\Delta\text{DOC}_{\text{Korr}}$ , som avskiljs vid naturligt vid infiltration, där hänsyn tas till utspädningseffekten beräknade med ekvation (3).

Som figur 5 visar, har det initiala pH-värdet en stor betydelse för hur mycket organiskt material som kan avskiljas med fällning och att vid fällning med  $\text{FeCl}_3$  fungerar fällningen som bäst omkring pH 6,2. Vid jämförelse av  $\text{DOC}_{\text{Rel}}$  då fällning sker vid pH 6,2 och pH 6,8 skiljer sig  $\text{DOC}_{\text{Rel}}$  med mellan 15–20 %-enheter. Som även visas i figur 5 är Uppsalaåsens naturliga förmåga avskilja att god i jämförelse med kemisk fällning, den relativa avskiljningen av DOC är några procentenheter större för den naturliga avskiljningen.

På samma sätt som i figur 4 har effektiviteten, avskild mg DOC per mg  $\text{FeCl}_3$  plottats, men nu mot initialt pH-värde för de olika fällningsförsöken, vilket illustreras i figur 6. Figurens legend visar provtagningsplatsens avstånd från infiltrationsanläggningen.



**Figur 6:** Figuren visar hur många mg DOC som avskiljs per mg tillsatt  $\text{FeCl}_3$ /l. Dosen av  $\text{FeCl}_3$  är konstant 100 mg/l för samtliga fällningsförsök.

Från figur 6 är det tydligt att pH-värdet spelar en viktig roll i fällningsprocessen. På samma sätt som att  $\text{DOC}_{\text{Rel}}$  ökade med mellan 15–20 %-enheter då pH-värdet minskades från 6,8 till 6,2, avspeglas det även i effektiviteten, minskat pH-värde leder till ökad effektivitet.

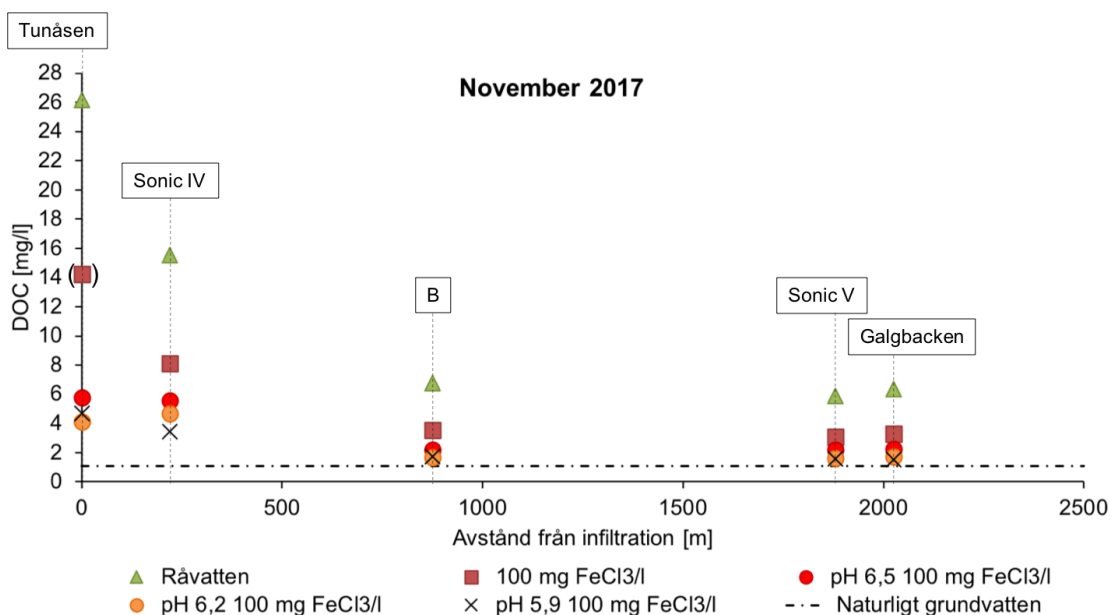
I tabell 3 har initiala pH-värden och pH-värden efter fällning för filtrerade och ofiltrerade prov efter fällning sammanställts. Uppmätta pH-värden från november som är  $> \text{pH } 4$  bör användas med försiktighet då pH mättes 2 månader efter fällningsförsökt utfördes, medan de pH-värden  $< \text{pH } 4$  kan ses som stabila. För prover från januari har pH mätts direkt efter att fällningsförsöket. Som tabell 3 illustrerar minskar pH-värdet mycket vid fällning vid initiala pH-värden  $\leq 5,9$ .

**Tabell 3:** pH-värden initialt, efter fällning för filtrerade (F) och ofiltrerade (OF) prover, provtagna i november 2017 och januari 2018. Uppmätta pH-värden efter fällning prover tagna i november med initialt pH > 6 är oprecisa då pH mättes 2 månader efter utförda fällningsförsök. För samma prover är de sura pH-värdena, där pH < 4 kan antas vara stabila. Samtliga pH-värden för januariproverna är uppmätta i samband med fällningsförsök och pH har enbart uppmätts på ofiltrerade prover.

Prov	Initialt pH-värde	pH post fällning F nov 2017	pH post fällning OF nov 2017	pH post fällning OF jan 2018
Tunåsen	6,8	(7,13)	(6,58)	N/A
Tunåsen	6,5	(6,52)	6,01)	N/A
Tunåsen	6,2	N/A	N/A	N/A
Tunåsen	5,9	3,52	3,48	N/A
Tunåsen	5,6	3,36	3,33	N/A
Storvad	7,45	N/A	N/A	6,63
Storvad 133,3 mg FeCl <sub>3</sub> /l	7,36	N/A	N/A	6,26
Storvad	6,5	N/A	N/A	5,34
Storvad	6,3	N/A	N/A	5,31
Storvad	5,9	N/A	N/A	3,61
Sonic IV	7,44	N/A	N/A	6,68
Sonic IV 133,3 mg FeCl <sub>3</sub> /l	7,41	N/A	N/A	6,4
Sonic IV	6,8	(7,8)	(6,88)	N/A
Sonic IV	6,5	(7,23)	(6,59)	N/A
Sonic IV	6,3	N/A	N/A	5,42
Sonic IV	6,2	(6,55)	(6,02)	N/A
Sonic IV	5,9	3,8	3,75	3,63
Sonic IV	5,6	3,46	3,43	N/A
B	7,48	N/A	N/A	6,7
B 133,3 mg FeCl <sub>3</sub> /l	7,48	N/A	N/A	6,45
B	6,8	(7,73)	(7,62)	N/A
B	6,5	(7,02)	(7,18)	N/A
B	6,3	N/A	NA/	5,53
B	6,2	(6,31)	(6,07)	N/A
B	5,9	3,68	3,62	3,93
B	5,6	3,4	3,36	N/A
Sonic V	7,46	N/A	N/A	6,73
Sonic V 133,3 mg FeCl <sub>3</sub> /l	7,38	N/A	N/A	6,46
Sonic V	6,8	(8,07)	(7,17)	N/A
Sonic V	6,5	(7,57)	(6,97)	N/A
Sonic V	6,3	N/A	N/A	5,72
Sonic V	6,2	(6,47)	(6,07)	N/A
Sonic V	5,9	3,79	3,72	3,91
Sonic V	5,6	3,42	3,4	N/A
Galgbacken	7,45	N/A	N/A	6,75
Galgbacken 133,3 FeCl <sub>3</sub> /l	7,37	N/A	N/A	6,52
Galgbacken	6,8	(7,71)	(7,06)	N/A
Galgbacken	6,5	(7,41)	(6,71)	N/A
Galgbacken	6,3	N/A	N/A	5,91
Galgbacken	6,2	(6,63)	(6,12)	N/A
Galgbacken	5,9	3,97	3,92	4,07
Galgbacken	5,6	3,34	3,33	N/A
Sonic IX b	7,45	N/A	N/A	6,97
Sonic IX b 133,3 mg FeCl <sub>3</sub>	7,37	N/A	N/A	6,73
Sonic IX b	6,5	N/A	N/A	5,9
Sonic IX b	6,3	N/A	N/A	6,08
Sonic IX b	5,9	N/A	N/A	4,37

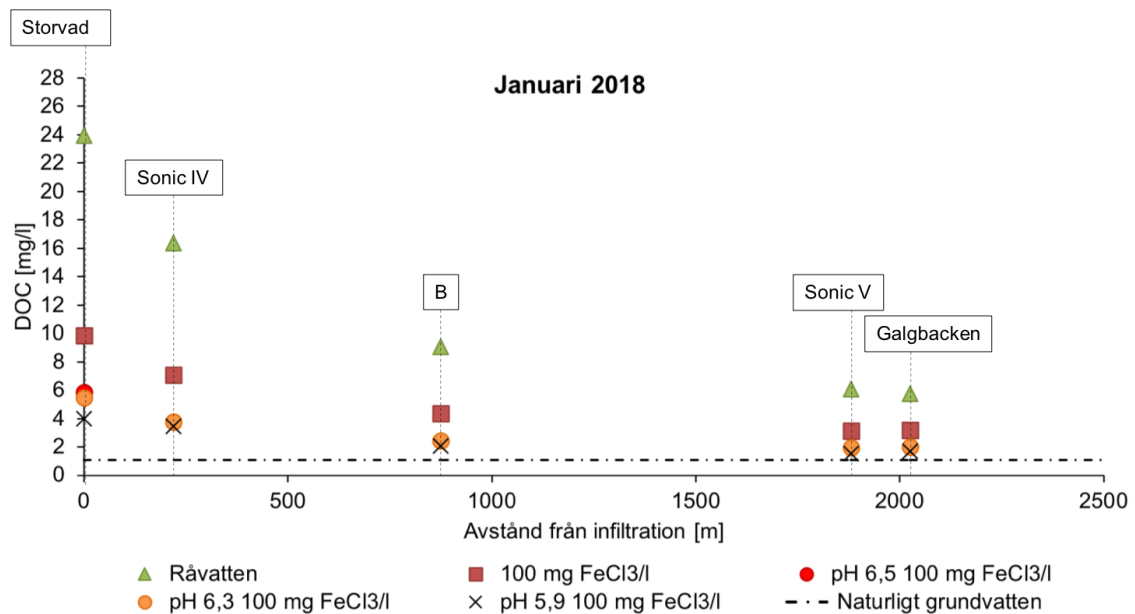
### 5.1.3 Uppsalaåsens naturliga avskiljning av DOC

DOC-halten i de olika proverna tagna längs med Uppsalaåsen under november 2017 och DOC-halten efter fällning för några av de utförda bägarförsöken har plottats mot avståndet från infiltrationsplatsen i figur 7. I figur 7 finns även utmarkerat hur avstånden mellan infiltrationsplatsen i Tunåsen, de mellanliggande grundvattenbrunnar, Sonic IV, B och Sonic V och upptagsplatsen vid Galgbacken förhåller sig till varandra. DOC-halten för det infiltrerade råvattnet i Tunåsen har korrigerats med ekvation (5) för att innehålla 17 % mer DOC, då EDTA-lösningen beredes felaktigt.



**Figur 7:** DOC-halten längs med Uppsalaåsen för prover tagna i november 2017. I plotten visas DOC-halten i råvatten och för fällningsförsök med 100 mg FeCl<sub>3</sub>/l, 100 mg FeCl<sub>3</sub> vid pH 6,5, 6,2 samt 5,9. DOC-halten för 100 mg FeCl<sub>3</sub> från Tunåsen har uppskattats med ekvation (9) och har därför markerats med en parentes. Den streckade linjen är den DOC-halt som uppmätts i Sonic IX b (naturligt bildat grundvatten) från januari 2018. Koncentrationerna DOC i infiltrationsvattnet har korrigerats med ekvation (5) för att innehålla 17 % mer DOC, på grund av felaktigt beredd EDTA-lösning.

I figur 8 visas samma samband som i figur 7, men istället för prover tagna i januari 2018. En skillnad som är värd att notera är att Storvad visas som infiltrationsplats, då infiltrationsanläggningen i Tunåsen var avstängd vid det andra provtagningstillfället. Som figur 7 och 8 illustrerar avtar DOC-halten ju längre från infiltrationsplatsen vattnet har färdats och dessutom hur kemisk fällning tydligt minskar DOC-koncentrationen. Som visat i avsnitt 5.1.2 illustreras även hur pH-värde påverkar hur mycket organiskt material som fälls vid samma fällningsdos. I figur 7 har DOC-halten för 100 mg FeCl<sub>3</sub>/l för infiltrationsplatsen uppskattats med ekvation (9) som beskrivet tidigare.

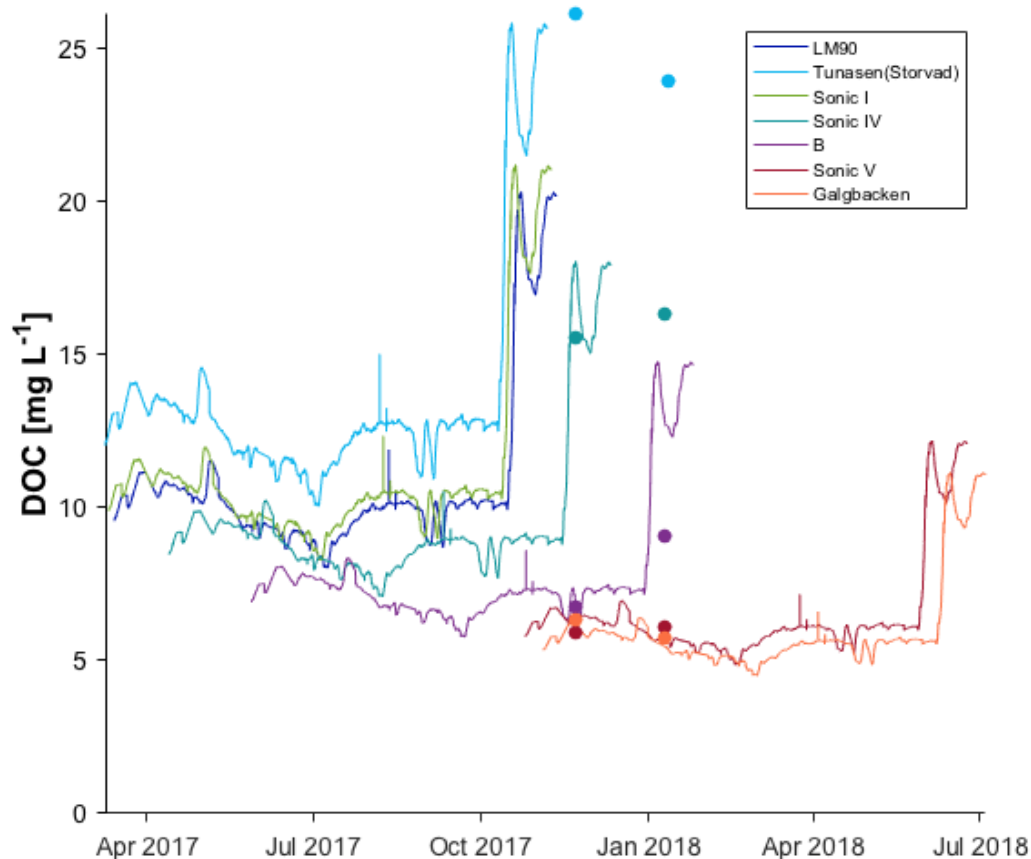


**Figur 8:** DOC-halten längs med Uppsalaåsen för prover tagna i januari 2018. I plotten visas DOC-halten i råvatten och för fällningsförsök med 100 mg FeCl<sub>3</sub>/l, 100 mg FeCl<sub>3</sub> vid pH 6,5, 6,3 samt 5,9. Den streckade linjen är den DOC-halt som uppmäts i naturligt bildat grundvatten, vilket provtagits under januari 2018.

När vatten infiltreras i Tunåsen finns en viss tidsfördröjning innan samma vatten når de olika grundvattenbrunnarna längs med Uppsalaåsen (tabell 1). För att tydligare illustrera vad som händer med DOC-halten i det infiltrerade vattnet under transporten genom Uppsalaåsen har en mätserie av DOC-data uppmätta i Storvad mellan mars 2017 till oktober 2017 plottats i figur 9 (Hoffmeister, 2017). Vidare har tre predikteringar gjorts av Hoffmeister på den uppmätta mätserien för att uppskatta DOC-halten då vattnet transporteras till upptagsplatsen i Galgbacken (Hoffmeister, 2017). De predikteringarna som gjorts på mätserien är:

- 1) Nedbrytning av DOC har beräknats.
- 2) Avskiljning av DOC under transport har beräknats.
- 3) Mätserien förskjuts i tiden enligt information om vattnets ålder.

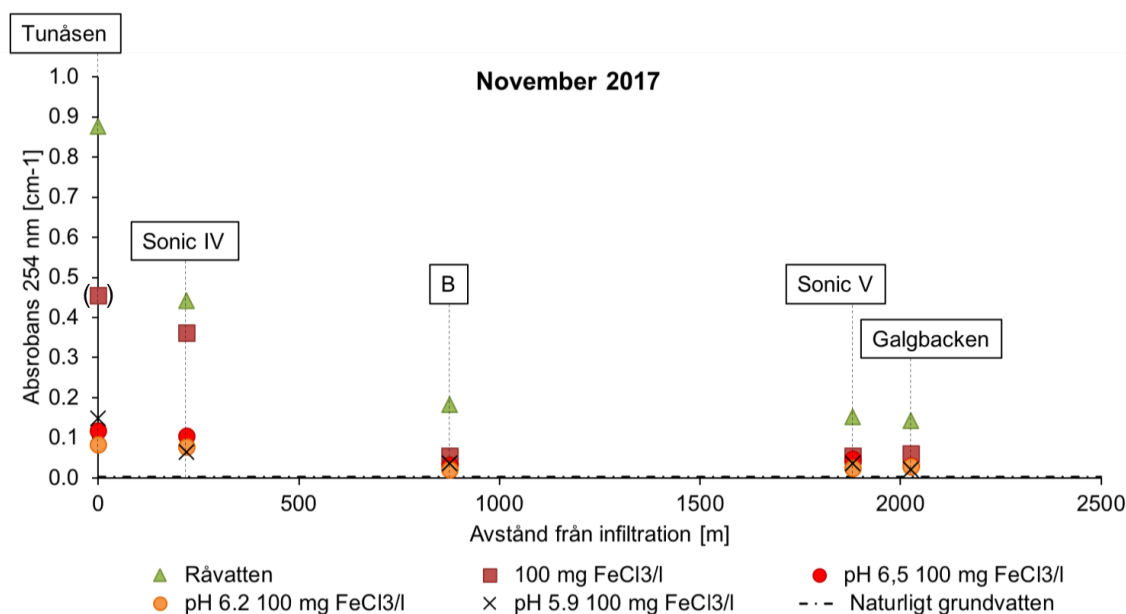
Dessa tre steg utförs på mätdata för att uppskatta hur serien skulle se ut i samtligt grundvattenbrunnar mellan Tunåsen och Galgbacken. Värt att notera i figur 9 är att ytterligare två brunnar, Sonic I och LM90, som inga prover tagits från i detta projekt även plottas i figur 9. Sonic I och LM90 ligger mellan infiltrationsplatsen och Sonic IV. Slutligen visar figur 9 även de uppmätta DOC-halterna från provtagningsplatserna både för november och januari. Uppmätta DOC-halter visas som mätpunkter i figuren, där prickarnas färger korresponderar mot färgen på den predikterade mätserien. Generellt överensstämmer uppmätta data väl med den predikterade DOC-halten.



**Figur 9:** Uppmätt DOC-halt i Storvad mellan mars 2017 och oktober 2017 (Hoffmeister, 2017) och predikerade DOC-halter i de olika provtagna grundvattenbrunnarna och uttagsbrunnen i Galgbacken. Uppmätta DOC-värden från provtagning i november 2017 och januari 2018 är utmarkerade som punkter. Figuren är konstruerad av Svenja-Maria Hoffmeister, forskningsassistent på institutionen för vatten och miljö på Sveriges Lantbruksuniversitet. Med tillstånd från Svenja-Maria Hoffmeister.

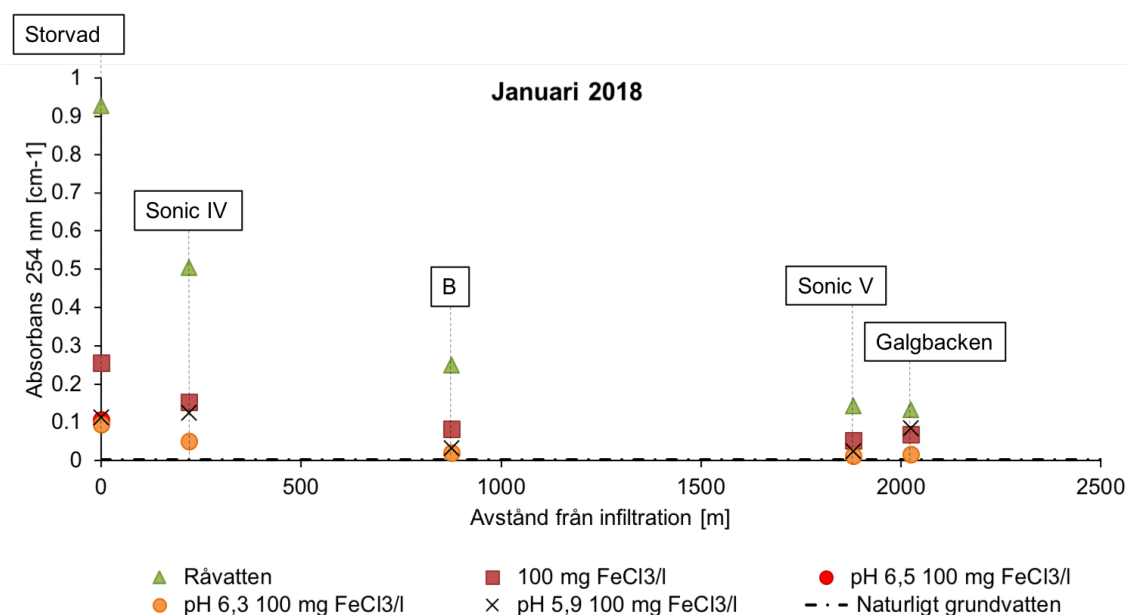
## 5.2 ABSORBANS

Den uppmätta absorbansen vid 254 nm i råvattnet och de några av de olika fällningsförsöken har plottats mot avståndet från infiltrationen. I figur 10 visas absorbansen för prover tagna i november och i figur 11 för prover tagna i januari. Som både figur 10 och 11 illustrerar avtar absorbansen vid 254 nm ju längre vattnet färdas längs med åsen. Efter ungefär 1 km, vid grundvattenbrunnen, B, har absorbansen nästan sjunkit till det uppmätta värdet i uttagsbrunnen i Galgbacken. Det tar infiltrationsvattnet ungefär 80 dagar att nå till B (tabell 1).



**Figur 10:** Uppmätta absorbans per cm vid 254 nm för filtrerat råvattnet och filtrerad supernatant från de utförda bägarförsöken från prover tagna i november 2017. Den streckade linjen är den uppmätta absorbansen per centimeter i det rena grundvattenprovet som tagits i januari 2018, vilket motsvarar bakgrundshalten.

Som både figur 10 och figur 11 visar avtar absorbansen ju längre från infiltrationsplatsen vattnet är provtaget.

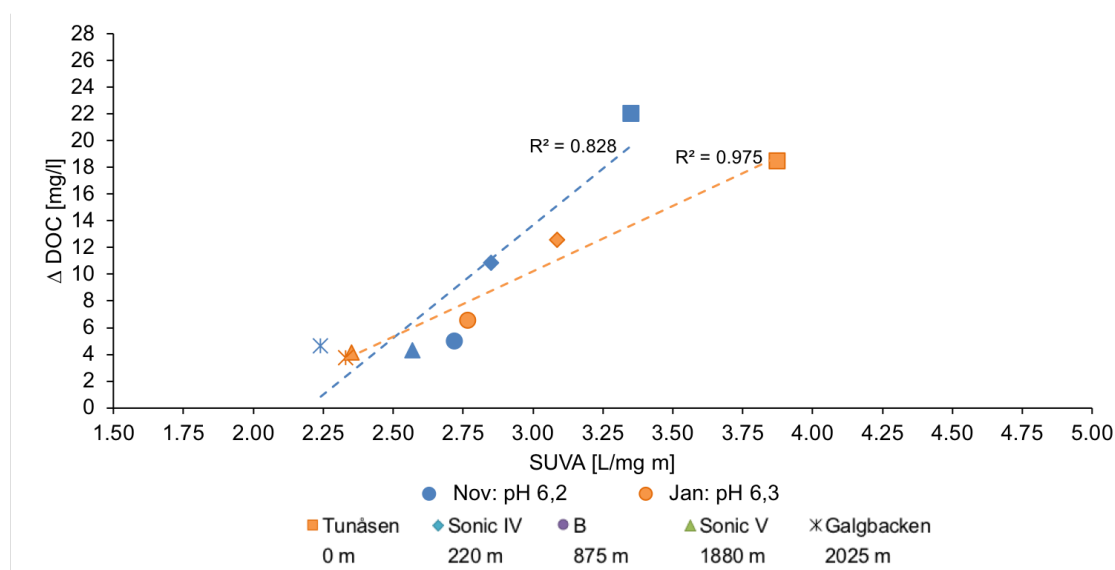


**Figur 2:** Uppmätta absorbans per cm vid 254 nm för filtrerat råvattnet och filtrerad supernatant från de utförda bägarförsöken från prover tagna i januari 2018. Den streckade linjen är den uppmätta absorbansen per centimeter i det rena grundvattenprovet som tagits i januari 2018, som motsvarar bakgrundshalten i grundavatten.



### 5.3 SUVA

$\Delta$ DOC efter fällning med 100 mg FeCl<sub>3</sub>/l vid pH 6,2 för prover tagna i november (blåa cirklar) och fällning med 100 mg FeCl<sub>3</sub>/l vid pH 6,3 för prover tagna i januari (orangea cirklar) har plottats mot råvattnets SUVA-värden, beräknade med ekvation (1), i figur 12. I figuren har samma datapunkter använts för att indikera var prover är taget ifrån. Datapunkten från Storvad i januari 2018 indikerar att fällningen inte är fullständig, på grund av att  $\Delta$ DOC är förhållandevis låg. Som figuren illustrerar ökar den  $\Delta$ DOC i stort sätt linjärt mot ökat SUVA-värde. Alltså att ett högt SUVA visar att en stor andel organiskt material kan avskiljas, medan ett lägre SUVA indikerar att mindre organiskt material kan avskiljas.



**Figur 3:**  $\Delta$ DOC efter fällning med 100 mg FeCl<sub>3</sub>/l vid pH 6,2 för prover tagna i november 2017 och vid pH 6,3 för prover tagna i januari 2018 plottat mot råvattnets SUVA-värde för de olika provpunkterna. På samma sätt som i figur 3, 4, 5 & 6 indikerar datapunkternas form, från vilken provtagningsplats datapunkten kommer från. Som tidigare är Tunåsen/Storvad fyrkanter, Sonic IV romber, B cirklar, Sonic V trianglar, och Galgbacken ett kryss med ett sträck. Prover tagna i november är markerade i blått och prover från januari är markerade i orange.

**Tabell 4:** Uppmätta SUVA-värden i råvattenproven, från november 2017, och januari 2018.

Provpunkt	SUVA råvattenprov nov 2017 [L /mg m]	SUVA nov 2017, 100 mg FeCl <sub>3</sub> , pH 6,2 [L /mg m]	SUVA Råvattenprov jan 2018 [L /mg m]	SUVA jan 2018, 100 mg FeCl <sub>3</sub> , pH 6,3 [L /mg m]
Sonic IX b	N/A	N/A	2,00	N/A
Tunåsen	3,35	2,02	N/A	N/A
Storvad	N/A	N/A	3,87	1,72
Sonic IV	2,85	1,66	3,09	1,36
B	2,72	1,20	2,77	0,86
Sonic V	2,57	1,53	2,35	0,66
Galgbacken	2,24	1,63	2,33	0,81

#### 5.4 LC-OCD

I tabell 5 presenteras resultat från LC-OCD-analysen för de råvatten som provtagits i januari 2018 och för de fällningsförsök som gjorts med 100 mg FeCl<sub>3</sub>/l vid pH 6,3 och 6,5. I tabellen är all data uttryckt som ppb (=µg/l). Som framgår från tabell 5 finns den allra största andelen av humusämnen vid infiltration och under transporten genom Uppsalaåsen minskar mängden humusämnen och de lågmolekylära organiska materialen, med undantag av de lågmolekylära syrorna som ökar. Vad som också framgår att vid fällning minskar humussubstanserna kraftigt parallellt med att de lågmolekylära syrorna ökar.

**Tabell 5:** Resultat från LC-OCD-analys som gjorts på proverna tagna under januari 2018 på råvattnen samt vid fällning med 100 mg FeCl<sub>3</sub>/l vid pH 6,3 och 6,5.

Prov	DOC			<i>Da &gt;&gt;20.000 ~1000</i>				300-500	<350	<350
		HOC	CDOC							
				BIO-polymers	Humus Subst. (HS)	Aromaticity (SUVA-HS)	Medel Mol-vikt (Mn)	Building Blocks	LMW Neutrals	LMW Acids
	<i>ppb-C</i>	Hydrofoba <i>ppb-C</i>	Hydrofila <i>ppb-C</i>	<i>ppb-C</i>	<i>ppb-C</i>	<i>L/(mg*m)</i>	<i>g/mol</i>	<i>ppb-C</i>	<i>ppb-C</i>	<i>ppb-C</i>
Sonic IX b Rå	854	101	753	n.q.	493	1.18	439	165	94	n.q.
Sonic IX b 100 mg FeCl <sub>3</sub> /l pH 6,3	672	73	600	2	170	0.86	432	225	202	n.q.
Sonic IX b 100 mg FeCl <sub>3</sub> /l pH 6,5	613	53	560	5	168	0.67	436	219	167	n.q.
Storvad Rå	24077	1193	22884	855	18237	4.54	748	2836	957	n.q.
Storvad 100 mg FeCl <sub>3</sub> /l pH 6,3	5066	143	4924	180	2154	2.41	459	1626	882	82
Storvad 100 mg FeCl <sub>3</sub> /l pH 6,5	5398	223	5175	163	2564	2.58	464	1606	775	67
Sonic IV Rå	15747	569	15178	21	12726	3.88	698	1595	752	84
Sonic IV 100 mg FeCl <sub>3</sub> /l pH 6,3	3678	205	3473	38	1284	1.98	447	1394	680	78
B Rå	8665	153	8513	47	6765	3.37	652	1140	510	51
B 100 mg FeCl <sub>3</sub> /l pH 6,3	2322	96	2227	48	622	1.62	439	1018	517	21
Sonic V Rå	5887	295	5592	4	4339	3.23	650	859	357	33
Sonic V 100 mg FeCl <sub>3</sub> /l pH 6,3	1772	180	1593	4	507	1.41	429	690	385	6
Galgbacken Rå	5561	148	5413	3	4168	3.13	658	870	352	20
Galgbacken_100 mg FeCl <sub>3</sub> /l pH 6,3	2052	196	1856	7	538	2.94	433	751	476	84

## 6. DISKUSSION

I det här diskussionsavsnittet ska de frågeställningar som ställdes upp i syftet i avsnitt 1.1 försöka besvaras utifrån de resultat som provtagning, fällningsförsök och utförda analyser har gett.

### 6.1 HUR FUNGERAR KEMISK FÄLLNING I FÖRHÅLLANDETILL KONSTGJORD INFILTRATION?

Det här diskussionsavsnittet ämnar besvara den första frågeställningen som ställts upp i avsnitt 1.1:

*Är det möjligt att avskilja mer DOC innan infiltrering i åsen genom kemisk fällning jämfört med vad som bryts ner i åsen?*

För att kunna jämföra i vilken utsträckning kemisk fällning kan avskilja organiskt material från ett vatten i förhållande till Uppsalaåsen måste först den ekosystemtjänst som Uppsalaåsen utgör med avseende på avskiljning av DOC undersökas. Med utgångspunkt i Artesias studie om Uppsalaåsen har man kommit fram till att Uppsalaåsen avskiljer mellan 50–70 % av DOC som infiltreras (Artesia, 2017). Om den siffran jämförs med vad som hittats i det här examensarbetet visar resultaten, både vid provtagning i november och januari, att infiltrering genom åsen leder till avskiljning av DOC omkring 75 %, korrigerad för utspädning (Figur 7; Figur 8). Samtidigt måste även hänsyn tas till att de uppmätta DOC-halterna i Tunåsen och Storvad vid provtagning i november och januari är höga, relativt förväntad DOC-halt under andra årstider (Figur 9). DOC i ytvatten har en säsongsvariation och överlag är DOC-halten högre när avrinningen är stor, vilket generellt sett sker under hösten då nederbörden är större och på våren under vårfloden. Som figur 9 illustrerar ökar DOC kraftigt tidigt i oktober 2017, innan provtagningen ägde rum, vilket är kopplat till säsongsvariationen. Vidare måste man också ta hänsyn till att det finns en tidsfördröjning mellan infiltration och uttag av vatten ur åsen. Det tar vattnet som infiltreras i Tunåsen ungefär 8 månader att transporteras till uttagsbrunnen i Galgbacken (Tabell 1). Med hänsyn till fördröjningseffekten bör avskiljningen av DOC som erhållits från fällningsförsöken tas med en viss försiktighet.

Om den naturliga avskiljningen av DOC i Uppsalaåsen jämförs med de genomförda fällningsförsöken som utförts kan DOC-halten vid uttaget i Galgbacken jämföras med fällning som gjorts på det vatten som infiltrerats i åsen. Genom att sänka pH-värdet till pH 6,2–6,3 och fälla vattnet med 100 mg FeCl<sub>3</sub>/l erhålls en DOC-avskiljning som motsvarar vad som sker vid konstgjord infiltration (Figur 7; Figur 8).

Samtidigt måste även karaktären av det organiska materialet beaktas, därför att karaktären inte nödvändigtvis är densamma efter fällning och efter filtrering genom åsen. För att reda ut om karaktären av det organiska materialet är liknande mellan fällning och filtrering genom åsen kan absorbansen vid 254 nm och den specifika UV-absorbansen (SUVA) undersökas. Genom att jämföra absorbansen vid 254 nm (figur 10 & 11) vid fällning med

100 mg FeCl<sub>3</sub>/l vid pH 6,2–6,3 kan man se att absorptionsen hos det fällda vattnet är lägre än absorptionsen i uttagsbrunnen vid Galgbacken. Den lägre absorptionsen antyder att efter fällning finns en mindre andel av aromatiska kol jämfört med uttaget i Galgbacken. Om SUVA istället jämförs mellan fällning och konstgjord infiltration för samma prover kan man se att i november är SUVA efter fällning, 2,04 L/mg m, vilket är något mindre än SUVA vid uttaget 2,24 L/mg m. I januari är skillnaden något större. Efter fällning av råvattnet från Storvad är SUVA 1,72 L/mg m medan vid uttaget i Galgbacken är SUVA 2,33 L/mg m.

Dessutom ger resultaten från LC-OCD-analysen god insikt i huruvida karaktären hos det avskilda organiska materialet är densamma. Som framgår i tabell 5, leder kemisk fällning till en större avskiljning av humussubstanser och lågmolekylära neutrala organiska föreningar, medan de lågmolekylära syrorna ökar vid fällning. Vad som även visas i tabell 5 är att vid fällning minskar aromaticiteten, som har en direkt korrelation med A<sub>254</sub> och därigenom SUVA (Weishaar et al, 2003). Från LC-OCD-resultaten och resultaten från figur 12, framgår att SUVA utgör ett bra mått på hur lättfällt ett vatten är.

Sammanfattningsvis går det att konstatera att det går att efterlikna avskiljningen av organiskt material i Uppsalaåsen genom kemisk fällning med 100 mg FeCl<sub>3</sub>/l, om det initiala pH-värdet sätts till pH 6,2–6,3.

## **6.2 ÄR DET MER FÖRDELAKTIGT ATT AVSKILJA DOC INNAN, ELLER EFTER INFILTRATION?**

I det här diskussionsavsnittet kommer den andra frågeställningen som ställts upp i avsnitt 1.1 att diskuteras:

*Är det mer fördelaktigt att avskilja DOC innan infiltrering eller att avskilja DOC innan intag på vattenverket med avseende på kostnader eller miljön?*

För att kunna besvara den här frågeställningen behöver flera variabler tas i beaktning. Det första som behöver beaktas är huruvida det finns ett värde i att fälla vattnet överhuvudtaget, eller om den konstgjorda infiltrationen anses ge tillräcklig bra avskiljning av DOC. Förutsatt att det konstgjorda grundvattnet inte är av tillräckligt god kvalitet, med avseende på DOC, skulle antingen ett för- eller efterfällningssteg kunna implementeras. Det finns anledning att överväga båda typer av fällningsmetoder.

Från det utförda fällningsförsöken kan effektiviteten vid fällning på vattnet som infiltreras i Tunåsen jämföras med effektiviteten vid fällning på uttagsvattnet från Galgbacken. Genom att beräkna hur många mg DOC som avskils per mg tillsatt FeCl<sub>3</sub>, med ekvation (8) har figur 4 och figur 6 tagits fram. I figur 4 visas den effekten som dosen fällningskemikalie har och det framgår tydligt att ett förfällningssteg skulle kunna ge den mest effektiva avskiljningen av DOC. Vad som även illustreras i figur 4 är att dosen FeCl<sub>3</sub> inte nödvändigtvis behöver vara särskilt stor för att uppnå en hög effektivitet. Effektiviteten är i stort sätt densamma vid samtliga undersökta doser. Vad den ökade dosen leder till är, som visat i figur 3, en ökad relativ avskiljning, DOC<sub>Rel</sub>, vid en ökad FeCl<sub>3</sub> dos. Det finns en viss osäkerhet för beräknade ΔDOC och DOC<sub>Rel</sub> från Tunåsen i

figur 3 och 4, eftersom  $\Delta\text{DOC}$  uppskattats från  $A_{254}$ , med ekvation (9). Genom att istället undersöka figur 6 framgår det att fällningen skulle kunna bli ännu effektivare i samband med en sänkning av pH-värdet. Som figur 6 visar sker den mest effektiva fällningen med  $\text{FeCl}_3$  omkring pH 6, vilket överensstämmer med det nuvarande kunskapsläget (Crittenden et al, 2012). Rent kvantitativt kan effektiviteten beräknas med ekvation (8) och jämförs effektiviteten vid fällning av vattnet från Tunåsen och Galgbacken visas att det är omkring 4 gånger så effektivt att använda kemisk fällning vid pH 6,2 med 100 mg  $\text{FeCl}_3/\text{l}$  på infiltrationsvattnet från Tunåsen, som på uttagsvattnet i Galgbacken, med avseende på DOC-avskiljning. Från figur 5 framgår även att fällning med 100 mg  $\text{FeCl}_3$  vid pH 6,2 ger den största  $\text{DOC}_{\text{Rel}}$ .

Även om effektiviteten ökar då pH sänks måste man ta hänsyn till att inte driva ner pH-värdet för mycket vid kemisk fällning, då för surt vatten har korrosiv effekt på ledningsnätet. I Sverige är standarden att vattnet som pumpas ut på ledningsnätet ska ha ett pH-värde över 8 (Svenskt Vatten, 2011). Som visades i tabell 3 sjunker pH-värdet efter fällning med 100 mg  $\text{FeCl}_3$  pH-värde initialt sätts till under pH 6, leder fällningen till att pH-värdet efter fällning sjunker till omkring pH 3–4, både för infiltrationsvattnet och uttagsvattnet. Om pH-värdet istället initialt sätts till 6,2–6,3 innan fällning har vatten från alla provpunkter tillräcklig buffringskapacitet för att motstå en sådan kraftig pH minskning och pH efter fällning är omkring pH 5–6.

En faktor som är viktigt att ha i åtanke när det kommer till effektiviteten är att det finns en säsongsvariation i DOC. Förhållandet DOC mellan infiltrerat vatten och uttaget vatten är inte konstant över året, på grund av säsongsvariationen. Avrinningen är stor under hösten i samband med mer intensiv nederbörd och under på våren i samband med vårfloden. För att undersöka hur säsongsvariationen spelar in på effektiviteten av fällningen kan figur 9 undersökas. Som framgår från mätserien i figur 9 ökar DOC kraftigt under mitten på oktober, innan provtagning ägde rum. Säsongsvariationen avspeglas vid båda provtagningstillfällena, då förhållandet mellan DOC vid infiltrationen är stort i förhållande till resterande data i mätserien. Från figur 9 är det också tydligt hur tidsfördröjningen mellan infiltration och uttag verkar på åsen. Den DOC-topp som sker under oktober 2017 kommer först att nå uttaget i Galgbacken under sommaren 2018. Tidsfördröjningen och säsongsvariationen går hand i hand med varandra och därför också viktigt att beakta de här två variablerna. Den beräknade effektivitetsfaktorn är något missvisande och bör därför tas med en viss försiktighet, då vattnet som fällningsförsöken utförs på kommer från olika årstider, på grund av den fördröjning sker vid infiltration. Årstidsvariationen innebär att karaktären på det organiska inte är densamma under hela året och det här påverkar hur lättfällt vattnet är och därigenom även effektiviteten. Värt att notera är även att DOC-halten är mera stabil vid uttaget, än vad DOC-halten är vid infiltrationen.

Samtidigt är det viktigt att inte glömma bort varför Uppsalaåsen används vid produktion av dricksvatten. Den ekosystemtjänst som åsen bistår med är att förbättra vattenkvaliteten på det vattnet som infiltreras. I figur 5 har även den korrigerade naturliga avskiljningen

av organiskt material, beräknat från ekvation (2) och (3), plottats. Som figur 5 visar, leder den konstgjorda infiltrationen till en stor avskiljning av organiskt material ungefär på samma nivå som kan erhållas med hjälp av kemisk fällning, vilket också diskuterades i föregående diskussionsavsnitt.

Genom LC-OCD-analysen framgår också att den största fraktionen organiskt material vid uttagsbrunnen i Galgbacken högmolekylära organiska material, vilka är kända för att de är lätta att fälla ut (Jacangelo et al, 1995). Det finns alltså goda möjligheter att avskilja organiskt material efter filtrering genom åsen. Det här skulle leda till mindre fällningskemikalier skulle behöva användas, då det inte heller finns lika mycket lättfällt material som innan infiltrationen, vilket även är ett ekonomiskt incitament. Vidare leder mindre utfällning till en lägre slamproduktion, vilket är en vinst rent miljömässigt, då mindre slam behöver omhändertas.

Det är mera effektivt att använda kemisk fällning på infiltrationsvattnet. Samtidigt finns både en högre ekonomisk- och miljökostnad för att ta hand om slammet som bildas vid fällning. Utifrån att man anser de ökande DOC-halterna i Uppsalaåsen att vara en risk för åsens ekosystemtjänst, är det värt att överväga att implementera ett förfällningssteg. Om man däremot inte anser att ökande DOC-halter är en potentiell risk för åsens funktion, men vill förbättra vattenkvaliteten genom att minska DOC är ett efterfällningssteg troligen ett bättre val. Dels för att DOC-halten är mera stabil vid uttaget och dels finns möjligheten att kunna prediktera den DOC-halt som kan förväntas vid uttaget, som figur 9 visar. Mindre slam bildas från fällningen om lägre doser av den använda fällningskemikalien behövs, vilket både borde innebära att en mindre anläggning, på grund av den lägre slamproduktionen och vinster kan göras för miljön och även ekonomiskt.

## 7. SLUTSATSER

Från de utförda fällningsförsöken kan det visas att Uppsalaåsens reningsförmåga, rent kvantitativt, kan replikeras med avseende på DOC genom fällning med 100 mg FeCl<sub>3</sub> /l. Karaktären på det organiska materialet är å andra sidan inte densamma.

Det är mest effektivt att fälla infiltrationsvattnet, mer än 4 gånger så effektivt som att fälla det artificiella grundvattnet, upp till 0,219 mg DOC kan avskiljas per mg FeCl<sub>3</sub> på infiltrationsvattnet vid fällning med 100 mg FeCl<sub>3</sub>/l om pH initialt är 6,2.

Efter konstgjord grundvattenbildning består den största fraktionen av organiskt material i uttaget fortfarande utav högmolekylära > 600 Da, organiska föreningar, medan efter fällning är den största fraktionen av lågmolekylära organiska föreningar < 500 Da.

Förutsatt att Uppsalaåsens funktion inte försämras av ökande DOC-halter och vattenkvaliteten med avseende på DOC ska förbättras, skulle ett efterfällningssteg vara lämpligt att implementera, därför att det både finns potentiella ekonomiska och miljömässiga vinster att göra. Samtidigt skulle det även utgöra ett skydd mot stor säsongsvariation av DOC då det lättfällbara organiska materialet kan fällas ut.

Förfällning kan vara ett lämpligt alternativ att implementera om Uppsalaåsens vattenreningsfunktion kan ta långsiktig skada som en konsekvens till ökande halter av DOC i vattnet som infiltreras.



## 8. KÄLLFÖRTECKNING

Aiken, G. (2014). Fluorescence and Dissolved Organic Matter. In P. Coble, J. Lead, A. Baker, D. Reynolds, & R. Spencer (Eds.), *Aquatic Organic Matter Fluorescence* (Cambridge Environmental Chemistry Series, pp. 35-74). Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9781139045452.005

Artesia, (2017), Funktionsanalys Åsen – naturligt organiskt material. Intern rapport.

Crittenden, J.C., Trussell, R.R., Hand, D.W., Howe, K.J., Tchobanoglous, G. (2012), *MHW's Water Treatment: Principle and Design*. 3. ed. New Jersey: New York State, John Wiley & Sons, Inc.

Eikebrokk, B., Vogt, R.D., Liltved, H. (2004), NOM increase in Northern European source waters: discussion of possible causes and impacts on coagulation/contact filtration processes. *Water Science and Technology*, vol 4, ss 47-54.

Gillberg, L., Hansen, B., Karlsson, I., Nordström Enkel, A., Pålsson, A. (2003), *About Water Treatment*. Helsingborg, Kemira Kemwater.

Grip, H. & Rodhe, A., (1985). *Vattnets väg från regn till bäck*. Forskningsrådets Förlagstjänst.

Hanson, G. (2000). Konstgjord grundvattenbildning - 100-årig teknik inom svensk dricksvattenförsörjning. VA-forsk: 220.

Hoffmeister, S., (2017), *Inter-Calibration of Optical Sensors and Implications for Water Quality Monitoring*. Sveriges Lantbruksuniversitet. Institutionen för Geovetenskap.

Huber, S.A., Balz, A., Abert, M., Pronk, W., (2011), Characterisation of aquatic humic and non-humic matter with size-exclusion chromatography - organic carbon detection - organic nitrogen detection (LC-OCD OND). *Water Research*, vol 45, ss 879-885.

Jacangelo, J.G., DeMarko, J., Owen, D.M., Randtke, S.J., (1995), Selected Processes for Removing NOM: An Overview. *American Water Works Association*, vol. 87, ss 64-77.

Jacks, G., (2001), *Organic material retention at the Eskilstuna field site. Artificial recharge of groundwater*. Final Report EC project, ENV4-CT95-0071, ss. 150–152 (Chapter 6).

Kivimäki, A.,L., (2001), *Removal of organic matter during bank filtration – field studies*. Artificial recharge of groundwater. Final Report EC project, ENV4-CT95-0071, ss. 142–146 (Chapter 6).

Kortelainen, N.M. & Karhu, J.A., (2006) Tracing the decomposition of dissolved organic carbon in artificial groundwater recharge using carbon isotope ratios. *Applied geochemistry*, vol. 21, ss.547–562.

Köhler, S.J. & Lavonen, E. (2015). *Löst organiskt kol i dricksvatten - En syntes av erfarenheter av GenoMembranprojektet*. Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala. (SVU-rapport 2015-13).

Leenheer, J.A., Croué, J.P. (2003). Characterizing aquatic dissolved organic matter. *Environ. Sci. Technol.* vol. 37, ss. 18–26.

Lindroos, A-J.; Kitunen, V.; Derome, J. & Helmisaari, H-S. (2002). Changes in dissolved organic carbon during artificial recharge of groundwater in a forested esker in Southern Finland. *Waterresearch*, vol. 36, ss.4951-4958.

Sveriges lantbruksuniversitet, (2018-01-12), Metaller i vatten med ICP-MS. <https://www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/laboratorier/vattenkemiska-laboratoriet/detaljerade-metodbeskrivningar/metaller-med-icp-ms/> [2018-02-24]

Matilainen, A., Gjessing, E.T., Lahtinen, T., Hed, L., Bhatnagar, A., Sillanpää, M. (2011). An overview of the methods used in characterisation of natural organic matter (NOM) in relation to drinking water treatment. *Chemosphere* vol. 83, ss. 1431–1442.

Shimadzu (UÅ), TOC Application Handbook, ss 4-5.

Singer, P.C., (2006), DBPs in drinking water: Additional scientific and policy considerations for public health protection. *Journal American Water Works Association*, Vol. 98, No. 10, ss.73-80

Svenskt Vatten A, (2010), *Dricksvatten teknik 1 – Vatten i natur och samhälle*. Stockholm. Svenskt Vatten AB.

Svenskt Vatten B, (2010), *Dricksvatten teknik 2 – Grundvatten*. Stockholm. Svenskt Vatten AB.

Svenskt Vatten, (2011), *Dricksvatten teknik 4 – Efterbehandling och distribution*. Stockholm. Svenskt Vatten AB.

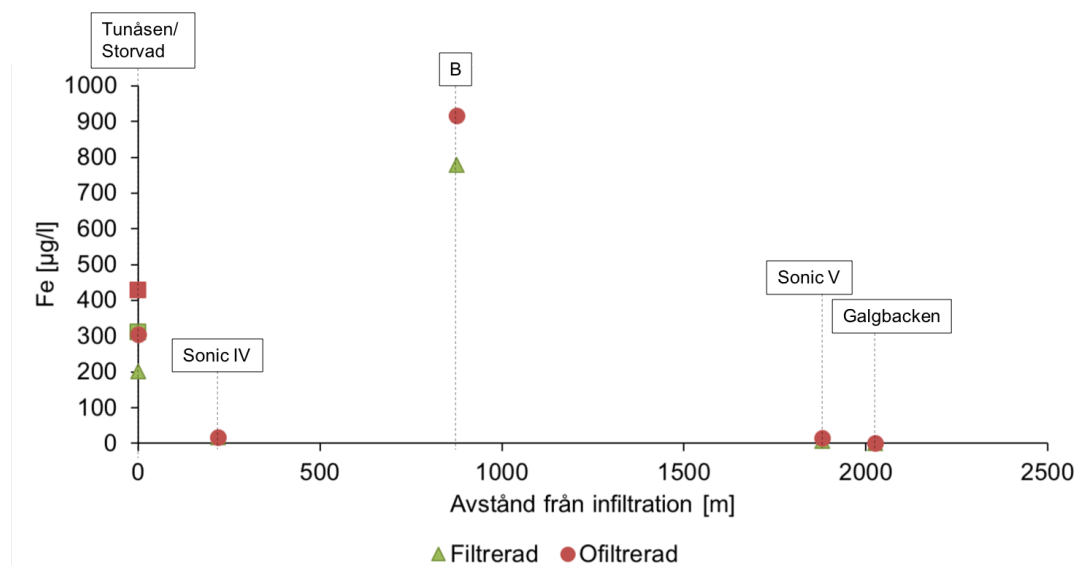
Uppsala Vatten (2017-05-27), Uppsalaåsen. <http://www.uppsalavatten.se/sv/om-oss/verksamhet-och-drift/dricksvatten/upsalaasen/> [2017-09-20].

Weishaar, J.L., Aiken, G.R., Bergamaschi, B.A., Fram, M.S., R Fujii, R., Mopper, K., (2003), Evaluation of Specific Ultraviolet Absorbance as an Indicator of the Chemical Composition and Reactivity of Dissolved Organic Carbon. *Environmental Science & Technology*, Vol 37, ss 4702–4708.

## 9. APPENDIX

### 9.1 JÄRNANALYS

Uppmätta järnvärden från provtagningen i januari, och ett värde från Tunåsen taget i november har plottats mot avståndet från infiltrationsplatsen och visas i figur 13. Mätvärden från Storvad i januari visas som fyrkanter, för att tydligare illustrera skillnaden mellan Tunåsen och Storvad.



**Figur 4:** Järn-koncentrationen i filtrerat och ofiltrerat vatten. Mätvärdena från Tunåsen är från provtagningen i november, medan resterande är från prover tagna i januari. Järnvärdena från Storvad är markerade med fyrkanter, men färgkoden, grönt = filtrerad och röd = ofiltrerad kvarstår.

## 9.2 BÄGARFÖRSÖK NOVEMBER 2017 – RÅDATA

I det här avsnittet finns allt rådata som från november 2017.

**Tabell 6:** Rådata från bägarförsök med olika koncentrationer FeCl<sub>3</sub> november 2017.

<b>Prov</b>	<b>DOC [mg/l]</b>	<b>ΔDOC [mg/l]</b>	<b>DOC<sub>Rel</sub> [%]</b>	<b>ΔDOC /FeCl<sub>3</sub> [mg/mg]</b>	<b>FeCl<sub>3</sub> [mg/l]</b>
Tunåsen Rå	26,18	N/A	N/A	N/A	N/A
Tunåsen	14,239	11,941	45,6%	0,1194	100
Tunåsen	17,099	9,081	34,7%	0,1022	88,89
Tunåsen	17,881	8,299	31,7%	0,1067	77,78
Tunåsen	20,274	5,906	22,6%	0,0886	66,67
Tunåsen	21,263	4,917	18,8%	0,0885	55,56
Sonic IV Rå	15,17	N/A	N/A	N/A	N/A
Sonic IV	8,099	7,071	46,6%	0,0707	100,0
Sonic IV	8,113	7,057	46,5%	0,0794	88,89
Sonic IV	8,997	6,173	40,7%	0,0794	77,78
Sonic IV	9,914	5,256	34,6%	0,0788	66,67
Sonic IV	10,69	4,48	29,5%	0,0806	55,56
B Rå	6,389	N/A	N/A	N/A	N/A
B	3,564	2,825	44,2%	0,0283	100,0
B	3,591	2,798	43,8%	0,0315	88,89
B	3,756	2,633	41,2%	0,0339	77,78
B	3,896	2,493	39,0%	0,0374	66,67
B	4,565	1,824	28,5%	0,0328	55,56
Sonic V Rå	6,052	N/A	N/A	N/A	N/A
Sonic V	3,092	2,96	48,9%	0,0296	100,0
Sonic V	3,386	2,666	44,1%	0,0300	88,89
Sonic V	3,506	2,546	42,1%	0,0327	77,78
Sonic V	3,745	2,307	38,1%	0,0346	66,67
Sonic V	4,114	1,938	32,0%	0,0349	55,56
Galgbacken Rå	6,25	N/A	N/A	N/A	N/A
Galgbacken	3,452	2,798	44,8%	0,0280	100,0
Galgbacken	3,391	2,859	45,7%	0,0322	88,89
Galgbacken	3,584	2,666	42,7%	0,0343	77,78
Galgbacken	3,762	2,488	39,8%	0,0373	66,67
Galgbacken	4,214	2,036	32,6%	0,0366	55,56

**Tabell 7:** Rådata från bägarförsök med olika pH-värden från november 2017.

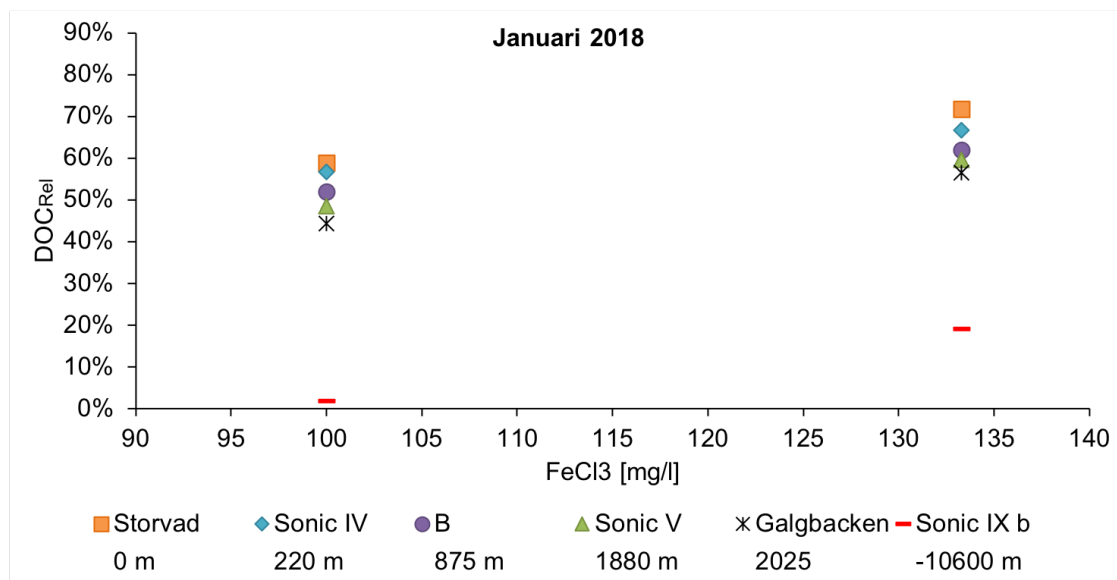
<b>Prov</b>	<b>DOC [mg/l]</b>	<b>ΔDOC [mg/l]</b>	<b>DOC<sub>Rel</sub> [%]</b>	<b>ΔDOC /FeCl<sub>3</sub> [mg/mg]</b>	<b>FeCl<sub>3</sub> [mg/l]</b>	<b>pH</b>
Tunåsen Rå	26,18	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Tunåsen	8,63	17,55	67,0%	0,176	100	6,8
Tunåsen	5,80	20,38	77,9%	0,204	100	6,5
Tunåsen	4,32	21,86	83,5%	0,219	100	6,2
Tunåsen	4,66	21,52	82,2%	0,215	100	5,9
Tunåsen	5,39	20,79	79,4%	0,208	100	5,6
Sonic IV Rå	15,53	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Sonic IV	7,38	8,15	52,5%	0,082	100	6,8
Sonic IV	5,58	9,96	64,1%	0,100	100	6,5
Sonic IV	4,68	10,85	69,8%	0,108	100	6,2
Sonic IV	3,47	12,06	77,7%	0,121	100	5,9
Sonic IV	4,17	11,36	73,2%	0,114	100	5,6
B Rå	6,742	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
B	2,78	3,96	58,8%	0,040	100	6,8
B	2,20	4,54	67,3%	0,045	100	6,5
B	1,69	5,05	74,9%	0,051	100	6,2
B	1,71	5,03	74,7%	0,050	100	5,9
B	1,97	4,77	70,8%	0,048	100	5,6
Sonic V Rå	5,901	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Sonic V	2,75	3,15	53,4%	0,032	100	6,8
Sonic V	2,19	3,71	62,9%	0,037	100	6,5
Sonic V	1,61	4,30	72,8%	0,043	100	6,2
Sonic V	1,56	4,34	73,6%	0,043	100	5,9
Sonic V	1,72	4,19	70,9%	0,042	100	5,6
Galgbacken Rå	6,332	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Galgbacken	2,61	3,72	58,8%	0,037	100	6,8
Galgbacken	2,25	4,08	64,5%	0,041	100	6,5
Galgbacken	1,71	4,62	72,9%	0,046	100	6,2
Galgbacken	1,51	4,83	76,2%	0,048	100	5,9
Galgbacken	1,76	4,57	72,2%	0,046	100	5,6

### 9.3 BÄGARFÖRSÖK JANUARI 2018

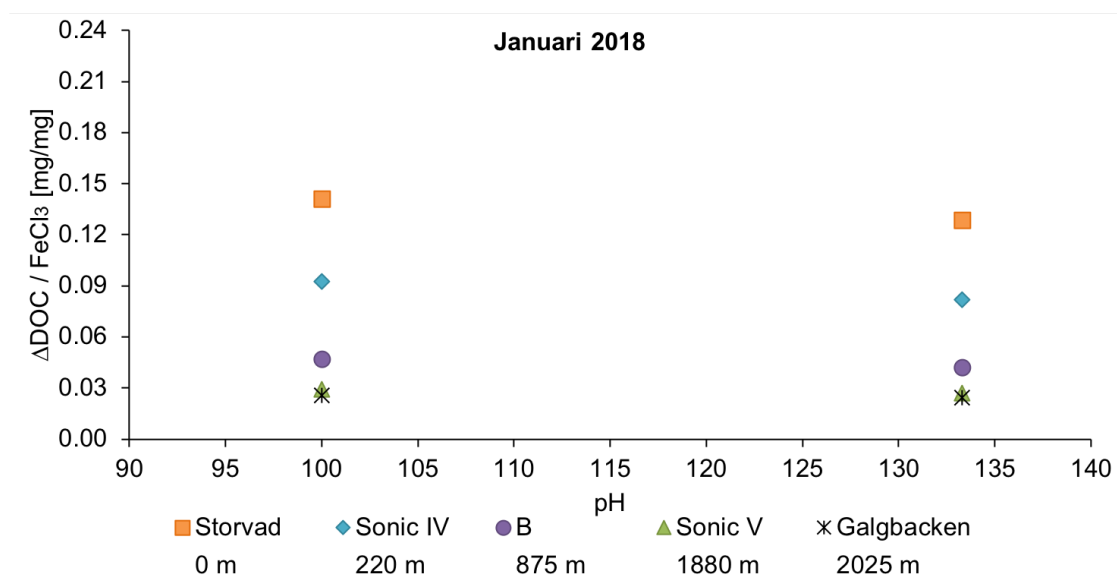
I det här appendixet finns plottar från bägarförsöken i januari 2018, tillsammans med allt ingående data för att kunna konstruera alla plottar från bägarförsöken.

#### 9.3.1 Figurer

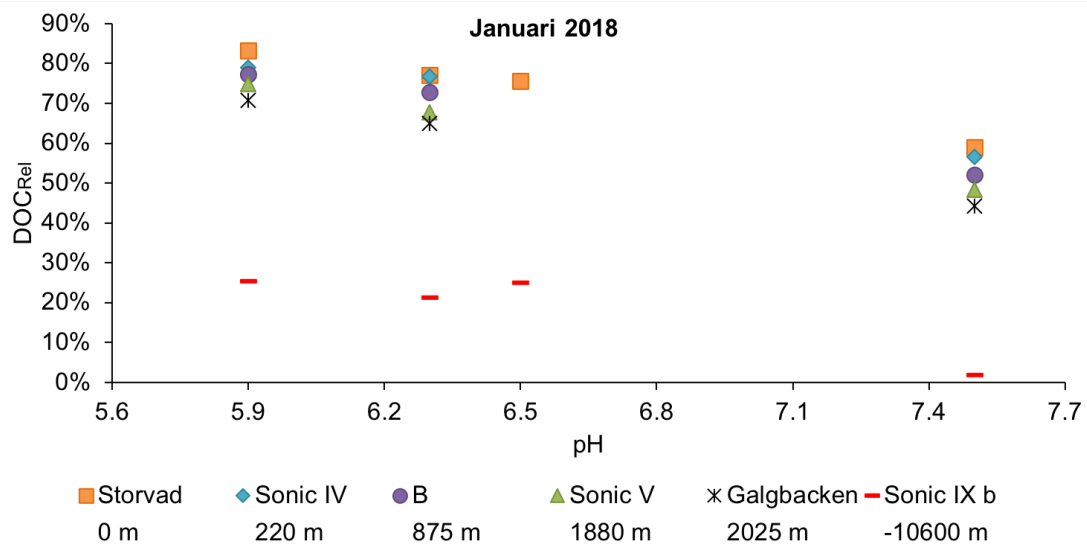
Resultaten från de bägarförsök som utförts under januari presenteras i följande avsnitt.



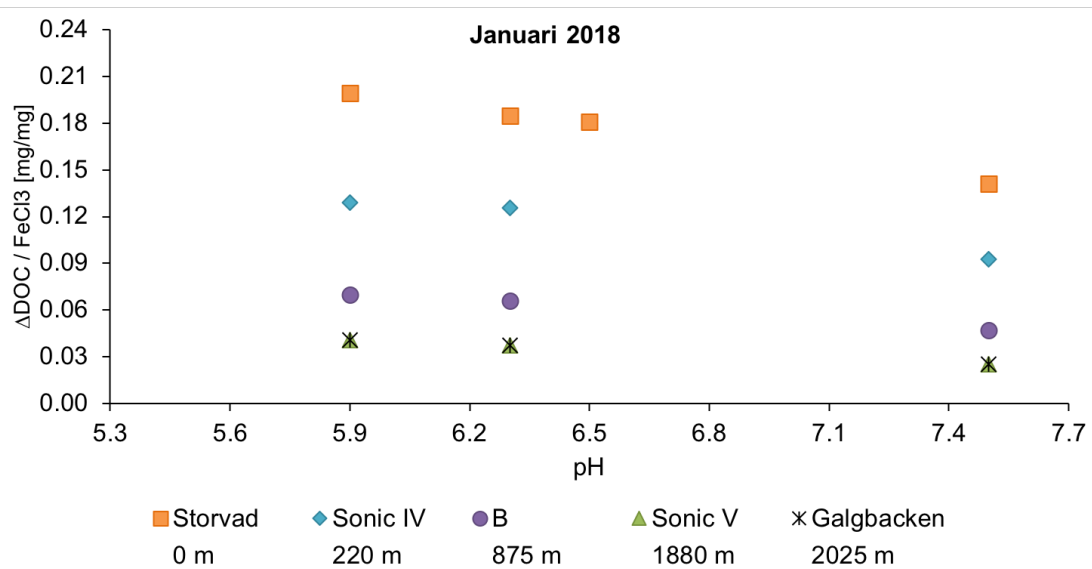
**Figur 5:**  $\Delta$ DOC för de olika provpunkterna plottat mot dosen  $\text{FeCl}_3$ . Tunåsen har här ersatts med Storvad, då infiltrationsanläggningen varit avstängd. För de här fällningsförsöken har pH-värdet inte justerats, med undantag för den naturliga pH-minskningen som sker vid tillsättning av  $\text{FeCl}_3$ .



**Figur 6:** Effektiviteten plottat mot koncentrationen  $\text{FeCl}_3$  för prover tagna i januari, beräknat med ekvation (8).



**Figur 7:** DOC plottat mot initialt pH-värde vid fällning med 100 mg FeCl<sub>3</sub> /l för prover tagna i januari 2018.



**Figur 8:** Effektiviteten, beräknat med ekvation (8) för prover tagna i januari 2018. Figuren visar hur många mg Fe som måste sättas till för att fälla ut 1 mg DOC. Dosen av FeCl<sub>3</sub> är konstant 100 mg/l för samtliga fällningsförsök. Som visat är det mer effektivt att fälla ut DOC tidigt i infiltrationsprocessen, snarare än senare.

### 9.3.2 Rådata bägarförsök januari 2018

Tabell 8: Rådata för bägarförsök utförda i januari 2018.

Prov	DOC [mg/l]	ΔDOC [mg/l]	DOC <sub>Rel</sub> [%]	ΔDOC /FeCl <sub>3</sub> [mg/mg]	FeCl <sub>3</sub> [mg/l]	pH
Storvad Rå	23,95	N/A	N/A	N/A	N/A	7,5
Storvad	9,835	14,115	58,9%	0,1412	100	7,5
Storvad	6,775	17,175	71,7%	0,1288	133,3	7,5
Storvad	5,865	18,085	75,5%	0,1809	100	6,5
Storvad	5,485	18,465	77,1%	0,1847	100	6,3
Storvad	4	19,95	83,3%	0,1995	100	5,9
Sonic IV Rå	16,34	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Sonic IV	7,085	9,255	56,6%	0,0926	100	7,5
Sonic IV	5,435	10,905	66,7%	0,0818	133,3	7,5
Sonic IV	3,795	12,545	76,8%	0,1255	100	6,3
Sonic IV	3,43	12,91	79,0%	0,1291	100	5,9
B Rå	9,055	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
B	4,345	4,71	52,0%	0,0471	100	7,5
B	3,45	5,605	61,9%	0,0420	133,3	7,5
B	2,46	6,595	72,8%	0,0660	100	6,3
B	2,06	6,995	77,3%	0,0700	100	5,9
Sonic V Rå	6,08	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Sonic V	3,135	2,945	48,4%	0,0295	100	7,5
Sonic V	2,46	3,62	59,5%	0,0272	133,3	7,5
Sonic V	1,96	4,12	67,8%	0,0412	100	6,3
Sonic V	1,53	4,55	74,8%	0,0455	100	5,9
Galgbacken Rå	5,755	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Galgbacken	3,205	2,55	44,3%	0,0255	100	7,5
Galgbacken	2,5	3,255	56,6%	0,0244	133,3	7,5
Galgbacken	2,015	3,74	65,0%	0,0374	100	6,3
Galgbacken	1,68	4,075	70,8%	0,0408	100	5,9
Sonic IX b Rå	1,1	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Sonic IX b	1,08	0,02	1,8%	0,0002	100	7,5
Sonic IX b	0,89	0,21	19,1%	0,0016	133,3	7,5
Sonic IX b	0,825	0,275	25,0%	0,0028	100	6,5
Sonic IX b	0,865	0,235	21,4%	0,0024	100	6,3
Sonic IX b	0,82	0,28	25,5%	0,0028	100	5,9