

Biologisk råvattenbehandling med avseende  
på järn och mangan vid  
dricksvattenproduktion

*Reningskapacitet i fullskaligt diskfilter och pilotfilter med expanderad lera*

Mårten Winkler

**Civilingenjör, Naturresurstechnik**  
**2017**

Luleå tekniska universitet  
Institutionen för samhällsbyggnad och naturresurser

## Förord

Detta examensarbete är den avslutande delen av civilingenjörsprogrammet Naturresursteknik på Luleå tekniska universitet, kursen har genomförts på vårterminen 2017, januari till juni. Arbetet har utförts i samarbete med Vatten & Miljöbyrån och Bodens kommun.

Jag vill tacka företaget och de anställda på Vatten & Miljöbyrån, i synnerhet min handledare Anna Mäki som varit ett stöd under arbetets gång. Jag vill också tacka Bodens kommun för möjligheten att utföra detta examensarbete vid deras anläggning och alla de personer som hjälpt mig under projektet, särskilt Patrik Fahlén som har varit min kontaktperson. Jag vill även tacka Inga Herrmann som varit min handledare på Luleå tekniska universitet och som hjälpt mig med framtagandet av rapporten. Ett tack vill jag också rikta till min examinator Annelie Hedström vid Luleå tekniska universitet.

## Sammanfattning

Förväntade förändringar i framtidens klimat bedöms påverka den svenska dricksvattenproduktionen negativt med både försämrade råvattenkvalitet och stora anpassningskostnader. Större nederbördsmängder och högre temperaturer väntas påverka vattenbalansen och generellt leda till högre grundvattennivåer där undantaget är sydöstra Götaland. Klimatförändringarna förväntas även medföra ökade mängder organiskt material i både ytvatten och grundvatten. En ökad mängd organiskt material i grundvattnet riskerar att leda till ökade halter järn och mangan som redan idag är ett av de vanligaste problemen vid dricksvattenframställning med grundvatten som råvatten.

Idag används främst luftning och/eller abiotisk oxidation för att avlägsna järn och mangan från råvattnet. En annan metod som redan 1992 bedömdes vara både mer energi- och kostnadseffektiv är biologisk oxidation av järn och mangan. Biologisk oxidation är en snabbare process än abiotisk oxidation vilket gäller för båda metallerna och som kan tillämpas vid förhållanden där abiotiska processer inte anses effektiva, till exempel om järn är komplexbundet till organiskt material eller när vattnets pH är lägre än 8 vilket krävs vid abiotisk oxidation av mangan. Biologiska processer kan även med fördel användas med avseende på andra parametrar så som organiskt material.

I Boden används biologisk rening med avseende på järn och mangan som ett första reningssteg vid dricksvattenberedningen. Ett filter med plastdiskar är installerat och efterföljs av bassänginfiltration. I dagsläget avlägsnas dock det mesta av järnet och manganet i infiltrationsbassängerna istället för i det biologiska filtret som inte fungerar tillfredsställande, detta har konstaterats tidigare och bekräftades i denna undersökning då reningen av järn var drygt 11% och reningen av mangan var drygt 5%. Pilotfiltret med Filtralite® fungerade avsevärt bättre och avlägsnade mer än 95% av både järn och mangan. Uppstartstiden för pilotfiltret var ungefär en vecka för järnoxidationen medan den var betydligt längre, närmare 70 dagar, för manganoxidationen.

Resultaten visade på att det framförallt var två parametrar som skiljde filtren åt, bärrarmaterialet, där pilotfiltret hade ett bärrarmaterial med högre specifik yta, och halten löst syre som generellt var högre i pilotfiltret. Dessa två parametrar, antingen tillsammans eller var för sig, var troligtvis vad som gjorde att pilotfiltret visade bättre resultat än den fullskaliga befintliga anläggningen.

Resultaten från pilotfiltret tyder på att det både är möjligt att starta och uppnå goda resultat med den aktuella uppställningen med avseende på reduktionen av halterna järn och mangan. Vidare visade resultaten på att samtida biologisk oxidation av både järn och mangan var möjlig vid de aktuella förhållandena trots att både temperaturen (cirka 6,5°C) och halten löst syre (generellt mellan 1,5 och 5mg/l) låg på sådana nivåer att de inte borde främja biologisk manganoxidation. Detta utan kemikalietillsatser eller påfallande kraftig luftning vilket gör metoden till ett hållbart alternativ jämfört med abiotisk oxidation av järn men kanske framförallt mangan.

## Summary

Expected changes in future climate are expected to affect the Swedish drinking water production in a negative way, both regarding the raw water quality and with large cost for adaptation of the treatment facilities. Increasing precipitation and temperatures will change the water balance and generally lead to higher groundwater levels except for the southeast parts of Götaland. The climate changes are also expected to increase levels of organic matter in both surface waters and groundwaters. Increasing levels of organic matter in the groundwater potentially lead to increasing levels of iron and manganese which is, already today, one of the most common problems in drinking water production where groundwater is used as raw water source.

Today, aeration and/or abiotic oxidation are the most common methods to remove iron and manganese from the raw water. Another method that already in 1992 was assessed to be both more energy- and cost-effective is biological oxidation of iron and manganese. Biological oxidation is a faster process than abiotic oxidation of both iron and manganese and can be implemented at conditions that do not favour abiotic processes, such as cases where iron is bound to organic matter or if the pH is lower than necessary for abiotic oxidation of manganese. Biological processes can also be beneficial to use for reduction of other parameters such as organic matter.

In the city of Boden, located in Northern Sweden, biological treatment is used for removal of iron and manganese as a first treatment step in the drinking water production. Today filter with plastic discs is installed and is followed by infiltration in basins. Most of the iron and manganese is removed in the infiltration basins instead of the biological filter which does not function satisfactory which has been stated in previous studies and was confirmed in this study. The pilot filter with Filtralite® which was studied in this work reduced iron and manganese significantly better and removed more than 95% of both metals. The start-up period was about a week for the iron oxidation and significantly longer, closer to 70 days, for the manganese oxidation.

The results showed that there were mainly two parameters that were different in the two filters, the support material; which had a higher specific surface area in the pilot filter, and the levels of dissolved oxygen that generally were higher in the pilot filter. These two parameters, either together or separately, were probably the reason for the pilot filter to show better results than the existing full-scale facility.

The results from the pilot filter indicate that it is possible to both start the treatment process and achieve good results with the setup used in this experiment regarding the removal of iron and manganese at the conditions present at the facility. Further the results showed that simultaneous biological oxidation of iron and manganese is possible at the conditions under which the pilot filter was operated, although both temperature (around 6,5°C) and the level of dissolved oxygen (generally between 1,5 and 5 mg/l) were at levels not favouring biological manganese oxidation. This was achieved without addition of chemicals or excessive aeration which makes the studied treatment method a sustainable alternative to abiotic oxidation of iron perhaps even more so of manganese.

## Innehåll

1 Inledning.....	1
1.1 Syfte .....	1
2 Bakgrund .....	2
2.1 Dricksvatten och klimatförändringar.....	2
2.1.1 Klimatförändringarna .....	2
2.1.2 Risker för dricksvattenförsörjningen vid ett förändrat klimat .....	2
2.1.3 Klimatförändringarnas påverkan på grundvattentäkter .....	3
2.2 Grundvatten som råvatten .....	5
2.2.1 Grundvattenverk.....	6
2.2.2 Järn och mangan i dricksvattenproduktion.....	7
2.3 Mikrobiologiska säkerhetsbarriärer.....	8
2.3.1 Konstjord infiltration .....	8
2.3.2 Kemisk fällning med efterföljande filtrering.....	9
2.3.3 Långsamfiltrering .....	9
2.3.4 Primär desinfektion .....	9
2.3.5 Membranfiltrering .....	9
2.4 Biologisk vattenrening .....	10
2.4.1 Biologisk dricksvattenrening.....	10
2.4.2 Järn .....	10
2.4.3 Mangan.....	12
2.4.4 Biologiskt material .....	14
2.5 Filtermaterialet Filtralite®.....	15
2.6 Tidigare studier, råvatten och förbehandling i Boden .....	16
2.6.1 Bodens råvatten .....	16
2.6.2 Råvattenbrunnarna.....	16
2.6.3 Det biologiska filtret.....	17
3 Material och metod.....	19
3.1 Bodens dricksvattenreningsanläggning .....	19
3.2 Pilotfiltret.....	20
3.3 Försöksgenomförande .....	23
3.3.1 Provtagning .....	23
3.3.2 Analyser.....	23
4 Resultat.....	25
4.1 Järn .....	25
4.2 Mangan.....	26
4.3 Turbiditet.....	27

4.4 pH.....	29
4.5 Löst syre .....	30
4.6 Temperatur .....	31
4.7 Tryck och flöde/belastning.....	31
5 Diskussion .....	34
5.1 Pilotfiltret.....	34
5.1.1 Rening av järn och mangan .....	34
5.1.2 Effekt av temperatur, löst syre och pH på järn- och manganreduktionen .....	35
5.1.3 Implementering i full skala.....	35
5.2 Jämförelse mellan pilotfiltret och det befintliga filtret.....	36
5.3 Bodens förbehandlingsanläggning .....	36
5.3.1 Byte av råvattenkälla från grundvatten till ytvatten .....	37
5.4 Biologisk dricksvattenrening - ett hållbart alternativ? .....	37
6 Slutsatser .....	39
7 Referenslista .....	40
Bilaga A.....	46
Bilaga B.....	49
Bilaga C.....	52

# 1 Inledning

Vatten är ett av våra allra viktigaste livsmedel och en fungerande dricksvattenförsörjning är en förutsättning för det moderna samhället. I Sverige finns tre huvudtyper av råvatten vid dricksvattenproduktion, ytvatten, grundvatten och konstgjort grundvatten, där ytvatten försörjer ungefär halva befolkningen och grundvatten respektive konstgjort grundvatten försörjer en fjärdedel var (Lidström, 2013).

I samband med klimatförändringarna förväntas vattenkvaliteten generellt försämrats och anpassningskostnaderna beräknas motsvara flera miljarder (Svenskt Vatten, 2007). I Sverige förväntas ökade nederbörds mängder och högre temperaturer i allmänhet men där förändringarna blir något skiftande över landet (Eklund et al., 2015). Detta bedöms få både kvantitativa och kvalitativa effekter på råvattnet som används vid dricksvattenförsörjning (Svenskt Vatten, 2007). Generellt bedöms grundvattentillgången öka i Sverige men en minskning är att vänta i de sydöstra delarna av Götaland (Ojala, Thunholm, Maxe, Persson, & Bergmark, 2007). Ytvatten bedöms få ökade mängder organiskt material och ökad grumlighet som en följd av ökade nederbörds mängder, ökad vattenströmning bedöms också öka mängden av närsalter och andra ämnen som kan lösas upp och följa med vattenströmmarna (Svenskt Vatten, 2007).

Mängden organiskt material bedöms också öka i grundvattnet (Ojala et al., 2007) och ökade halter organiskt material leder ofta till högre halter järn och mangan (Sveriges Geologiska Undersökning [SGU], 2013). Järn och mangan är redan idag det vanligaste problemet vid dricksvattenproduktion med grundvatten som råvatten och rening med avseende på dessa parametrar krävs vanligen (SGU, 2013). Reduktion av järn- och manganhalten kan ske på i huvudsak två sätt, antingen genom abiotisk oxidation eller genom biologisk oxidation, där den biologiska oxidationen vanligtvis är en snabbare process (Katsoyiannis & Zouboulis, 2004). I Sverige används i huvudsak abiotisk oxidation för avlägsnandet av järn och mangan vid dricksvattenproduktion (Lidström, 2013). Biologisk oxidation av järn och mangan är dessutom en mer kostnadseffektiv metod med lägre energi- och kemikalieförbrukning (Mouchet, 1992) som är tillämpbar när abiotisk oxidation av järn och mangan är svåruppnådd, till exempel om järn är komplexbundet till organiskt material (Ankrah & Sjøgaard, 2009) eller när vattnets pH är lägre än vad som krävs vid abiotisk oxidation av mangan (Katsoyiannis & Zouboulis, 2004).

## 1.1 Syfte

Det övergripande syftet med det här arbetet har varit att utvärdera biologisk dricksvattenrening som en hållbar förbehandlingsmetod för järn- och manganrikt råvatten. Detta gjordes via både en litteraturstudie och försök med ett pilotfilter med expanderad lera samt med ett fullskaligt diskfilter som tillsammans gav upphov till material som ledde fram till ett resonemang rörande metodens tillämpningsområden och hållbarhetsperspektiv rörande de av klimatförändringarna uppkommande framtida utmaningarna för den svenska dricksvattenförsörjningen.

Vidare jämfördes det biologiska pilotfiltret med en i den befintliga biologiska anläggningen för att utröna möjligheten att optimera denna typ av dricksvattenbehandling och den befintliga anläggningen specifikt då den vid tidigare studier visat sig fungera otillfredsställande. Andra möjligheter att förbättra råvattenkvaliteten med avseende på järn och mangan vid den befintliga anläggningen diskuteras i viss mån, likaså möjligheten att använda biologisk dricksvattenrening vid skiftande av råvattenkällor.

## 2 Bakgrund

### 2.1 Dricksvatten och klimatförändringar

Den 18 juli 2013 beslutade regeringen att starta en särskild utredning gällande Sveriges dricksvattenförsörjning med fokus på de utmaningar som klimatförändringarna kan komma att medföra (Landsbyggsdepartementet, 2013). I maj 2015 kom ett delbetänkande till utredningen som benämns ”Klimatförändringar och dricksvattenförsörjning” som särskilt belyser de problem och utmaningar klimatförändringarna kan innebära (SOU 2015:51). Slutbetänkandet till utredningen kom i april 2016 med bland annat aktuella lagförslagsändringar (SOU 2016:32). De klimatdata som utredningen baseras på är tillhandahållna av SMHI (Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut) och det är SGU (Sveriges geologiska undersökning) som har stått för utredningar gällande vilka effekter dessa kan medföra för grundvattnet (SOU 2015:51). SGU har i samarbete med SMHI och MittSverige Vatten tidigare undersökt vilka effekter klimatförändringarna kan ha på grundvattnet med hänsyn till miljö kvalitetsmålet ”Grundvatten av god kvalitet” (Ojala et al., 2007). Förändringarna som kan förväntas i Sverige fram till år 2100 baseras på olika klimatmodeller och utsläppscenarion (Eklund et al., 2015). Den totala kostnaden att säkra dricksvattenförsörjningen i Sverige med hänsyn till klimatförändringarna har uppskattats till totalt 7,35 miljarder kronor, av denna kostnad utgörs två miljarder av kostnader inom enskild vattenförsörjning, kostnaden för kommunala anläggningar hamnar då på 5,35 miljarder kronor (Svenskt Vatten, 2007).

#### 2.1.1 Klimatförändringarna

SMHI har i samband med dricksvattenutredningen tagit fram data rörande hur Sveriges klimat förväntas förändras i framtiden baserat på ett flertal globala klimatmodeller som använts för att skapa regionala klimatmodeller och regionala klimatdata (Eklund et al., 2015). I huvudsak två utsläppscenarier har studerats, RCP4.5 och RCP8.5, där RCP4.5 innebär lägre koldioxidutsläpp (kulminerar år 2040), lägre befolkningsökning (9 miljarder år 2100) och striktare global klimatpolitik jämfört med RCP8.5 som bland annat innebär att koldioxidutsläppen är tre gånger så stora 2100 jämfört med idag (2015), befolkningen ökar till 12 miljarder och att beroendet av fossila bränslen fortfarande är stort (Eklund et al., 2015).

Skillnaden mellan de båda scenarierna beräknas vara markant både globalt och i Sverige, i Sverige skulle till exempel den genomsnittliga årsmedeltemperaturökningen bli omkring tre grader med RCP4.5 och omkring 6 grader med RCP8.5 år 2100 (Eklund et al., 2015). Eklund et al. (2015) bedömer att förändringarna som kommer ske är att temperaturen kommer öka i hela landet där den största temperaturökningen bedöms ske i norra Sverige och främst vintertid, medelnederbörden ökar i hela landet, även den främst i norra Sverige, främst i Norrlands inland och främst vinter och vår. Vidare bedöms en ökning av kraftig korttidsnederbörd att ske i hela landet, främst vid de korta varaktigheterna medan 100- och 200-årsflödena bedöms minska i vissa delar av landet, Norrlands inland och norra kustland samt nordvästra Svealand, medans de ökar i resten av landet (Eklund et al., 2015). Vattentillgången kommer generellt att öka i hela landet förutom i östra Götaland, ökningen kommer främst ske vintertid medan en viss minskning kan ske sommartid, även lågflöden kommer bli vanligare i främst östra Götaland men även i övriga Götaland och i Svealand (Eklund et al., 2015).

#### 2.1.2 Risker för dricksvattenförsörjningen vid ett förändrat klimat

Vid ett förändrat klimat förändras också förutsättningarna för dricksvattenförsörjningen. Förändrade temperatur- och nederbördsmonster leder till att mer eller mindre samtliga av Sveriges vattentäkter och vattenverk påverkas på ett eller annat sätt i olika stor utsträckning (Svenskt Vatten, 2007). Generellt bedömer Svenskt Vatten (2007) att klimatförändringarna medför ökade risker i samband med att nederbörden förväntas öka och kraftigare regn väntas bli vanligare, detta leder till större översvämningsrisker där föroreningar riskerar att spridas från såväl industrier som jordbruksmark i samband med att översvämningsvatten frigör föroreningar eller översvämmar anläggningar. Vidare förväntas även andelen organiskt material och partiklar i vattnet öka som en följd av de större



nederbördsmängderna och efterföljande översvämningar. Det största hotet bedöms enligt kommunerna finnas i samband med översvämning av jordbruksmark och djurhållningsverksamheter enligt en enkätundersökning utförd av Svenskt Vatten (2007). Dessutom medför större nederbördsmängder högre belastning på avloppsledningsnät och anläggningar vilket kan medföra frekventare utsläpp av orenat avloppsvatten (Svenskt Vatten, 2007).

En trend som väntas bli allt tydligare är att ytvatten bland annat kommer innehålla allt mer humusämnen, närsalter och ökad grumlighet vilket kan leda till problem med olika beredningssteg och dricksvattenkvaliteten (Svenskt Vatten, 2007). De ökande halterna beror på ökade nederbördsmängder under höst, vår och vinter vilket är perioder på året då avdunstningen är lägre, den lägre avdunstningen och större nederbördsmängden leder till ökad tillrinning och transport av ämnen till inom tillrinningsområdet belägna vattendrag (Svenskt Vatten, 2007). Närsalter härrör från bland annat jordbruksmarker och enskilda avlopp och vid större nederbördsmängder blir transporten av dessa till vattendrag mer omfattande vilket kan leda till ökad eutrofiering med algblooming som följd vilket är trender som redan syns på råvattenkvaliteten i södra Skandinavien (Svenskt Vatten, 2007).

Risken för spridning av sjukdomsframkallande mikroorganismer bedöms generellt öka med klimatförändringarna, t.ex. som en följd av översvämning av betesmarker, men även tillväxten av mikroorganismer i ledningsnät bedöms vara en risk som ökar med ökande temperaturer, framförallt om vattnet har bristfällig desinfektion (Svenskt Vatten, 2007). Mikroorganismerna som har störst betydelse för svenska förhållanden presenteras i tabell 1.

Tabell 1: Mikroorganismerna som har störst betydelse för den svenska dricksvattenförsörjningen (Svenskt Vatten, 2007).

Organism	Hälsobetydelse	”Överlevnad” i råvattentäkt vid 20 °C	Klor-tålighet	Infektionsförmåga	Djur viktig smittkälla	Betydelse i Sverige
<b>Bakterier</b>						
Campylobacter jejuni, C. coli	Hög	Vecka - månad	Låg	Måttlig	Ja	Stor
Eschericia coli, patogena inkl. toxin	Hög	Vecka - månad	Låg	Låg	Ja	Stor
Legionella spp.	Hög	Förökar sig	Låg	Måttlig	Nej	Stor
<b>Virus</b>						
Adenovirus	Hög	>månad	Måttlig	Hög	Nej	Möjligt, UV-tålig
Norovirus och Sapovirus	Hög	>månad	Måttlig	Hög	Kanske	Stor
<b>Protozoer</b>						
Cryptosporidium	Hög	>månad	Hög	Hög	Ja	Mycket stor
Giardia intestinalis	Hög	Vecka - månad	Hög	Hög	Ja	Mycket stor
Neagleria fowleri	Hög	Kan föröka sig i varmt vatten	Hög	Hög	Nej	Vid ökad temperatur?

### 2.1.3 Klimatförändringarnas påverkan på grundvattentäkter

Vid ett förändrat klimat förväntas temperatur och nederbörd ändras vilket kommer leda till både kvalitativa och kvantitativa skillnader för grundvattnet i Sverige, naturliga förhållanden kommer att ändras i sjöar, vattendrag, mark etc. vilket kan leda till ändrade biologiska, kemiska och fysiska förutsättningar (Ojala et al., 2007). Detta kan röra mängden organiska material i vattnet, andelen lösta salter och metaller samt förändrade grundvattennivåer (Aastrup, Thunholm, Sundén, & Dahné, 2012).

Grundvattnet kan påverkas av långsiktiga förändringar i klimatet eller mer kortsiktiga extrema väderhändelser som högtintensiva nederbördsperioder (Ojala et al., 2007).

Mer långsiktiga konsekvenser rörande klimatförändringarna kan vara ändrade grundvattennivåer och strömningsmönster medan mer kortsiktiga effekter kan vara tillfälliga översvämningar av förorenade områden eller brunnsområden med försämrade vattenkvalitet som följd, detta gäller både kemiska och mikrobiologisk påverkan på dricksvattnet (Svenskt Vatten, 2007). Ett ytligt grundvatten är generellt känsligare för påverkan än ett djupt grundvatten då markzonen ovanför grundvattenytan fungerar renande (Ojala et al., 2007). Vid kraftiga regn riskerar vattentäkter som enbart förlitar sig på infiltration från nederbörd att få ökade halter organiskt material i grundvattnet men även förhöjda halter av järn och mangan (Ojala et al., 2007). Höga ytvattennivåer kan också leda till problem, framförallt vid anläggningar som använder inducerad infiltration, då uppehållstiden blir kortare och nya infiltrationsområden bildas (Hanson, 2000).

Generellt bedöms, av både Ojala et al. (2007) och Vikberg, Thunholm, Thorsbrink & Dahné (2015), grundvattennivåerna öka i Sverige och på så sätt ge möjlighet till ökade vattenuttag, nackdelen är att detta innebär snabbare transporttider och markens naturligt renande förmåga minskar därför. Undantaget är sydöstra Götaland där en generell minskning av grundvattennivåerna istället kan förväntas med risk för vattenbrist som följd. Förändringarna förväntas framförallt generera problem på sensommaren och hösten då grundvattennivåerna bedöms bli som lägst. Däremot bedöms en ökning av grundvattennivåerna ske på senvintern och våren där ändringen kommer bli tydligast i norra Sverige som en följd av en kortare snöperiod och tidigare grundvattenbildning än i dagsläget (Ojala et al., 2007; Vikberg et al., 2015).

En viss skillnad bedöms finnas mellan olika typer av grundvattenmagasin. Det finns stora långsamtreagerande grundvattenmagasin främst belägna i grovkornigare jordar så som isälvsavlagringar och små snabbreagerande grundvattenmagasin främst belägna i morän (Vikberg et al., 2015). De stora grundvattenmagasinen är de som har en avgörande roll i den kommunala dricksvattenförsörjningen, de små har större betydelse för den enskilda vattenförsörjningen (Ojala, et al., 2007). I de långsamtreagerande grundvattenmagasinen bedöms maximi- och miniminivån öka i norra Sverige men minska i södra Sverige, nivåfluktuationen bedöms dock minska i norr men öka i söder. Dessa nivåvariationer bedöms inte bli lika tydliga i de små grundvattenmagasinen, skillnader i max- och miniminivåer är inte lika tydliga som för de stora magasinerna medan nivåfluktuationerna bedöms som snarlika de för de stora magasinerna men mer oförändrade gentemot dagens nivåer i södra Sverige (Vikberg et al., 2015).

Vid jämförande av de framtagna klimatscenerierna och de senaste 40 årens (1975-2014) grundvattenmätningar har vissa korrelationer kunnat påvisats men även mer otydliga och ibland motsägelsefulla resultat har observerats (Lagergren, 2015). En enligt Lagergren (2015) tydlig trend är att grundvattennivåerna ökar vintertid vilket också är en trend som förutspås ske som en följd av klimatförändringarna, när det gäller årsvariationsbredden på grundvattennivåerna är resultaten dock inte lika samstämmiga med de förutspådda förändringarna även om de till viss del överensstämmer. Skillnaden mellan uppmätta värden och klimatscenerier inom denna kategori är störst i södra Sverige men varierar lokalt där vissa stationer följer scenarierna och vissa inte gör det, även när det gäller medelökningen av grundvattennivån skiljer scenarierna sig lite från verkligheten även om de största förändringarna inte bedöms påvisbara än (Lagergren, 2015). Uppmätta data visar på en årsmedelökning av grundvattennivån men den är större i södra än i norra Sverige där det främst är snömängden som bedöms påverka i norra Sverige och detta utslag bedöms inte synligt än (Lagergren, 2015).

Större nederbördsmängder innebär snabbare transport av regnvatten till grundvattenmagasinen (Ojala, et al., 2007). Den ökade hastigheten genom marklagren innebär en kortare uppehållstid och kortare tid för olika jonbytarprocesser att äga rum och utspädning med avseende på vittringsprodukter. Detta betyder att det borde bli lägre halter av denna typ av ämnen i grundvattnet vid ökade nederbördsmängder,

det omvända gäller om nederbördsmängderna minskar, perkolationen blir långsammare och ingen utspädning sker, en ökning av de berörda ämnena är därför att vänta (Aastrup et al., 2012). Högre grundvattenytor kan enligt Aastrup et al. (2012) i moränjordar leda till att vattnet transporteras i yt nära zoner som är mer uppluckrade och berikade på organiskt material och vissa tungmetaller. Följden kan bli att organiskt material och metaller som lagrats i jorden följer med grundvattnet till källor, ytvatten eller grundvattenmagasin.

## 2.2 Grundvatten som råvatten

I Sverige utgörs den kommunala dricksvattenproduktionen till hälften av grundvatten och till hälften av ytvatten och av den dricksvattenproduktion som sker på grundvatten baseras ungefär hälften på konstgjort grundvatten och hälften på naturligt grundvatten (Hanson, 2000). Fördelningen av antalet dricksvattenverk speglar inte fördelningen av produktionsvolym då ytvattenverken oftast är väldigt stora anläggningar som försörjer betydligt fler personer än grundvattenverken. Sveriges kommunala anläggningar är fördelade på 200 ytvattenverk, 1700 grundvattenverk och 100 vattenverk med konstgjord infiltration (Lidström, 2013).

Uttagbara mängder grundvatten förutsätter att de geologiska förhållandena är fördelaktiga och har kapacitet att transportera större mängder vatten, uttag av grundvatten sker därför i geologiska formationer benämnda som akviferer. En akvifer kan vara öppen eller sluten, en öppen akvifer har en fri grundvattenyta där atmosfärstryck råder medan en sluten akvifer överlagras av tätare jordlager vilket resulterar i ett tryck i akviferen som är högre än atmosfärstrycket (Lidström, 2013).

Vid naturlig infiltration renas vattnet genom att det transporteras genom jordlager innan det når grundvattnet (Lidström, 2013). I Sverige består jorden ofta av podsoljord som är skiktad i olika lager som en följd av bland annat vattentransporten genom den, de olika lagren har olika egenskaper och fungerar renande på det vatten som filtrerar igenom dem. De olika lagren är vanligtvis vegetationszon, förna, humuslager, blekjord, rostjord och opåverkad jord, även kallad C-horisonten (Hanson, 2000).

I de översta lagren, förna och humuslager, bryts organiskt material ned, syre förbrukas och kolsyra bildas vilket leder till att vattnet som transporteras genom lagren blir surt (Andersson, 1991). I blekjorden löser de bildade syrorna, humussyror och kolsyra, ut mineraler och vattnets pH, alkalinitet och hårdhet ökar (Hanson, 2000). Vattnet som transporterats genom dessa lager har med sig en del organiskt material som avskiljs i rostjordlagret genom bland annat adsorption på rostjordens järn- och aluminiumoxider och hydroxider (Blomberg, 1999), denna process liknar det kemiska fällningssteg som används i vissa vattenverk (Hanson, 2000). Vattnet som passerar rostjorden är klarare som en följd av avskiljningen av organiskt material som fortsätter vid passagen av C-horisonten där pH, alkalinitet och hårdhet höjs ytterligare (Hanson, 2000). Det infiltrerade vattnet når sedan grundvattnet där enligt Hanson (2000) de processer som sker i C-horisonten fortsätter, bakterier och virus avdödas och temperaturen utjämnas, vid syrebrist kan dock järn och mangan gå i lösning och därmed kan de lösta järn- och manganhalterna öka.

I Sverige används i huvudsak två typer av konstgjord grundvattenbildning, bassänginfiltration och inducerad infiltration (Hanson, 2000). Bassänginfiltration innebär att ett råvatten pumpas upp från närliggande sjö eller vattendrag och sen tillåts infiltrera ned till grundvattnet i bassänger (Sundlöf & Kronqvist, 1992). Inducerad infiltration baseras istället på upptag av grundvatten som står i kontakt med ett ytvatten vilket resulterar i att ytvattenflödet till grundvattenmagasinet ökar vid pumpning (Sundlöf & Kronqvist, 1992). Av dessa två metoder är bassänginfiltration den vanligaste men det är troligt att betydligt fler anläggningar än vad som är känt använder sig av inducerad infiltration då kontakten mellan ytvatten och grundvatten kan vara svår att bestämma och/eller påvisa (Hanson, 2000). Ytterligare ett antal metoder finns för konstgjord grundvattenbildning men ingen av dessa har, bortsatt från djupinfiltration, använts i Sverige (Hanson, 2000).

Vid bassänginfiltration renas vattnet precis som vid naturlig infiltration genom flera marklager. Fastän dessa skiljer sig från de i naturlig jord fyller de liknande funktion (Hanson, 2000). Marklagren vid bassänginfiltration kan bestå av både konstgjorda, ditlagda och naturliga material. Överst finns vanligtvis en filterhud eller biohud, ett lager som nästan uteslutande består av aktiva mikroorganismer, under denna återfinns en mikrobiellt högaktiv zon, dessa lager brukar benämnas biozon (Åström, Lindhe, Bergvall, Rosén, & Lång, 2016). Biozonen fastlägger suspenderat material, järn och mangan faller ut och en minskning av bakterier, virus och organiskt material sker (Hanson, 2000). Därefter finns vanligtvis en filterbädd bestående av filtersand, här sker främst ytterligare avskiljning av organiskt material (Frycklund, Jacks, Johansson, & Lekander, 1994). Slutligen innan det infiltrerade vattnet når grundvattnet finns ett omättat lager med orört naturligt material, här sker i huvudsak samma processer som beskrevs i de naturliga jordlagren (C-horisonten), det vill säga pH, hårdhet och alkalinitet ökar och ytterligare avskiljning av organiskt material sker (Hanson, 2000). I övergångszonen mellan filterbädden och underliggande orört material sker ibland en viss anrikning av finkorniga partiklar och utfällning av järn och mangan (Frycklund et al., 1994). När det infiltrerade vattnet sen når det naturliga grundvattnet sker en temperaturutjämning samt att mängden organiskt material reduceras ytterligare, vattenkvalitetsförändringar baserat på kvaliteten på det naturliga grundvattnet sker, till exempel ökar vanligtvis järn och manganhalten (Hanson, 2000).

Generellt sett har grundvatten en högre kvalitet än ytvatten ur dricksvattensynpunkt (Frycklund et al., 1994) därför att vattnet filtrerats genom marklagren och på så sätt renats från bland annat mikroorganismer och organiskt material (Hanson, 2000). Skillnaden i grundvattensammansättningen kan dock fortfarande variera kraftigt, kalkrik berggrund ger ett hårt grundvatten med mycket lösta salter medan mer svårvittrad berggrund ger ett betydligt mjukare grundvatten (Lidström, 2013). Hårdheten i ett vatten bestäms av den totala halten magnesium och kalcium, höga halter innebär att vattnet är hårt och låga halter innebär att vattnet är mjukt (Nationalencyklopedin, u.å.a). Vidare karakteriseras till exempel grundvatten i områden med mycket myrar och sankmarker av höga järnhalter (SGU, 2013).

Grundvatten och ytvatten skiljer sig åt på flera punkter vad gäller råvattenkvalitet därför att de två vattentyperna bildas och påverkas av vanligtvis skilda faktorer (SGU, 2013). Ett grundvattens kvalitet och egenskaper bestäms främst av markförhållanden och berggrund medan ett ytvattens kvalitet och egenskaper i första hand bestäms av tillrinningsområdet och markanvändning (Lidström, 2013). Detta leder till att vissa generella skillnader uppstår mellan grundvatten och ytvatten, estetiska parametrar så som färg, grumlighet, smak och lukt är oftast bättre i ett grundvatten, även vad gäller organiska ämnen och mikrobiologiska föroreningar är ett grundvatten att föredra (Sundlöf & Kronqvist, 1992). När det kommer till mineraler, metaller och salter är halterna oftast högre i grundvatten, till exempel är ett grundvatten oftast hårdare och har högre halter av järn, mangan, klorid, nitrat och vätekarbonat än ytvatten (Lidström, 2013). Syrehalten är vanligtvis högre i ytvatten än grundvatten och ytvatten har också en större variation i temperatur än vad grundvatten har (SGU, 2013).

### 2.2.1 Grundvattenverk

Trots att grundvatten vanligtvis är betydligt renare än ytvatten behöver det fortfarande oftast renas då det inte uppfyller de krav som ställs för att klassas som dricksvatten (SGU, 2013). Vanligtvis behöver ett grundvatten i Sverige främst renas då det innehåller för höga halter järn och mangan men det kan även innehålla svavelväte, radon och andra gaser som är olämpliga, vidare kan höga halter kolsyra vara ett problem då det är korrosivt och då sliter på och förstör ledningar och andra installationer (Lidström, 2013).

Det första steget i ett grundvattenverk är vanligtvis luftning, vattnet luftas då för att avdriva icke önskvärda gaser, höja pH genom att avlägsna kolsyra och höja syrehalten (Lidström, 2013). Vid luftning är målet att utsätta en så stor del som möjligt av det uppumpade vattnet för syre, detta kan göras på flera sätt där ett av de vanligare är användandet av en luftningstrappa (Lidström, 2013). En luftningstrappa

fungerar så att vattnet tillsätts högst upp i en trappformation och sen genom självfall syresätts genom att transporteras över ett antal trappsteg (Lidström, 2013).

För att minska till exempel halten järn och mangan kan det vara nödvändigt att använda ett oxidationssteg (Lidström, 2013). Vid oxidation tillsätts ett oxidationsmedel som bildar föreningar med det ämnen som önskas falla ut, i fallet mangan och järn bildas då järn- och manganoxider eller hydroxider som då kan separeras från vattnet (Barrott & Ersoz, 2012). Vanliga oxidationsmedel är syre, olika former av klor, väteperoxid, kaliumpermanganat och ozon (Lidström, 2013).

Beroende på grundvattnets karaktär kan det vara nödvändigt med olika specifika åtgärder, till exempel kan ett hårt grundvatten kräva avhärdning, ett grundvatten med höga halter nitrat kräver en minskning av dessa och ett grundvatten rikt på fluor kan också kräva specifika åtgärder (Lidström, 2013). Avhärdning innebär att vattnets halt av kalcium och magnesium minskas, detta kan göras på två sätt, antingen genom jonbytarfilter eller genom fällning med kalk, natronlut eller soda (Lidström, 2013). Ett jonbytarfilter består av en jonbytarmassa som är tänkt att byta ut de oönskade jonerna mot andra, mer önskvärda eller i högre halter icke vattenkvalitetsförsämrande joner (Hedberg & Blois, 2003). Ett jonbytarfilter för kalcium och magnesium kan till exempel bestå av natriumjoner, kalcium och magnesium fastnar då i filtret som istället avger natriumjoner, när filtret så småningom är mättat med kalcium och magnesium rensas det och natrium återförs till filtret med hjälp av en koksaltlösning (Hedberg & Blois, 2003). Om hårdheten istället minskas genom fällning är det främst kalciumhalten som minskas genom att pH höjs och kalcium faller då ut som kalciumkarbonat ( $\text{CaCO}_3$ ) (Hedberg & Blois, 2003). Även nitrathalten kan minskas med jonbytarfilter, nitratjonen byts då mot klorid (Lidström, 2013). Ett annat sätt att minska nitrathalten är med hjälp av omvänd osmos, en typ av membranfilter med en pordiameter på omkring  $0,0005\mu\text{m}$  där salter, till exempel nitrat, fastnar i filtret (Lidström, 2013). Omvänd osmos är även den teknik som tillämpas vid höga fluoridhalter (Lidström, 2013).

Vanligtvis ingår även så kallade snabbfilter som reningssteg i grundvattenverk (Svenskt Vatten, 2017). Dessa är sandfilter med relativt hög ytbelastning ( $5\text{-}10\text{m}^3/\text{m}^2/\text{h}$ , högre för ett tryckfilter) (Lidström, 2013). Vattnet tillåts filtrera igenom en sandbädd för att avlägsna suspenderat material och fastlägga mindre partiklar via adsorption (Öhman, Welanders, & Andersson, 2013). När filtret är igensatt av partiklar backspolas det med hjälp av dysor monterade i botten på filtret, spolvattnet leds sedan bort i ett spolvattenavlopp och filtret är redo att användas igen (Öhman et al., 2013). Till filtermaterial kan olika ämnen tillsättas för att justera till exempel alkalinitet och pH, vid lågt pH och låg alkalinitet kan kalciumkarbonat tillsättas för att höja både pH och alkalinitet i det utgående vattnet (Lidström, 2013).

### 2.2.2 Järn och mangan i dricksvattenproduktion

Järn och mangan förekommer naturligt i många grundvatten i Sverige och rening krävs ofta med avseende på båda metallerna för att kunna distribuera vattnet (Lidström, 2013). Höga halter av järn och mangan är ett av de vanligaste kvalitetsproblemen vid grundvattenbaserad dricksvattenförsörjning, detta gäller både stora kommunala anläggningar och små privata brunnar (SGU, 2013). Främst förekommer järn och mangan i grundvatten vid myrmarker eller i grundvatten där, av olika anledningar, reducerade förhållanden råder (Svenskt Vatten, 2007). Detta då järn och mangan vid reducerade förhållande förekommer som lösta tvåvärda joner som en följd av att redoxjämvikterna förskjuts och ämnens oxidationstal sjunker, ökar redoxpotentialen igen går reaktionerna åt andra hållet, järn- och manganjonernas oxidationstal ökar och de faller ut som oxider eller hydroxider (SGU, 2013). Järn och mangan förekommer därför främst i formen av tvåvärda joner i grundvatten (Mouchet, 1992), järn kan även vara komplexbundet till organiskt material (Ankrah & Sjøgaard, 2009). Halten av järn och mangan i ett grundvatten kan öka eller minska beroende på olika påverkande faktorer, en ökning förekommer om mer organiskt material tillförs grundvattnet eller om mer reducerade förhållanden uppstår (SGU, 2013).

För att avlägsna järn och mangan från vattnet krävs att metallernas oxidationstal ökas och att metallerna på så sätt fälls ut och filtreras bort (Postawa & Hayes, 2013). Det finns i huvudsak två sätt att öka

oxidationstalen, antingen genom att höja pH eller genom att höja vattnets redoxpotential (Postawa & Hayes, 2013). Järn och mangan kan även oxideras på biologisk väg (Mouchet, 1992), se avsnitt 2.4 Biologisk vattenrening. Vattnets oxidationstal kan ökas genom kraftig luftning eller genom tillsättning av olika kemikalier (Postawa & Hayes, 2013). Lidström (2013) listar syre (O<sub>2</sub>), olika former av klor (Cl<sub>2</sub>, ClOH, ClO<sup>-</sup>, NH<sub>2</sub>Cl), väteperoxid (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), kaliumpermanganat (KMnO<sub>4</sub>) och ozon (O<sub>3</sub>) som förekommande oxidationsmedel vid vattenrening. Vid höjning av pH för att fälla ut järn och/eller mangan krävs att en bas tillsätts, ett exempel på en möjlig bas är kalciumhydroxid (Ca(OH)<sub>2</sub>) (Postawa & Hayes, 2013). Vid inducerad infiltration uppstår ofta problem med järn och mangan och ett möjligt alternativ är då återinfiltration av vattnet för att minska halterna, denna typ av anläggning finns på flera platser i Sverige (Hanson, 2000).

### 2.3 Mikrobiologiska säkerhetsbarriärer

I Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten finns krav på att ett vattenverk ska vara försedda med ett tillräckligt antal mikrobiologiska säkerhetsbarriärer (SLVFS 2001:30). En mikrobiologisk barriär är enligt Livsmedelsverket (2014) en installation i vattenverket som motverkar förekomsten av sjukdomsframkallande virus, bakterier och protozoer och kan fungera på i huvudsak två sätt, antingen avskiljande eller inaktiverande. Vid avskiljning tas mikroorganismerna bort från dricksvattnet medan de vid inaktivering förstörs eller på annat sätt förhindras att sprida sjukdom. Antalet barriärer som rekommenderas beror på vattenkvalitet och antalet påvisade indikatorbakterier och visas sammanställt och väldigt förenklat i tabell 2 (Livsmedelsverket, 2014).

Tabell 2: Rekommenderat antal mikrobiologiska säkerhetsbarriärer baserat på råvattenkvalitet (Livsmedelsverket, 2014).

Parameter	Opåverkat grundvatten	Ytvatten och ytvattenpåverkat grundvatten	Ytvatten och ytvattenpåverkat grundvatten	
<b><i>E. coli</i> eller enterokocker</b>	Ej påvisad (i 100 ml)	Ej påvisad (i 100 ml)	1 - 10 (antal/100 ml)	>10 (antal/100 ml)
<b>Koliforma bakterier</b>	Ej påvisad (i 100 ml)	Ej påvisad - 10 (antal/100 ml)	>10 - 100 (antal/100 ml)	>100 (antal/100 ml)
<b>Minsta antal säkerhetsbarriärer</b>	En eller en i beredskap*	En	Två	Tre

\*Vid allmänna anläggningar som omfattas av lagen om allmänna vattentjänster (2006:412) som producerar mer än 400m<sup>3</sup> dricksvatten per dygn rekommenderas minst en barriär och vid alla övriga anläggningar som omfattas av föreskrifterna rekommenderas minst en barriär i beredskap.

Godkända säkerhetsbarriärer enligt Livsmedelsverket är följande (Livsmedelsverket, 2014):

- Konstgjord infiltration av ytvatten (kortare uppehållstid i marken än 14 dagar)
- Kemisk fällning med efterföljande filtrering
- Långsamfiltrering
- Primär desinfektion
- Filtrering genom membran med en nominell porvidd som är mindre eller lika med 100 nanometer

Se avsnitt 2.3.1 till 2.3.5 för mer utförliga beskrivningar. En installation som klassas som en mikrobiologisk säkerhetsbarriär kan vara väldigt effektiv mot en viss typ av mikroorganismer, till exempel bakterier men kan samtidigt vara betydligt mindre funktionell mot till exempel virus (Livsmedelsverket, 2014).

#### 2.3.1 Konstgjord infiltration

Vid konstgjord infiltration är det viktigt att vidta nödvändiga åtgärder för att säkerställa att infiltrationen sker på ett säkert sätt och ingen förhöjd föroreningsrisk föreligger vid infiltrationen. För att infiltrationen

ska fungera som mikrobiologisk säkerhetsbarriär enligt Livsmedelsverket (2014) är det viktigt att det finns en omättad zon på minst en meter som infiltrationsvattnet passerar. Om uppehållstiden är längre än 14 dagar, avståndet mellan infiltration och uttagsbrunnar är längre än 40 meter och det finns en omättad zon på minst en meter räknas vattnet istället som grundvatten och infiltrationen räknas då inte som en mikrobiologisk säkerhetsbarriär (Livsmedelsverket, 2014).

Enligt Engblom och Lundh (2006) påverkar flertalet faktorer både hos mikroorganismerna, vattnet, marken och konstruktionen och driften av anläggningen den mikrobiologiska barriärverkan vid konstgjord infiltration. Vissa av dessa faktorer är starkt beroende av varandra så som vattnets pH och laddningen hos både mikroorganismer och marken vilket försvårar generaliseringen (Engblom & Lundh, 2006). Flertalet andra faktorer som har med anläggningens utformning och drift att göra är mer lättolkade så som att reduktionen av mikroorganismer ökar vid ökade uppehållstider och transportavstånd, omättade förhållanden främjar silning och filtrering och en välutvecklad biohud ökar reduktionen genom avdödning och inaktivering (Engblom & Lundh, 2006) och den omättade zonen har generellt högre barriärverkan än den mättade zonen (Lundh, Holmström, Långmark, & Rydberg, 2006). Vidare påverkar faktorer hos vattnet så som halten organiskt material, hög halt leder till sämre reduktion, medan hög jonstyrka leder till ökad reduktion (Engblom & Lundh, 2006). Materialet i filterbädden påverkar också den mikrobiologiska barriärverkan, kalksten till exempel reducerar patogena organismer effektivare än kvarts och granit (Engblom & Lundh, 2006) och järnoxidtäkt olivinsand ökar den mikrobiologiska barriärverkan kraftigt när det gäller virus och förstärker den när det gäller bakterier och protozoer (Lundh et al., 2006). Ökad hydrofobicitet hos filtermaterial leder till ökad reduktion genom adsorption av mikroorganismer (Engblom & Lundh, 2006).

### 2.3.2 Kemisk fällning med efterföljande filtrering

De faktorer som påverkar effektiviteten som mikrobiologisk barriär vid kemisk fällning med efterföljande filtrering är enligt Livsmedelsverket (2014) främst pH, dosering av fällningskemikalier och ytbelastning på filtret. Vid spolning och rengöring av filtren är det rekommenderat att filtratet inte återförs till beredningssteget för att förhindra en ackumulering av sjukdomsframkallande mikroorganismer (Livsmedelsverket, 2014).

### 2.3.3 Långsamfiltrering

För att minimera risken för extern påverkan från djur på långsamfiltret och tillförsel av mikroorganismer den vägen bör övertäckning av filtret finnas när detta är möjligt, framförallt om filtret ligger sent i beredningskedjan. Sandfraktion, bäddtjocklek och belastning är faktorer som påverkar hur effektivt ett långsamfilter fungerar som mikrobiologisk säkerhetsbarriär (Livsmedelsverket, 2014).

### 2.3.4 Primär desinfektion

Vid desinfektion är syftet att inaktivera mikroorganismerna så att dessa inte kan framkalla ohälsa, endast desinfektion som har detta syfte bör räknas som mikrobiologisk säkerhetsbarriär (Livsmedelsverket, 2014). De desinfektionsmetoder som åsyftas är klorering (dock inte användning av kloramin och klorering mot parasiter), behandling med klordioxid (utom för parasiter), ozonering och behandling med UV-ljus (Livsmedelsverket, 2014).

### 2.3.5 Membranfiltrering

Vid membranfiltrering ska membranfiltret kontinuerligt avskilja partiklar större än 100 nanometer för att räknas som en mikrobiologisk säkerhetsbarriär (Livsmedelsverket, 2014). Vissa virus är dock mindre än 100 nanometer vilket, enligt Livsmedelsverket (2014), bör tas i åtanke om dessa ska avskiljas med denna typ av beredningssteg, för att fungera som en barriär mot dessa behöver porstorleken på membranet vara mindre än 100 nanometer. Membranfilter som endast syftar till att rena ett delflöde genom vattenverket, vilket är en vanlig uppställning för att minska halten av vissa kemiska ämnen i vattnet, räknas inte som en mikrobiologisk säkerhetsbarriär (Livsmedelsverket, 2014).

## 2.4 Biologisk vattenrening

Biologisk vattenrening används i Sverige främst i avloppsvattenrening för att reducera mängden organiskt material och tillhör inte ett av de konventionella reningsstegen vid dricksvattenberedning (Lidström, 2013). Biologisk rening av dricksvatten förekommer dock också och kan se ut på olika sätt och kombineras med ett flertal icke biologiska processer. Biologiska processer innebär att mikroorganismer används i processen och kan implementeras i dricksvattenrening för att förbättra vattnets kvalitet med avseende på bland annat halten av olika typer av organiskt material, lukt, smak, färg, järn, mangan, turbiditet, nitrit och nitrat (Evans, Opitz, Daniel, & Schulz, 2010).

### 2.4.1 Biologisk dricksvattenrening

I Sverige renas vanligtvis inte dricksvatten med något renodlat biologiskt reningssteg (Lidström, 2013) men vissa traditionella reningssteg så som långsamfilter bestående av sand som inte betraktas som i första hand biologiska kan ha betydande reningseffekter som är biologiska (Evans et al., 2010) och denna typ av filter är vanliga i svenska anläggningar (Lidström, 2013). Långsamfiltrering används traditionellt vid ytvattenverk för att ta bort lukt och smak orsakade av organiskt material, här hjälper den bildade biohuden till med att bryta ner det organiska material på motsvarande sätt som sker naturligt i marken (Lidström, 2013). Men även järn- och manganhalten kan kraftigt minskas som en följd av biologisk aktivitet i långsamfilter (Demir, 2016). Evans et al. (2010) listar förutom långsamfilter även fyra andra processer som de huvudsakligen använda biologiska dricksvattenreningsprocesserna i Nordamerika, dessa är snabb biologisk filtrering, ozonförstärkt biologisk filtrering, biologisk adsorption på granulerat aktivt kol och biologisk perklorat-/nitratprocess. Vidare kan odling och applikation av specifika mikroorganismer användas i biologiska dricksvattenreningssteg för att bryta ner väldigt specifika, artificiellt tillverkade, kemikalier (Benner et al., 2013). Vid biologisk dricksvattenrening finns dock en risk för ökad mängd mikroorganismer i utflödet men detta är inget som utgör en ökad hälsorisk (Grabínska-Łoniewska, Perchuć, & Kornilowicz-Kowalska, 2004)

Biologisk rening av vatten kan väldigt effektivt reducera bland annat naturligt organiskt material (Fu et al., 2017; Tang, Shi, Li, & Su, 2010; Liao et al., 2013), järn (Li et al., 2013; Pacini, Ingallinella, & Sanguinetti, 2005; Li et al., 2016), mangan (Burger, Mercer, Shupe, & Gagnon, 2008; Pacini et al., 2005; Tekerlekopoulou, Vasiliadou, & Vayenas, 2008; Štembal, Markić, Ribičić, Briški, & Sipos, 2005) och ammonium (Li et al., 2013; Cai et al., 2015). Vid ett pilotförsök med ett tvåstegsbiofilter (sand följt av granulerat aktivt kol) för att effektivisera reningen efter koagulation reducerades turbiditeten med över 74% och även en signifikant minskning av mängden naturligt organiskt material och humusliknande material (>24% DOC, >57% UV<sub>254</sub>, and >44% SUVA<sub>254</sub>) observerades (Fu et al., 2017). Försöket visade även att uppställningen väl klarade ökad flödesbelastning och varierande förhållanden vad gällde råvattenkvalitet, i åtanke ska dock ha att pilotförsöket genomfördes med uppvärmt vatten under vintern för att simulera sommarförhållanden. Han, Zhao, Gao och Cui (2013b) fann dock att mikroorganismerna vid biologisk rening av mangan och ammonium klarade av kraftig variation i temperatur, 2 till 32°C, mikroorganismerna både överlevde och fungerade tillfredställande under hela testperioden. Även Hoyland, Knocke, Falkinham, Pruden och Singh (2014) visade att väletablerade mikroorganismer avsedda att reducera halten mangan i vattnet klarade av förhållandevis kraftiga temperatursänkningar, ner till 7°C. Hoyland et al. (2014) visade också att de manganoxiderande bakterierna klarade av kraftiga skiftningar i inkommande manganhalt och ökad flödesbelastning utan nämnvärt försämrad kvalitet på utgående vatten vilket tyder på en robust reningsprocess.

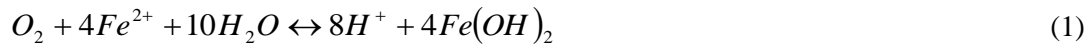
### 2.4.2 Järn

Gränsvärdet för ett dricksvatten i Sverige som är tjänligt med anmärkning avseende halten järn är 0,1 mg/l på utgående dricksvatten och 0,2 mg/l hos användaren (SLVFS 2001:30). Den genomsnittliga järnhalten i grundvattentäkter som omfattas av dessa föreskrifter är 0,36 mg/l i jord och 0,74 mg/l i berg men det finns väldigt stora regionala och lokala skillnader över landet (SGU, 2013).

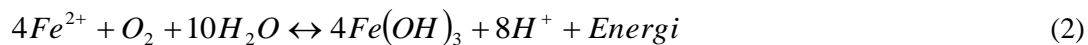


Om järnet förekommer som lösta tvåvärda joner går det oftast att reducera järnhalten i vattnet genom att lufta det och på så sätt fälla ut järnet som järnhydroxider, men om järnet istället är bundet till organiskt eller icke organiskt material är det svårare att avlägsna det från vattnet (Ankrah & Sjøgaard, 2009). Humussyror saktar ner utfällningsprocessen av järn medan icke organiska material så som kisel kan leda till väldigt utspridda kolloidala partiklar som är svåra att filtrera bort (Ankrah & Sjøgaard, 2009). Även vid pH-värden under sju är det sannolikt att abiotisk oxidation av järn är ineffektiv (Mouchet, 1992).

Vid luftning av järnrikt grundvatten oxideras det tvåvärda järnjonerna till trevärda och faller ut som järnhydroxider enligt ekvation 1, den bildade järnhydroxiden avskiljs sedan från vattnet i filter (Ankrah & Sjøgaard, 2009).



Som redan nämnts blir denna process hämmad vid närvaro av humussyror eller om järnet är bundet till organiskt eller icke organiskt material, dessa problem kan emellertid vanligtvis överkommas vid biologisk oxidation av järn med hjälp av bakterier (Ankrah & Sjøgaard, 2009). Reaktionen som då sker kan beskrivas med ekvation 2 där järnoxiderande bakterier får sin energi från att omvandla tvåvärt järn till trevärt (Ankrah & Sjøgaard, 2009).



Förutom att biologisk järnoxidation är att föredra när järnet är bundet till organiskt eller icke organiskt material kan processen, oxidation och utfällning med hjälp av bakterier, vara upp till 60 gånger snabbare än den traditionella kemiska processen enligt ekvation 1 (Sjøgaard, Medenwaldt, & Abraham-Peskir, 2000). Liknande resultat presenteras också av Katsoyiannis och Zouboulis (2004) där den biologiska oxidationen visade sig vara flera storleksordningar större än den abiotiska. Vidare visade en studie i Frankrike redan 1992 att det gick att minska energi- och driftkostnader med 50-80% som en följd av en lägre kemikalieanvändning, färre backspolningar etc. vid byte till biologisk oxidation av järn jämfört med de då traditionella icke biologiska processerna (Mouchet, 1992).

Ankrah och Sjøgaard (2009) presenterar de tre järnoxiderande bakterierna Gallionella, Leptothrix och Sphaerotilus som särskilt viktiga, se tabell 3 för föredragna levnadsförhållanden. Gallionella ferruginea har vid undersökningar i Danmark visat sig vara den dominerande järnoxiderande bakterien (Sjøgaard et al., 2000), Gallionella är även en av de vanligast förekommande mikroorganismerna i långsamma sandfilter (Demir, 2016). Vidare har Gallionella visat sig vara en dominerande art i kalla, järnrika grundvattensystem där temperaturen i det aktuella systemet varierade mellan 5,7 och 6,5°C (Braun, Schröder, Knecht, & Szewzyk, 2016), detta trots att Gallionella föredrar vattentemperaturer mellan 8 och 16°C (Ankrah & Sjøgaard, 2009). Gallionella ferruginea har också påträffats och kunnat oxidera järn vid betydligt sämre förhållanden i lätt förorenat grundvatten (syreinhåll upp till 6,7 mg/l, pH runt 5 och föroreningar i form av bland annat trikloretylen och tetrakloretylen), detta dessutom upp till tusen gånger snabbare än den abiotiska processen (Sjøgaard, Aruna, Abraham-Peskir, & Koch, 2001). Fabisch, Buelig, Akob och Küsel (2013) visade också på att Gallionella klarar av betydligt extremare miljöer än vad som allmänt anses, detta då Gallionella var den dominerande järnoxiderande bakterien vid kraftigt metallförorenat vatten i ett gammalt gruvdistrikt vid pH så lågt som 4,4. Du et al. (2017) kunde dock inte påvisa några bakterier av typen Gallionella även om råvattenkvaliteten hade egenskaper som av Ankrah och Sjøgaard (2009) beskrivs som fördelaktiga med avseende på redovisade parametrar. Du et al. (2017) kunde dock påvisa bakterier av typen Leptothrix varvid biologisk järnoxidation inte kunde uteslutas men den ansågs ändå sekundär sett till den abiotiska fällningen av järn vid den aktuella uppställningen. Vid försök med väldigt snarlikt råvatten i samma region i Kina har dock Gallionella visat sig vara en av de dominerande bakterierna vid biologisk rening av vatten med avseende på järn, mangan och ammonium, även här var också Leptothrix vanlig (Li et al., 2013). Sphaerotilus är närbesläktad med Leptothrix men skiljer sig på vissa punkter, Leptothrix kan till skillnad från

*Sphaerotilus oxidera* mangan och *Sphaerotilus* trivs i vatten rika på näringsämnen, till exempel avloppsvatten, medan *Leptothrix* vanligtvis återfinns vid oligotrofa förhållanden (Siering & Ghiorse, 1996).

Tabell 3: Levnadsförhållanden för viktiga järnoxiderande bakterier (Ankrah & Søgaard, 2009).

	<b>Gallionella</b>	<b>Leptothrix</b>	<b>Sphaerotilus</b>
<b>Temperatur</b>	8-16°C	10-40°C	10-40°C
<b>pH</b>	6-6,7	7,5	5,4-9
<b>Redoxpotential</b>	-300mV och ökande	Icke specificerad	Icke specificerad
<b>Löst syre</b>	0,1-3mg/l och ökande	1mg/l	<0,1mg/l till fullt syresatt
<b>Järninnehåll (Fe<sup>2+</sup>)</b>	2-25mg/l	Icke specificerad	Icke nödvändig

Tillväxthastigheten av *Gallionella* påverkas av pH där lätt alkaliska pH-värden (strax över åtta) hämmar tillväxten medan svagt surt pH (6,5) ökar tillväxthastigheten något jämfört med neutralt pH (Vet, Dinkla, Rietveld, & Loosdrecht, 2011). Vet et al. (2011) visade vidare att föroxidation av vattnet inte nämnvärt påverkade tillväxten av *Gallionella* och att biologisk oxidation av järn dominerade vid de aktuella förhållandena (pH strax under åtta, hög syrehalt och drygt 10°C).

### 2.4.3 Mangan

Gränsvärdet för ett dricksvatten i Sverige som är tjänligt med anmärkning avseende halten mangan är 0,05 mg/l hos användaren (SLVFS 2001:30). Den genomsnittliga manganhalten i grundvattentäkter som omfattas av dessa föreskrifter är 0,074 mg/l i jord och 0,171 mg/l i berg men det finns väldigt stora regionala och lokala skillnader över landet (SGU, 2013).

Mangan kan precis som järn avlägsnas från vattnet både genom abiotiska och biologiska processer, det som då sker är motsvarande reaktioner som vid oxidation av järn och även här är biologisk oxidation en snabbare process än den abiotiska (Katsoyiannis & Zouboulis, 2004). Generellt sett så tar det dock längre tid att etablera bakterier som kan oxidera mangan än vad det tar att etablera järnoxiderande bakterier (Pacini et al., 2005), biologisk manganoxidation sker också långsammare än biologisk järnoxidation (Katsoyiannis & Zouboulis, 2004). Den biologiska reaktionen sker enligt ekvation 3 och utförs bland annat av bakterier som har möjlighet att dra nytta av energin som reaktionen ger upphov till (Nationalencyklopedin, u. å.b).



Abiotisk manganoxidation sker i sammanhanget långsamt vid neutrala pH-värden, med halveringstider på över ett dygn (Hem, 1981), detta pekas ut som en faktor till att biologisk oxidation av mangan är att föredra vid dricksvattenrening (Katsoyiannis & Zouboulis, 2004; Pacini et al., 2005; Burger et al., 2008). Biologisk manganoxidation har också visat sig effektiv vid flertalet studier där manganhalten kunnat minskats med upp till 90% eller mer (Burger et al., 2008; Pacini et al., 2005; Tekerlekopoulou et al., 2008; Štembal et al., 2005). Biologisk manganoxidation har även visat sig fungera väl tillsammans med biologisk reduktion av biologiskt nedbrytbart material (Hoyland et al., 2014).

Flertalet mikroorganismer kan oxidera både järn och mangan däribland den redan nämnda *Leptothrix* medan andra enbart oxiderar mangan, till exempel *Pseudomonas* (Mouchet, 1992). *Leptothrix*, *Pseudomonas* och *Hyphomicrobium* har påträffats och bedömts som dominanta vid biologisk dricksvattenrening av mangan (Du et al., 2017; Li et al., 2013) där *Hyphomicrobium* precis som *Leptothrix* kan oxidera både järn och mangan (Mouchet, 1992). Även Katsoyiannis och Zouboulis (2004) och Burger et al. (2008) visade på att *Leptothrix* dominerade vid biologisk manganoxidation medan Štembal et al. (2005) pekar ut *Siderocapsa* som dominant art och Madoni et al. (2000) pekar ut *Crenothrix*. I kalla grundvattensystem har familjen Comamonadaceae, och i den familjen i synnerhet

bakterien *Rhodospirillum rubrum*, visat sig vanlig (Braun et al., 2016), den tidigare nämnda *Leptothrix* tillhör också familjen Comamonadaceae (Wen, Fegan, Hayward, Chakraborty, & Sly, 1999). Vidare påträffades Pseudomonadaceae i betydande mängd i vissa prover och Hyphomicrobiaceae i viss utsträckning i flera prover (Braun et al., 2016) vilka är familjerna till *Pseudomonas* (Karolinska institutet, u. å.b) respektive *Hyphomicrobium* (Karolinska institutet, u. å.a).

Biologisk manganoxidation fungerar tillfredsställande över ett stort temperaturspann, från dryga 30°C ner till 2°C (Han et al., 2013b). De främsta manganoxiderande bakterier som Han et al. (2013b) då påträffade var *Pseudomonas*, *Hyphomicrobium* och *Bacillus* sp. *Bacillus* har också visat sig samtidigt kunna minska halterna av både mangan och ammonium (Hasan, Abdullah, Kofli, & Kamarudin, 2012). Hoyland et al. (2014) visade vidare på att manganoxiderande bakterier klarar av temperatursänkningar ner till 7°C men att effektiviteten på reningen då minskar medan Berbenni, Pollice, Canziani, Stabile & Nobili (2000) menar att temperaturen verkar hämmande redan vid 14°C. Flertalet andra studier, som visat på god biologisk oxidation av mangan, har dock gjorts vid betydligt stabilare och framförallt högre temperaturer, 11,2-14,6°C (Štembal et al., 2005), 15-24°C (Pacini et al., 2005), 25±1°C (Tekerelekpoulou et al., 2008).

Vad gäller löst syre är de nödvändiga förhållandena mer strikta än temperaturförhållandena vid biologisk manganoxidation och det krävs generellt värden på över 5mg/l för att uppnå biologisk oxidation av mangan (Mouchet, 1992). Flera lyckade försök att på biologisk väg oxidera mangan har haft höga löst syrevärden, 7-8mg/l (Tekerelekpoulou et al., 2008), 8,5mg/l (Pacini et al., 2005), 7,5-8mg/l (Hoyland et al., 2014) eller använt sig av luftade processer (Han et al., 2013b). Katsoyiannis och Zouboulis (2004) visade dock på goda resultat vid lägre halter löst syre, den aktuella uppställningen hade en löst syrehalt på 3,8mg/l och minskade manganhalten från runt 0,4mg/l till under 0,05mg/l. Även Hasan et al. (2012) lyckades på biologisk väg oxidera mangan vid löst syrehalter på under 5mg/l under delar av experimentet, över 80% minskning av manganhalten vid löst syrehalter på mellan 2 och 3,5mg/l i uppstartsfasen. Katsoyiannis och Zouboulis (2004) påvisade *Leptothrix* som dominerande manganoxiderande bakterie medan Hasan et al. (2012) pekade ut *Bacillus* som dominerande.

I det för råvatten normala pH-spannet, 6-8, är pH inte vanligtvis en faktor som verkar hämmande på biologisk oxidation av mangan. De flesta manganoxiderande bakterier växer mellan pH 5,8 och 8 men med ett optimum på mellan 7 och 8 (Falamin & Pinevich, 2006). Tillfredsställande manganoxidation har på biologisk väg åstadkommit vid pH 6-7 (Hasan et al., 2012), pH 7,2 (Katsoyiannis & Zouboulis, 2004) och pH 7,2-7,6 (Han et al., 2013b). Hoyland et al. (2014) visade dock på bättre reduktion av mangan vid lägre pH-värden 6,3 till 7,0 än värden strax över neutralt pH (7,3), detta kan dock ha berott på att olika mikroorganismer etablerats i de olika försöken. Vid de något högre pH-värdena som Katsoyiannis och Zouboulis (2004) genomförde försöken vid var *Leptothrix* dominerande art medan vid de lägre pH-värdena som Hasan et al. (2012) hade så var *Bacillus* dominerande. Burger et al. (2008) visade dock på att biologisk oxidation av mangan med *Leptothrix* kan ske vid större pH-spann, 6,5 till 7,5. Vidare visade Tekerelekpoulou et al. (2008) på att pH värdet höjdes, från 7-7,3 i inflödet till 8-8,3 i utflödet, i försök med kiselgrus som bärrmaterial.

Den specifika ytan spelar stor roll för biologisk manganoxidation, hög specifik yta ger högre manganoxidation men ökar samtidigt risken för igensättning (Tekerelekpoulou et al., 2008). Filter med olika fraktionsstorlekar, större fraktioner högre upp i filtret (3,9mm och 13,85cm<sup>2</sup>/cm<sup>3</sup>, 2,4mm och 22,74cm<sup>2</sup>/cm<sup>3</sup>, 1,9mm och 31,05cm<sup>2</sup>/cm<sup>3</sup>), var något mindre effektiva vid höga mangankoncentrationer än filter enbart fyllda med finfraktionen (1,9mm och 31,05cm<sup>2</sup>/cm<sup>3</sup>) men kunde samtidigt ta en större belastning och fastlägga större mängder mangan (Tekerelekpoulou et al., 2008).

Flera olika typer av filter har visat sig effektiva vid biologisk manganoxidation, biologiska bäddar (Tekerelekpoulou et al., 2008), trycksatta filter (Štembal et al., 2005) och luftade uppströmsfilter (Katsoyiannis & Zouboulis, 2004). Följaktligen har filterbelastningen också varierat där Tekerelekpoulou et al. (2008) visade att den biologiska oxidationen av mangan fungerade vid olika

belastningar även vid samma filteruppställning, en biologisk bädd, men att effektiviteten sjönk vid hög belastning, framförallt vid högre manganhalter (från 100% till 83% vid manganhalter på drygt 0,6mg/l och en flödesändring från 4,7m/h till 18,8m/h, vid motsvarande flödesökning för manganhalter på drygt 2mg/l gick reningen från 100% till 54%). Samma mönster angående filterbelastningens visades även av Han et al. (2013b) där en ökad belastning minskade effektiviteten på reningen. Hoyland et al. (2014) visade dock att kortare belastningsökningar, en till två dagar, inte påverkade reningsförmågan negativt.

Tiden det tar att etablera en fungerande biofilm och få stabila utflödesvärden på mangan varierar beroende på en rad olika faktorer, bland annat löst syre och manganhalt i inflödesvattnet (Du et al., 2017). Vid höga halter löst syre och låga mangankoncentrationer (cirka 0,5mg/l) är uppstartstiden kortare medans vid lägre halter löst syre och höga manganhalter (cirka 0,8-1,0mg/l) är uppstartstiden betydligt längre, runt 30 respektive 50 dagar vid försök av Du et al. (2017). Vid inympning av bakterier från redan aktiva filter kan god funktion gällande manganrening uppnås mer eller mindre omgående (Štembal et al., 2005) och anpassningstiden kan drastiskt minskas (Štembal et al., 2005; Burger et al., 2008) även om en uppstartstid på tre till fyra veckor är att föredra (Štembal et al., 2005). Stabila utflödesvärden tar dock längre tid att uppnå, upp till dryga 40 dagar (Burger et al., 2008). Vid höga temperaturer kan dock effektiv rening av mangan uppnås initialt även utan inympning av bakterier (Han et al., 2013b). Pacini et al. (2005) visade att det redan inom ett par veckor går att få en minskning av manganhalterna med mer än 50% vid låg filterbelastning (0,2-0,35m/h) men att det tar upp till åtta veckor innan en stabil och fullgod rening på runt 90% kan uppnås.

Löst mangan ( $Mn^{2+}$ ) adsorberas lätt på ytor av utfällda manganoxider (Piispanen & Sallanko, 2010), både sorptionskinetiken och sorptionskapaciteten ökar med ökat pH eller ökad yta av manganoxider (Knocke, Occaino, & Hungate, 1991). Denna typ av reduktion av manganhalten i vatten pekas ut som viktig även vid användandet av mikroorganismer för biologisk manganoxidation (Tekerlekopoulou et al., 2008).

#### 2.4.4 Biologiskt material

Biologiskt material förekommer främst i ytvatten och är vanligtvis inte ett problem om råvattnet utgörs av grundvatten (Lidström, 2013). Vid dricksvattenproduktion av ytvatten är humusämnen i råvattnet en av de största utmaningarna (Köhler & Lavonen, 2015). Halten TOC (Total Organic Carbon) i ett ytvatten kan ge en god indikation på hur hög humushalten är och i Norden är TOC-halterna låga (under 1mg/l) i de alpina delarna av Norge medan de är som högst (över 20mg/l) i sydöstra Sverige och i Finland (Löfgren, Forselius, & Andersen, u.å.). I Sverige klassas dricksvatten som tjänligt med anmärkning hos användaren beroende på halten TOC relaterat till vattnets oxiderbarhet som inte får överstiga 4mg/l  $O_2$  (SLVFS 2001:30).

Humus består av organiskt material, djur och växter, som inte brutits ned fullständigt (Havs- och vattenmyndigheten, 2013). I råvatten utgörs humus främst av två olika typer, terrester humus och autokton humus, där terrester humus kan avlägsnas med hjälp av fällning medan autokton humus inte kan det (Köhler & Lavonen, 2015). Förutom kemisk fällning är också filtrering och UV-bestrålning metoder som används för att minska humushalterna i vattnet vid dricksvattenproduktion (Löfgren et al., u.å.).

Effektiviteten på biologisk rening med avseende på naturligt organiskt material beror till stor del på råvattenkaraktären, olika organiska substanser bryts ned och reduceras i olika mängd och hastighet (Chen et al., 2016). Naturligt organiskt material med höga molekylvikter och proteinlika ämnen bryts ned i större mängd än humusämnen och material med lägre molekylvikt (Chen et al., 2016). Fu et al. (2017) rapporterade dock goda resultat med biofilter med granulerat aktivt kol rörande reduktion av humusliknande ämnen, Chen et al. (2016) använde istället sand och antracit vid försöken. Chen et al. (2016) visade att ökade kontakttider gav ökad reduktion av naturligt organiskt material, detta inkluderade även humusliknande ämnen där reduktionen ökade från knappa 5% till dryga 10% vid en kontaktidsökning (EBCT (Empty Bed Contact Time)) från 2 till 23 minuter. Flertalet andra faktorer

påverkar effektiviteten hos biologiska aktiva kolfilter (Korotta-Gamage & Sathasivan, 2017), en sådan faktor som kraftigt kan påverka funktionen vid biologisk reduktion av naturligt organiskt material är temperaturen, en lägre temperatur hämmar tillväxten och temperaturvariationen påverkar också mikroorganismernas sammansättning (Moll, Summers, Fonseca, & Matheis, 1999). Veltan et al. (2011) visade dock att ett aktivt kolfilter som etablerade biofilm förlorade adsorptionsförmågan och reduktionen av DOC (Dissolved Organic Carbon) minskade ju mer biofilm som etablerades i filtret. Trots detta påpekar Veltan et al. (2011) att aktiva kolfilter bör designas och betraktas som en biologisk process då biomassan i filtret avlägsnade de fraktioner som ansågs mest betydande och på så sätt bidrog till ett biologiskt stabilt vatten.

Fu et al. (2017) pekade ut den översta zonen i biofiltren som den viktigaste vid reduktion av naturligt organiskt material, liknande resultat visades av Gibert et al. (2013a) där biofilmstillväxten var högre i de övre delarna av ett granulerat aktivt kolfilter men att biofilmen över tid etablerade sig i hela filterkolumnen. Det finns dock en skillnad i biofilmsetablering beroende på om filtret drivs uppströms eller nedströms, vid nedströms drift etableras biofilmen främst i de övre delarna men vid uppströms drift etableras biofilmen i de mellersta delarna av filtret (Han et al., 2013a). Etablerad biofilm i granulerade aktiva kolfilter kan bidra till att minska halten av naturligt organiskt material samtidigt som den ökade halten mikroorganismer i filtret inte negativt påverkar vattenkvaliteten på utflödet (Gibert et al., 2013a). Vid drift av granulerade aktiva kolfilter blir med tiden biologisk nedbrytning i filtren den huvudsakliga mekanismen bakom reduktionen av TOC (Total Organic Carbon) (Gibert et al., 2013b). Biologiska aktiva kolfilter har visat sig stabila och pålitliga vid reduktion av biologiskt nedbrytbara vattenburna substanser så som organiskt material, kemiska föroreningar och biprodukter vid desinfektion (Simpson, 2008).

Biologiska filter kan enligt Melin och Ødegaard (1999) implementeras med goda resultat efter ozonering för att reducera mängderna av biprodukter som ozoneringen ger upphov till vid behandling av humusrika vatten, detta gäller framförallt lättnedbrytbara ämnen som aldehyder och ketosyror med reduktionstal på över 80%. TOC-halten vid det aktuella försöket reducerades med mellan 18 och 37% för hela processen, ozonering och biofiltrering (Melin & Ødegaard, 1999). Förozonering har även visat sig öka effektiviteten på biologiska filter avsedda att reducera naturligt organiskt material då mängden lättnedbrytbart material ökar vid ozonering (Yan, Wang, Ma, Ni, & Zhang, 2010). Black och Bérubé (2014) kunde dock inte visa att den biologiska nedbrytbarheten ökade vid ozonering. Ozonering följt av biofilter är även fördelaktig vid kontroll av biprodukter vid desinfektion (Vera, Keller, Gernjak, Weinberg, & Farré, 2016).

## 2.5 Filtermaterialet Filtralite®

Filtralite® är ett filtermaterial designat med en speciell porositet för att tillåta högre flödes hastigheter och längre gångtider som kan användas i både dricksvattenberedning, avloppsvattenrening och andra mer specialiserade tillämpningar (Filtralite, u. å.h). Filtralite® består av expanderad lera och utgörs huvudsakligen av SiO<sub>2</sub> (63%), Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (17%) och Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (7%) (Filtralite, u.å.d, Filtratile, u.å.f).

Filtermaterialet Filtralite® används främst vid dricksvattenberedning därför att det är designat med hög porositet för att öka kapaciteten på filtret genom att öka vattenvolymen i filtret och fastläggningsytorna. Vidare kan Filtralite® användas i biologiska filter designade för att reducera främst ammonium, järn och mangan (Filtralite, u. å.b).

I Storbritannien har Thames Water på grund av högre krav på sina snabba sandfilter genom studier kommit fram till att Filtralite® är det mest lämpliga materialet, av de i studien testade, att ersätta dessa (Filtralite, u. å.e). Liknande studier som kommit fram till samma lösning rör Bedrichov vattenverk där ersättningen av sand med Filtralite® reducerade deras filterkostnad med 75% (Filtralite, u. å.a) och i Fredriksstads vattenverk där filtersanden kompletterats med Filtralite® (Filtralite, u. å.c). I Hong Kong har Tai Po vattenverk använt sig av Filtralite® i sina biologiska filter för att reducera ammonium och mangan då det i pilotstudier visade sig vara det bäst lämpade materialet (Filtralite, u. å.g). Varken Melin,

Bohne, Sjøvold och Ødegaard (2000a) eller Melin och Ødegaard (2000b) fann dock någon skillnad i reningseffektivitet beroende av bärarmaterial vid biologisk rening av ozonbiprodukter där Filtralite® jämfördes med plastcylindrar och marmor.

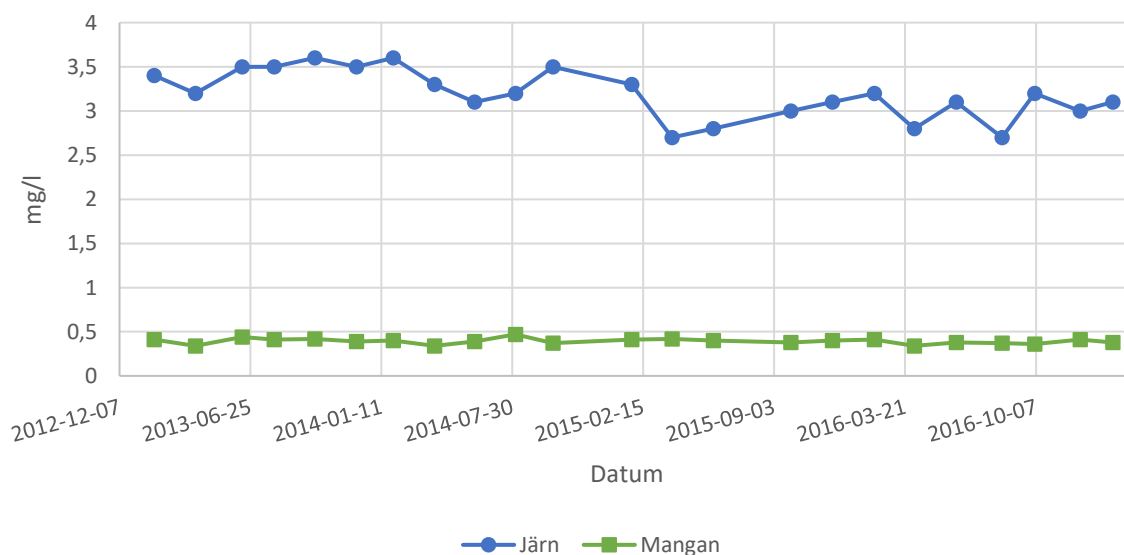
## 2.6 Tidigare studier, råvatten och förbehandling i Boden

Boden, en stad belägen i Norrbotten med knappt 17 000 invånare (Statistiska centralbyrån, 2016) har idag ett vattenverk beläget i Pagla där ett biologiskt förbehandlingssteg på Kusön vid råvattenintaget är tänkt att minska halterna av järn och mangan innan det via bassänginfiltration sker en återinfiltration av grundvattnet.

Vid förbehandlingsanläggningen lokaliserad på Kusön där denna studie utfördes har det tidigare genomförts studier, både vad gäller effektiviteten av det biologiska filtret och möjligheterna att optimera vattenkvaliteten genom att anpassa råvattenbrunnarnas utformning. Även kontinuerlig råvattenprovtagning har genomförts vid anläggningen.

### 2.6.1 Bodens råvatten

Kontinuerlig provtagning på råvattnet har visat på ett stabilt råvatten som har samma kvalitet oavsett årstid dock med höga halter järn och mangan, figur 1, vilket anses vara det största problemet. Intern, icke publicerade data från Bodens kommun visar att inga tydliga, vare sig regelbundna variationer eller trender förekommer och de mikrobiologiska analyserna visar kontinuerligt på värden under eller precis över detektionsgränserna för de analyserade parametrarna. Vattnet är generellt mjukt med en hårdhet runt 2,5°dH, ett pH-värde stabilt på lite drygt 7, en alkalinitet på mellan 50 och 65mg/l och har en låg kemisk syreförbrukning runt ett eller under, de enda parametrarna som varierar nämnvärt är turbiditeten (mellan 4 och 16FNU) och färgen (mellan 10 och 240mg/l Pt). Genomförda temperaturmätningar har visat på jämn temperatur över året varpå infiltration från ytvatten, trots brunnarnas placering relativt nära Luleälven, anses obetydlig och i fall infiltration förekommer är uppehållstiderna långa, troligtvis över ett år.



Figur 1: Järn och mangan i råvattnet, 2013-01-29 till 2017-02-01.

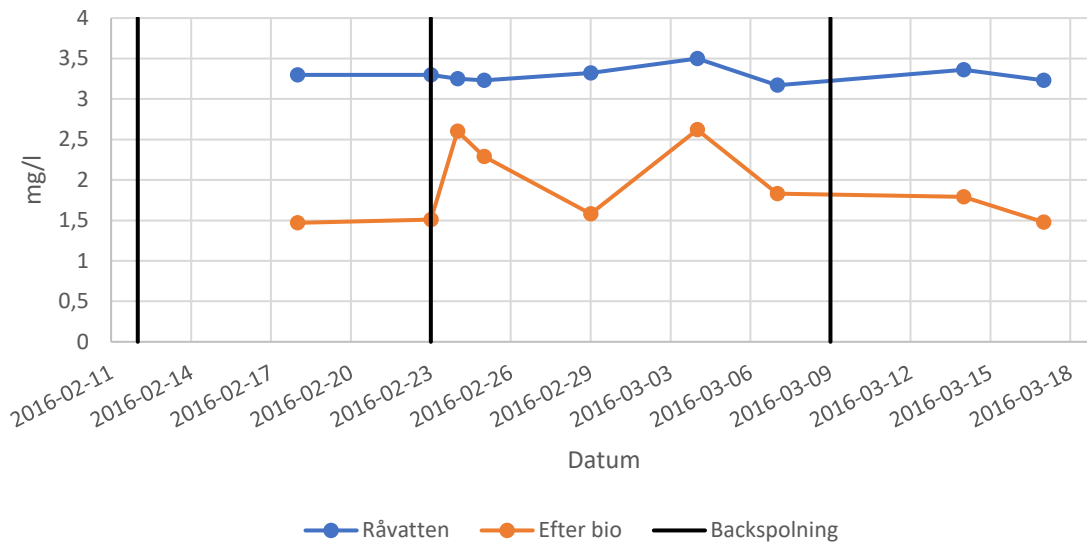
### 2.6.2 Råvattenbrunnarna

Vatten & Miljöbyrån (2014a) utförde 2014 vattenprovtagning av råvattnet på olika djup vid pumpning i råvattenbrunnarna i försök att utröna om det fanns något samband mellan djupet som vattnet pumpades upp från och råvattenkvaliteten. Ett visst samband mellan pumpdjup och järnhalt tycktes finnas där järnhalten ökade med djupet, i en annan brunn fanns dock inget lika tydligt samband men det föreföll vara så att pumptiden kunde påverka järnhalten i råvattnet. Vidare föreföll även vattennivån i brunnen

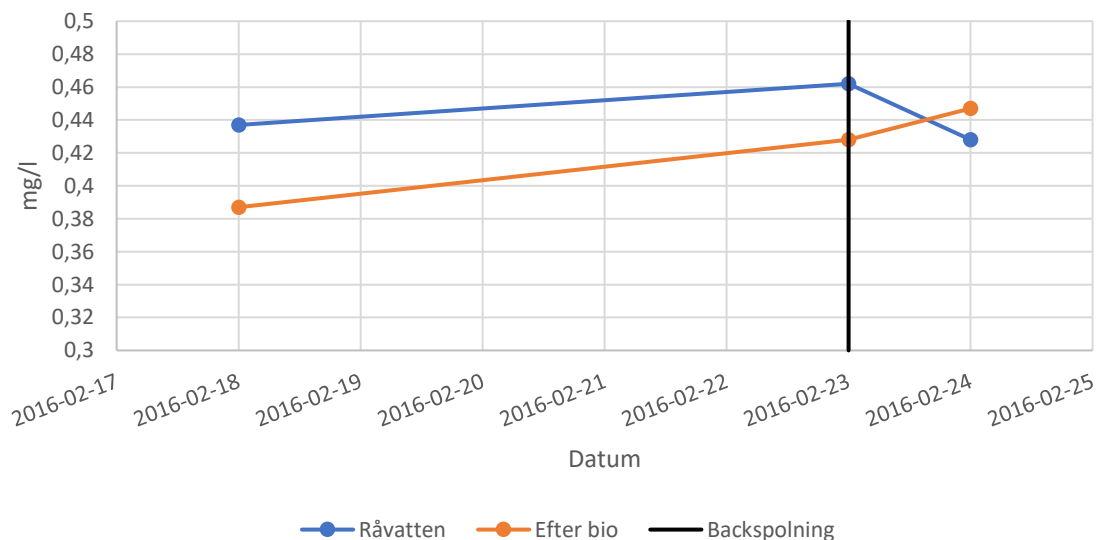
ha viss inverkan på järnhalten, högre vattennivå tycktes ge en lägre järnhalt, detta samband byggde på provpumpning genomför 2014 (Vatten & Miljöbyrå, 2014b).

### 2.6.3 Det biologiska filtret

Tidigare undersökningar på det biologiska filtret i Boden har visat att filtret inte fungerar (Vatten & Miljöbyrå, 2016), se figur 2 och 3. Studien visade att andelen löst järn var hög, drygt 85% i medeltal på råvattnet under provtagningsperioden. För att den utgående halten av järn ska ligga på en önskvärd nivå hade det under provtagningen behövt ske en minskning med ungefär 70%, men järnreduktionen låg enbart på mellan 20 och 55%, minskningen av manganhalten var som mest knappt 13%. Det biologiska filtrets effekt var dessutom lägre i åtminstone ett dygn efter backspolning av filtret (figur 2 och 3).



Figur 2: Järnhalt i vattnet vid de olika stegen i förbehandlingen, svarta linjer indikerar backspolning (Vatten & Miljöbyrå, 2016).



Figur 3: Manganhalt i vattnet vid de olika stegen i förbehandlingen, svarta linjer indikerar backspolning (Vatten & Miljöbyrå, 2016).

Vidare har laboratorieförsök visat att framförallt mängden järn kan minskas kraftigt, ner till strax under 1mg/l och en minskning med närmast 80%, genom luftning och filtrering (Vatten & Miljöbyrå, 2016).

Minskningen av manganhalten var också högre vid luftning och filtrering, mellan 14 och 19%, än vad som uppnås vid biofiltret.

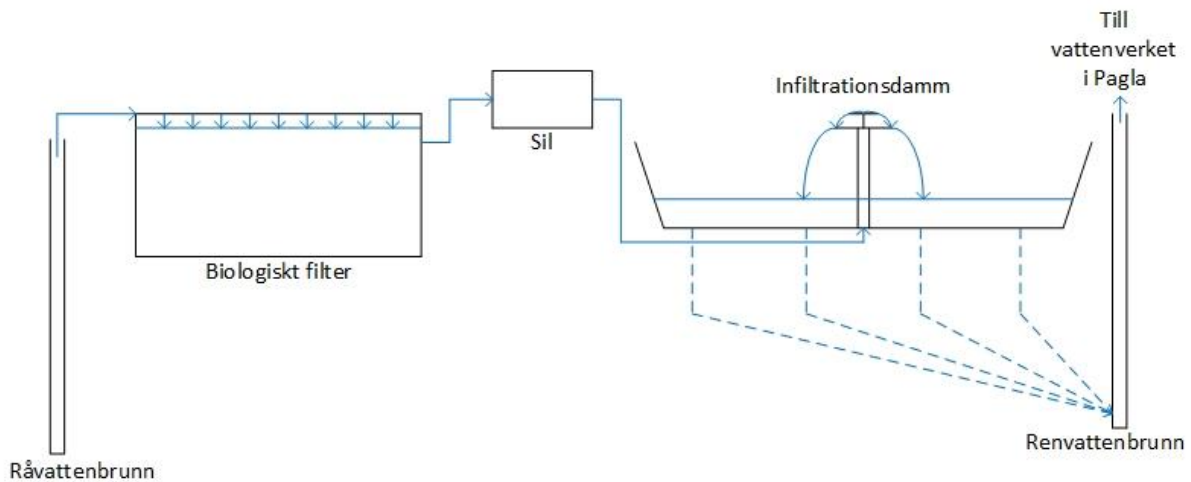


### 3 Material och metod

I denna studie undersöktes ett pilotfilter som byggdes vid den befintliga vattenbehandlingsanläggningen på Kusön, Boden. Provtagning har dessutom utförts vid den befintliga biologiska reningen.

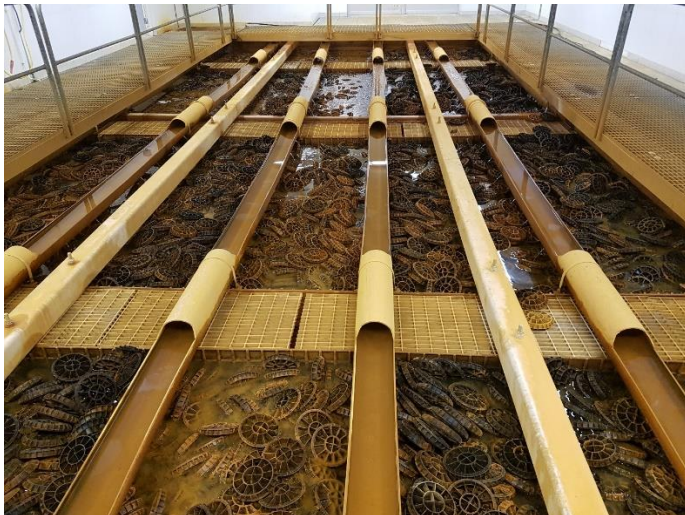
#### 3.1 Bodens dricksvattenreningsanläggning

I dagsläget tas råvattnet till Boden ut i form av ett grundvatten på Kusön där det förbehandlas med ett biologiskt filter och återinfiltreras för att sedan pumpas upp och vidare till vattenverket i Pagla (figur 4). I vattenverket filtreras vattnet genom ett kolfilter innan det alkaliseras och slutligen desinficeras vattnet med kloramin och UV-ljus.



Figur 4: Schematisk bild av förbehandlingen och återinfiltrationen på Kusön, Boden.

Grundvattnet tas ur råvattenbrunnar på Kusön och pumpas till en biologisk förbehandling som består av en bassäng med bärrmaterial (plasttallriker av typen HUFO med en diameter på 18 cm, figur 5) med mikroorganismer för reduktion av järn- och manganhalten i råvattnet. Diskarna har en specifik yta mellan 100 och 200m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> (HUFO-vattenrening, u. å.). Mikroorganismerna oxiderar lösta järn- och manganjoner och fäller ut dessa som oxider och hydroxider. Bassängen är 2,4 meter djup, 13 meter lång och 8 meter bred och vattnet har en ungefärlig uppehållstid på 40 minuter. Det biologiska filtret sätter efter ett tag igen och måste därför backspolas. När filtret behöver backspolas indikeras det av att en nivå i filtret överstigs. År 2015 backspolades filtret en till tre gånger per månad. Backspolningen sker med råvatten, pågår i två timmar och förbrukar omkring 1000 m<sup>3</sup> vatten. Det använda backspolsvattnet leds i en spillvattenledning till recipienten (Luleälven).



Figur 5: Den biologiska reningen med inloppsrännor och plastdiskar.

Efter den biologiska reningen leds vattnet till en mikrosil, silen stoppar slamflykt och fångar upp flockar av järn och järnslam för att förhindra att dessa når infiltrationsanläggningen. Infiltrationsanläggningen består av bassänger som vattnet pumpas ut till och luftas med hjälp av kaskadluftare, se figur 6. Vattnet infiltrerar genom bassängbotten och pumpas upp igen i renvattenbrunnar, för att sedan pumpas till vattenverket i Pagla. Infiltrationsbassängerna behöver rensas två gånger per år, en gång på våren och en gång på hösten, då de sätter igen som en följd av att järn och mangan faller ut i bassängerna och minskar genomsläppligheten vilket leder till att bassängerna fylls med vatten och infiltrationen sker för långsamt.

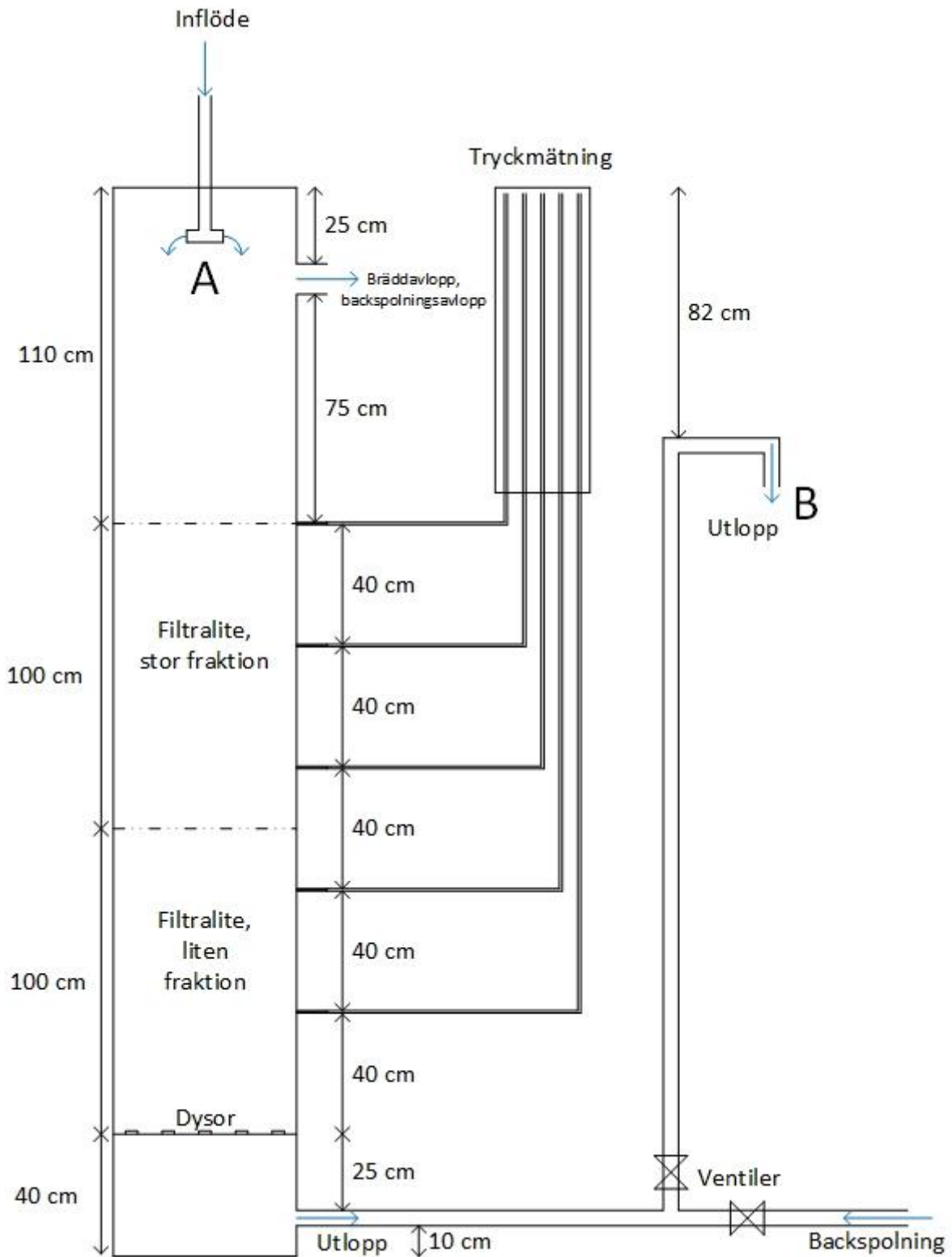


Figur 6: Tre av infiltrationsbassängerna på Kusön.

### 3.2 Pilotfiltret

Ett pilotfilter (figur 7 och 8) installerades i samma byggnad som det nuvarande biologiska filtret och tog råvatten från råvattenintaget till det befintliga filtret. Filtret bestod av en cylinder i rostfritt stål som var ungefär 3,5 meter hög och hade en diameter på 0,6 meter. I botten av filtret var 19 dysor placerade för att kunna backspola filtret, se figur 8. Under dysorna fanns ett utrymme med en höjd på ungefär 0,4 meter för utloppsvattnet, utloppsledningen gick sedan upp på utsidan av filtret för att kunna säkerställa att filtret hölls vattenmättat och leddes sedan till tre stycken kubikmeterstora plasttankar som bräddade ut till det befintliga brädd- och backspolningsavloppet. På filtercylindern fanns förutom inlopp och utlopp även fem stycken kranar på olika höjd, 0,4, 0,8, 1,2, 1,6 och 2 meter från höjden där dysorna var

placerade. Dessa var monterade med genomskinliga plastslangar för att kunna mäta trycket på olika höjd i filtret i meter vattenpelare. Vidare fanns ett avlopp monterat ovanför den tilltänkta vattenytan på filtret där backspolsvattnet var tänkt att avledas men även för att i händelse av för hög belastning, möjligtvis som följd av igensättning, kunna brädda utan att cylindern översvämmas. Avloppet ledde till det befintliga bräddvattenavloppet i anläggningen.



Figur 7: Schematisk bild av pilofiltret.



Figur 8: Insidan av pilotfiltret med dysor (blå cirklar i botten) och intag för de fem kranarna där trycket mäts till vänster och helhetsbild av pilotfiltret till höger.

Cylindern fylldes med Filtralite® HC 0,8-1,6 (partikeldensitet  $1700\text{kg/m}^3$  och 0,8-1,6mm i diameter) i botten (1 meter, ca.  $0,28\text{m}^3$ ) och Filtralite® NC 1,5-2,6 (partikeldensitet  $1050\text{kg/m}^3$  och 1,5-2,6mm i diameter) i ovan delen (1 meter, ca.  $0,28\text{m}^3$ ), figur 9 visar en bild på materialen.



Figur 9: De två Filtralite-materialen som pilotfiltret fylldes med, Filtralite® HC 0,8-1,6 till vänster och Filtralite® NC 1,5-2,6 till höger.

### 3.3 Försöksgenomförande

Filtret fylldes med vatten och mikroorganismer från det befintliga biofiltret inympades (vatten med mikrobiologiskt material östes med hink från det befintliga filtret) 2017-02-03 och fick stå fram till 2017-02-16 då belastningen ökades till ungefär 5m/h, en belastning som ansågs relevant vid en eventuell fullskalig anläggning. 2017-02-16 är därför det datum som räknas som driftstart. Backspolning genomfördes de dagar som provtagningen genomfördes, måndag och torsdag varje vecka med några undantag. Varje backspolning varade i ungefär tio minuter (om tankarna var fulla), innan vattnet i tankarna var slut, och genomfördes med en belastning på ungefär 50m/h, se bilaga A för mer detaljerad information. På grund av regelbunden bräddning som en följd av igensättning genomfördes från och med 2017-03-06 två backspolningar vid varje tillfälle när detta dock konstaterades inte hjälpa minskades belastningen till runt 2,5m/h 2017-03-15. Därefter genomfördes fortsatt generellt två backspolningar vid varje provtagningstillfälle. Pumpen som gav filtret vatten var avstängd i ungefär två dygn mellan 2017-04-03 och 2017-04-05 då den glömdes avstängd efter genomförd backspolning. Som en följd av kontinuerlig flödesminskning som en följd av igensättning bytes pumpen till pilotfiltret 2017-05-15. I bilaga A sammanfattas antalet backspolningar, om filtret bräddade eller inte och hur lång tid som gått sedan föregående backspolning samt kommentarer rörande händelser eller detaljer som kan ha påverkat driften och provtagningen.

#### 3.3.1 Provtagning

Prover togs kontinuerligt två gånger i veckan under experimenttiden både på inkommande vatten (samma för både pilotfiltret och det befintliga biologiska filtret) och utgående vatten för både pilotfiltret och det befintliga filtret. Provtagningen genomfördes för inkommande vatten och utgående från pilotfiltret vid punkterna benämnda A och B i figur 7. Prover från utgående vatten från det befintliga biologiska filtret togs med hjälp av en mindre pump som sänktes ned vid filterbassängens utlopp som befann sig i en separat del av filtret som avskilts från den stora bassängen, det vill säga inget bärarmaterial fanns där provtagningen gjordes och ingen ytterligare rening från filtret var att förvänta. Järn, mangan, turbiditet och pH mättes vid samtliga provpunkter. Temperatur och löst syre mättes på inkommande vatten i det stående vattnet ovanför filterbädden, i slutet av försöksperioden mättes även löst syre i prov taget i en hink vid inflödet (punkt A i figur 7) och i en del av det befintliga biofiltret innan vattnet fördelades ut över filtermaterialet.

#### 3.3.2 Analyser

Proverna analyserades på plats i förbehandlingsbyggnaden i Kusön dit utrustningen hade tagits. Mangan och järn analyserades med en spektrofotometer av modellen Hach Lange DR 2800, pH mättes med en pH-mätare av modellen Satron ph 200 (2017-04-13 även med en pH-mätare av modellen WTW pH330/SET-1) och turbiditet mättes med en turbiditetsmätare av modellen Hach 2100Q is, temperatur och löst syre mättes med löst syremätare YSI model 58. Proverna togs i plastflaskor, en för varje provpunkt. Järn- och manganproverna bereddes enligt instruktioner som medföljde mätutrustningen för de förinställda programmen 265 Järn FerroVer och 290 Mangan LR PAN. För järn fylldes två provkärll tillhörande mätutrustningen med 10ml provvolym, i det ena provkärlet tillsattes en påse FerroVer Cat. nr. 2105769 och behållaren snurrades för att lösa upp pulvret. En tidtagare inställd på tre minuter startades och när tre minuter hade gått användes provkärlet som enbart innehöll vatten för att nollställa mätutrustningen innan provet innehållande FerroVer användes för att mäta järnhalten i vattnet. För mangan fylldes samma två provkärll, det ena med 10ml av vattenprovet och det andra med 10ml destillerat vatten. I båda provkärlln tillsattes sen i tur och ordning en påse askorbinsyra Cat. nr. 1457799, tolv droppar alkalisk cyanidlösning Cat. nr. 2122326 och tolv droppar PAN indikatorlösning Cat. nr. 2122426. Provkärlln snurrades mellan varje tillsatt substans för att dessa skulle blandas ut i vattnet. En tidtagare på två minuter startades och när två minuter hade gått användes provet med destillerat vatten för att nollställa mätutrustningen innan provkärlet med vattenprovet användes för att mäta manganhalten.

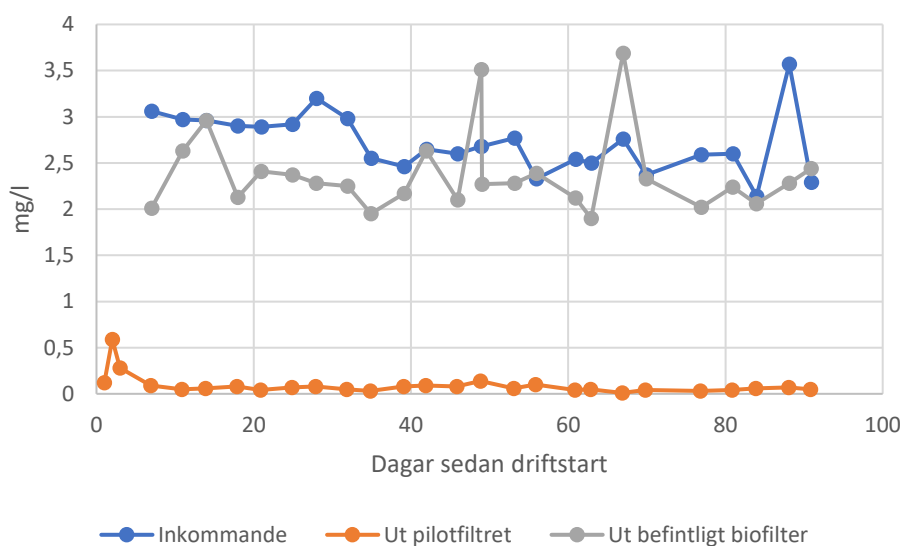
Provkärlen för mangan, järn och turbiditet diskades och torkades av noga innan mätningarna för att kondensvatten eller annan smuts på glaset skulle avlägsnas och störa så lite som möjligt. pH mättes i de plastflaskor som proverna togs i. Både plastflaskor och specifika mätutrustningskärl diskades med kranvatten mellan varje provtagning.

## 4 Resultat

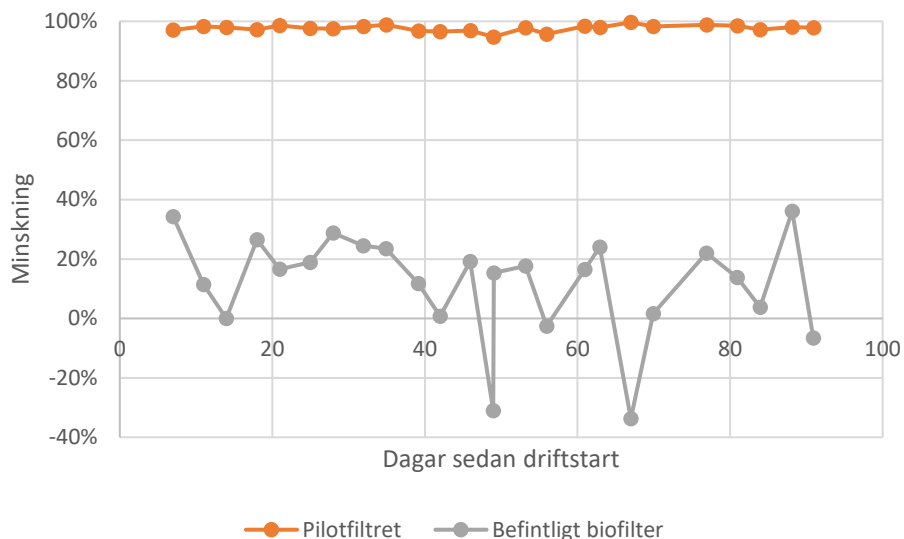
Resultaten från provtagningen från pilotfiltret och det befintliga biologiska filtret redovisas nedan samt i tabellform i bilaga B. Tryckmättningsresultaten i tabellform redovisas i bilaga C.

### 4.1 Järn

Pilotfiltret minskade järnhalten direkt vid försöksstart, detta mer än det befintliga filtret (figur 10), även om en försämrad reningsförmåga uppstod direkt efter genomförda backspolningar. Inkommande järnhalt hade ett medelvärde på  $2,72 \pm 0,32 \text{ mg/l}$  där värdet från 2017-05-15 sticker ut och var  $3,57 \text{ mg/l}$ . Utgående järnhalt från pilotfiltret innan backspolning efter en veckas drift låg med två undantag ( $0,14 \text{ mg/l}$  2017-04-06 och  $0,10 \text{ mg/l}$  2017-04-13) under  $0,1 \text{ mg/l}$  vilket är gränsvärdet för dricksvatten. Utgående vatten från det befintliga filtret varierade mellan  $1,9$  och  $3,0 \text{ mg/l}$ , bortsett från två värden som avvek kraftigt,  $3,51 \text{ mg/l}$  och  $3,69 \text{ mg/l}$ , och hade ett medelvärde på  $2,38 \pm 0,44 \text{ mg/l}$ . Det ena av de två extremvärdena var lägre och på en mer normal nivå två timmar senare. Efter en veckas drift reducerade pilotfiltret den inkommande järnhalten till  $>95\%$  innan backspolning (figur 11). Detta var mer än vad det befintliga biofiltret tog bort, minskningen i det låg, bortsett från de två extremvärdena, på mellan  $-6,6\%$  och  $36,1\%$  med ett medelvärde på  $11,3 \pm 17,7 \text{ mg/l}$  (figur 11).

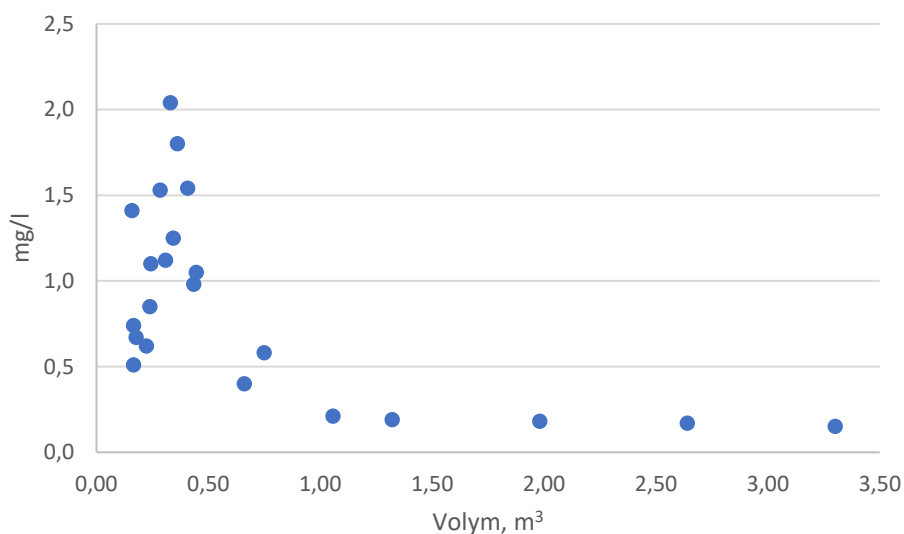


Figur 10: Järnhalterna i inkommande råvatten och utgående vatten från både pilotfiltret (innan backspolning) och det befintliga biofiltret.



Figur 11: Minskning av järnhalten i både pilotfiltret (innan backspolning) och det befintliga biofiltret.

Efter backspolning ökade järnhalten ut från pilotfiltret, upp till värden på dryga 2mg/l (figur 12). De högsta värdena föreföll inträffa efter att ungefär 0,3 till 0,4m<sup>3</sup> vatten passerat genom filtret efter backspolning och en stabilisering skedde efter att ungefär 0,7 till 0,8m<sup>3</sup> vatten passerat (figur 12). Ett tydligt samband fanns mellan järnhalten och turbiditeten efter backspolning, se avsnitt 4.3 Turbiditet.

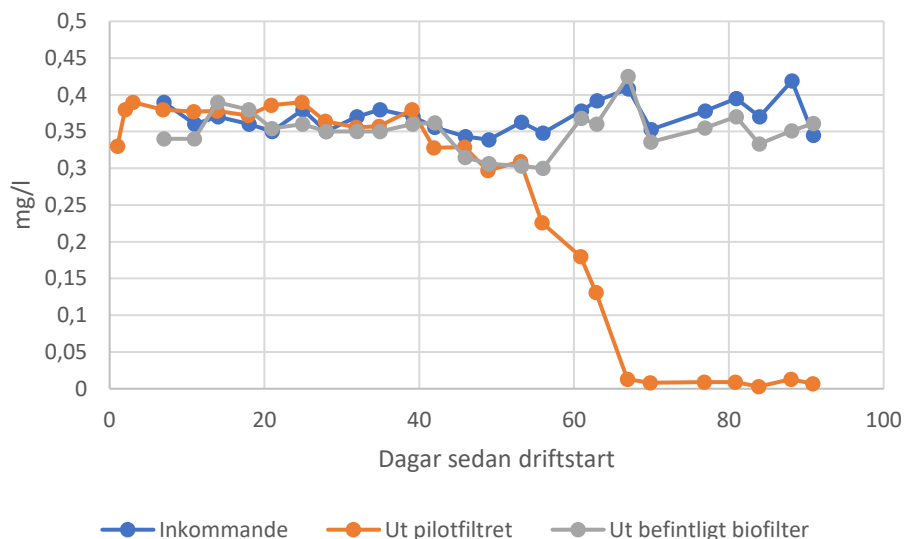


Figur 12: Järnhalt i utgående vatten från pilotfiltret efter backspolning.

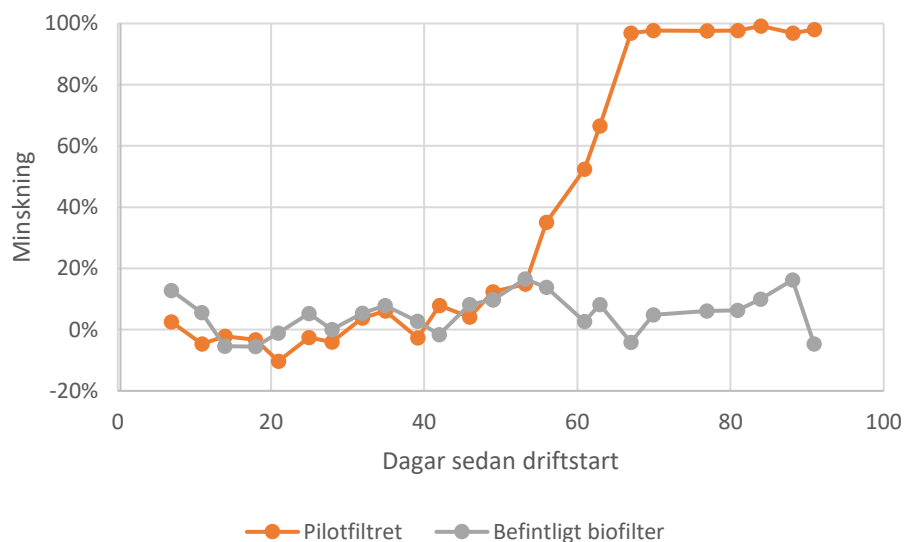
## 4.2 Mangan

Båda filtren visade initialt på liten minskning och ibland även en ökning av manganhalten i det utgående vattnet från filtren, se figur 13. Manganhalterna i inkommande vatten låg under försöksperioden mellan 0,34 och 0,42mg/l med ett medelvärde på  $0,37 \pm 0,02$ mg/l medan manganhalterna ut från det befintliga biofiltret varierade något mer och låg mellan 0,3 och 0,43mg/l med ett medelvärde på  $0,35 \pm 0,03$ mg/l. Efter ungefär 40 dagar började en nedåtgående trend av manganhalten ut från pilotfiltret (figur 13) som accelererade efter ungefär 55 dagar och efter 67 dagar var manganhalten ut från pilotfiltret innan backspolning 0,013mg/l vilket är under gränsvärdet för dricksvatten. Reduktionen var då över 95% i pilotfiltret medan minskningen i det befintliga biofiltret i bästa fall var 16,5% under hela försöket med ett medelvärde på  $5,47 \pm 6,52\%$  (figur 14).





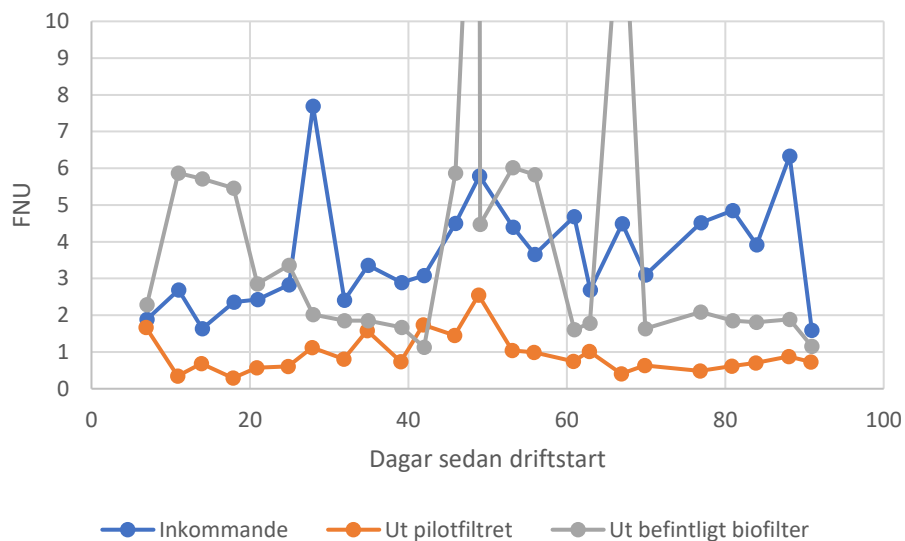
Figur 13: Manganhalterna i inkommande råvatten och utgående vatten från både pilotfiltret (innan backspolning) och det befintliga biofiltret.



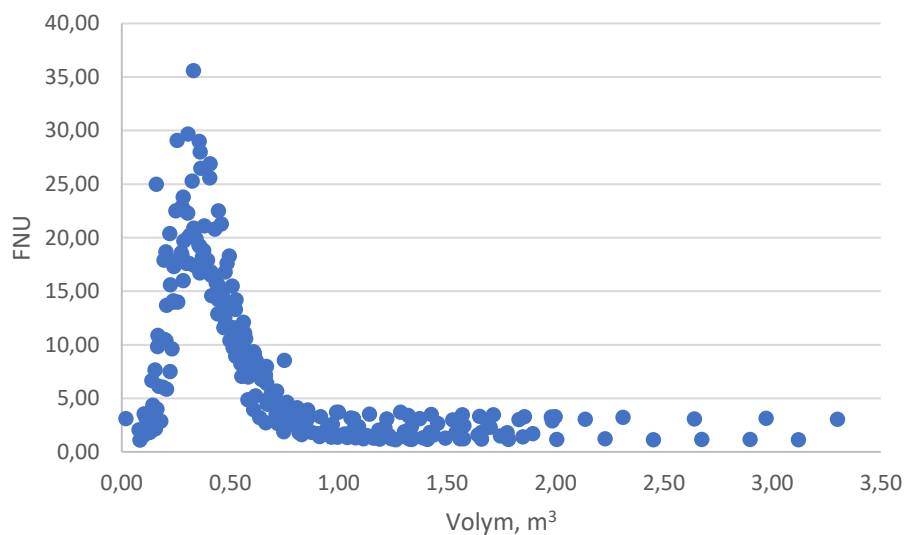
Figur 14: Minskning av manganhalten i både pilotfiltret (innan backspolning) och det befintliga biofiltret.

### 4.3 Turbiditet

I figur 15 syns att turbiditeten minskade i pilotfiltret innan backspolning jämfört med det inkommande vattnet medan den inte följde en lika tydlig trend i det befintliga biofiltret men oftast låg under värdet i inkommande vatten. Vidare syntes att en ökning av turbiditeten skedde efter backspolning av pilotfiltret och då var turbiditeten högre i vattnet ut från filtret än i det inkommande vattnet (figur 16). Turbiditeten i inkommande vatten låg mellan 1,59 och 7,69 FNU (Formazine Nephelometric Units) med ett medelvärde på  $3,66 \pm 1,49$  FNU. Turbiditeten ut från det befintliga filtret varierade mer, 1,13 till 6,02 FNU med ett medelvärde på  $4,15 \pm 4,32$  FNU. Även här finns två extremvärden ut från det gamla biofiltret (19,9 och 14,1 FNU), det ena var lägre och på en mer normal nivå två timmar senare. Turbiditeten ut från pilotfiltret låg med ett undantag under 2 FNU innan backspolning men högre efter backspolning, upp till dryga 30 FNU, och var som högst efter att ungefär 0,3 till 0,4 m<sup>3</sup> vatten passerat genom filtret efter backspolning och en stabilisering skedde efter att ungefär 0,7 till 0,8 m<sup>3</sup> passerat (figur 16).



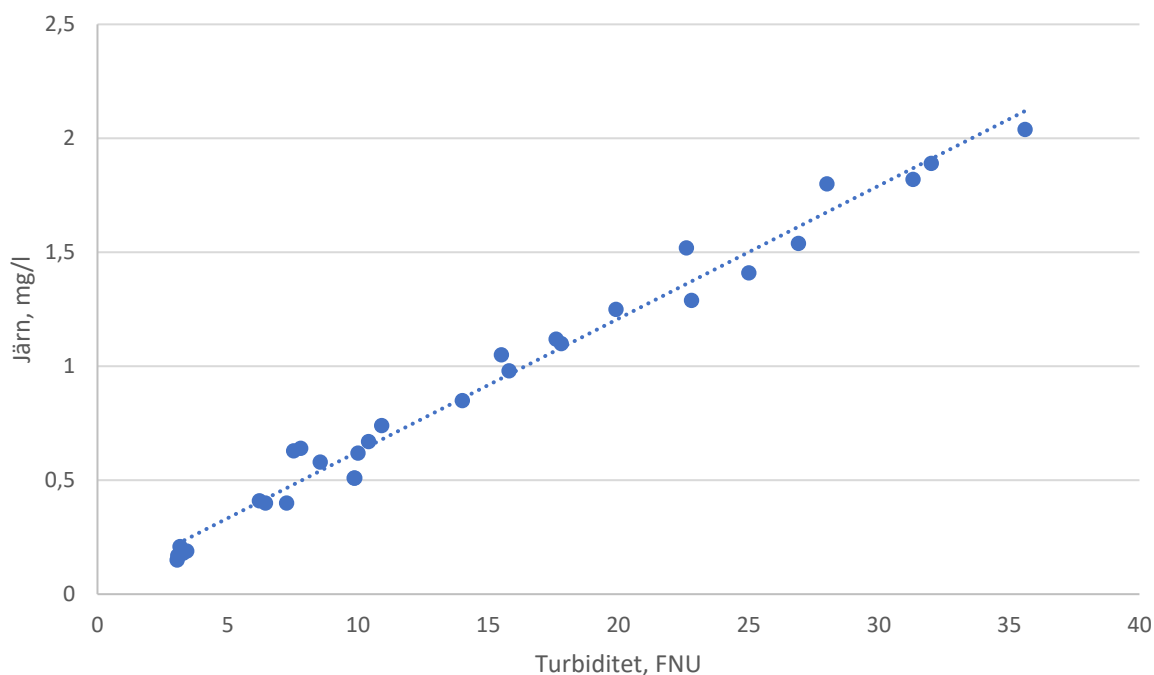
Figur 15: Turbiditeten i inkommande råvatten och utgående vatten från både pilotfiltret (innan backspolning) och det befintliga biofiltret.



Figur 16: Turbiditet i utgående vatten från pilotfiltret efter backspolning.

Turbiditeten följde ett linjärt samband med järnhalten i utgående vatten från pilotfiltret efter backspolning (figur 17) med ett  $R^2$ -värde på 0,98, sambandet beskrivs av ekvation 4.

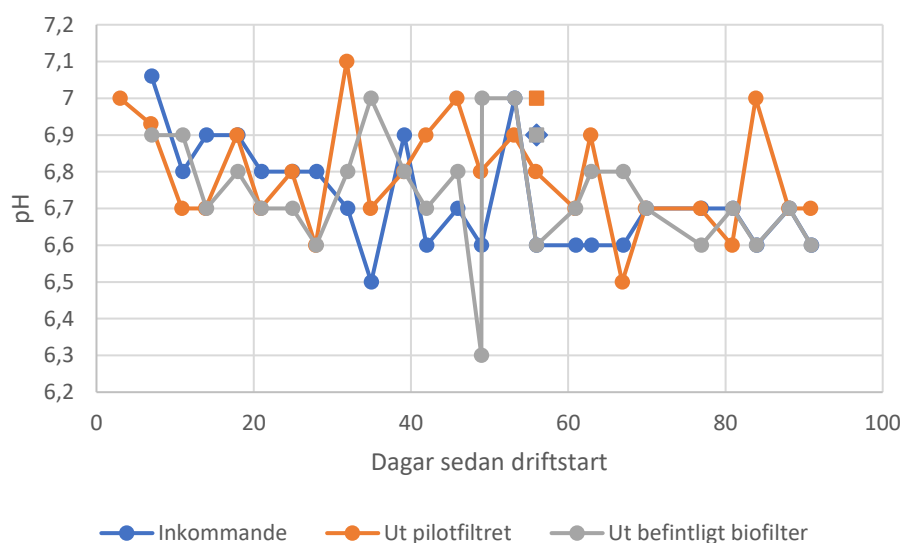
$$\text{Järn}[mg/l] = 0,0584 \cdot \text{Turbidite}[FNU] + 0,0417 \quad (4)$$



Figur 17: Linjärt samband mellan järn och turbiditet i utgående vattnet från pilotfiltret efter genomförd backspolning. Proverna är, med undantag från en längre provtagningssekvens 2017-03-23, tagna ungefär mellan 20 och 90 minuter efter backspolning.

#### 4.4 pH

pH-värdena på utgående vatten från den befintliga anläggningen och pilotfiltret samt inkommande vatten varierade under försökets gång, se figur 18. Lägsta respektive högsta värde för samtliga provtagningar var 6,3 och 7,1 där 6,3 är ett avvikande värde ut från det befintliga filtret och hade ökat till ett mer normalt värde två timmar senare. 2017-04-13 (56 dagar efter försöksstart) genomfördes även mätningar med en annan pH-mätare, dessa visade högre värden och är markerade som punkter i figur 18. Medelvärde för inkommande vatten var  $6,7 \pm 0,1$ , ut från pilotfiltret var det  $6,8 \pm 0,1$  och ut från det befintliga filtret var det  $6,7 \pm 0,1$ .

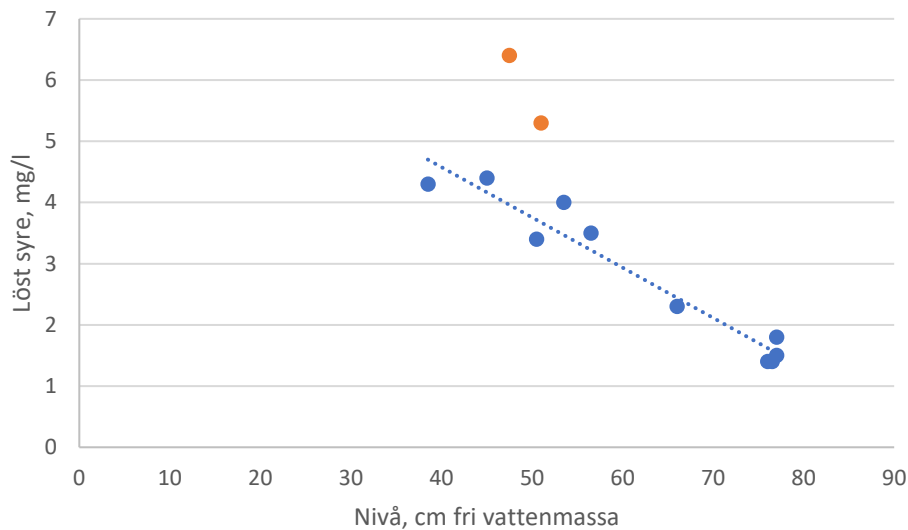


Figur 18: pH i inkommande råvatten och utgående vatten från både pilotfiltret (innan backspolning) och det befintliga biofiltret. Punkterna 56 dagar efter driftstart markerar värden uppmätta med en annan pH-mätare.

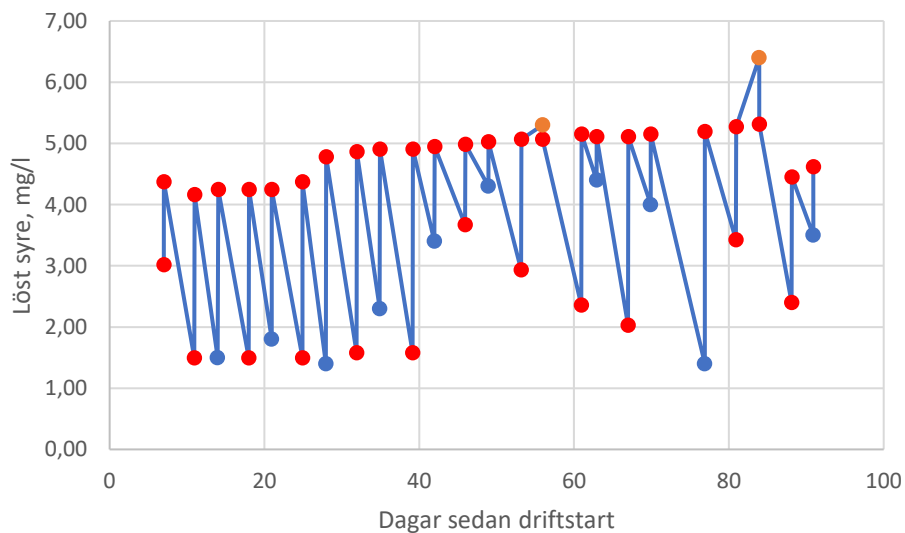
## 4.5 Löst syre

Värdena för löst syre varierade under försökets gång (tabell 4) och berodde på vattennivån i filtret (figur 19) enligt ett linjärt samband (ekvation 5) med ett  $R^2$ -värde på 0,94. Värdena från provtagningarna 2017-04-13 och 2017-05-11 är där exkluderade då munstycket som gav filtret vatten hade en tydlig sprinklereffekt vilket innebar andra syresättningsförhållanden. Om detta samband utnyttjas går det att visualisera syrefluktuationen i filtret under försöksperioden (figur 20).

$$\text{Syre}[\text{mg/l}] = -0,0821 \cdot \text{Vattenmassa}[\text{cm}] + 7,8599 \quad (5)$$



Figur 19: Linjärt samband mellan halten löst syre och vattennivån ovanför filterbädden, de orangea punkterna markerar mätvärdet från 2017-04-13 och 2017-05-11.



Figur 20: Variation i syrehalt baserat på mätningar och i ekvation 5 beskrivet samband. Blåa punkter är uppmätta värden, röda punkter är beräknade värden och de orangea punkterna från 2017-04-13 och 2017-05-11 då det var en tydlig sprinklereffekt på munstycket.

Tabell 4: Löst syre på inkommande vatten, mätt i den fria vattenytan högst upp i filtret samt in till det befintliga filtret och med hink vid inflödet till pilotfiltret.

Datum	Dagar sedan driftstart	Löst syre [mg/l]		
		Vattenytan ovanför filterbädden	Inflödet till det befintliga biofiltret	Prov taget med hink
2017-02-23	7			
2017-03-02	14	1,5		
2017-03-09	21	1,8		
2017-03-16	28	1,4		
2017-03-23	35	2,3		
2017-03-30	42	3,4		
2017-04-06	49	4,3		
2017-04-13	56	5,3*	0,5	3*
2017-04-20	63	4,4	0,6	1,1
2017-04-27	70	4,0	0,6	1,6
2017-05-04	77	1,4	0,6	3,5*
2017-05-11	84	6,4*	0,6	3,2*
2017-05-18	91	3,5	0,6	1,9

\*Sprinklereffekt på munstycket

#### 4.6 Temperatur

Värdena för temperatur i inkommande vatten var stabila och varierade mellan 6,4 och 6,8°C bortsett från värdet från 2017-02-23 som togs med en annan termometer. En sammanställning av värdena visas i tabell 5.

Tabell 5: Temperatur på inkommande vatten, mätt i den fria vattenytan högst upp i filtret, 2017-02-23 mättes temperaturen med en annan termometer.

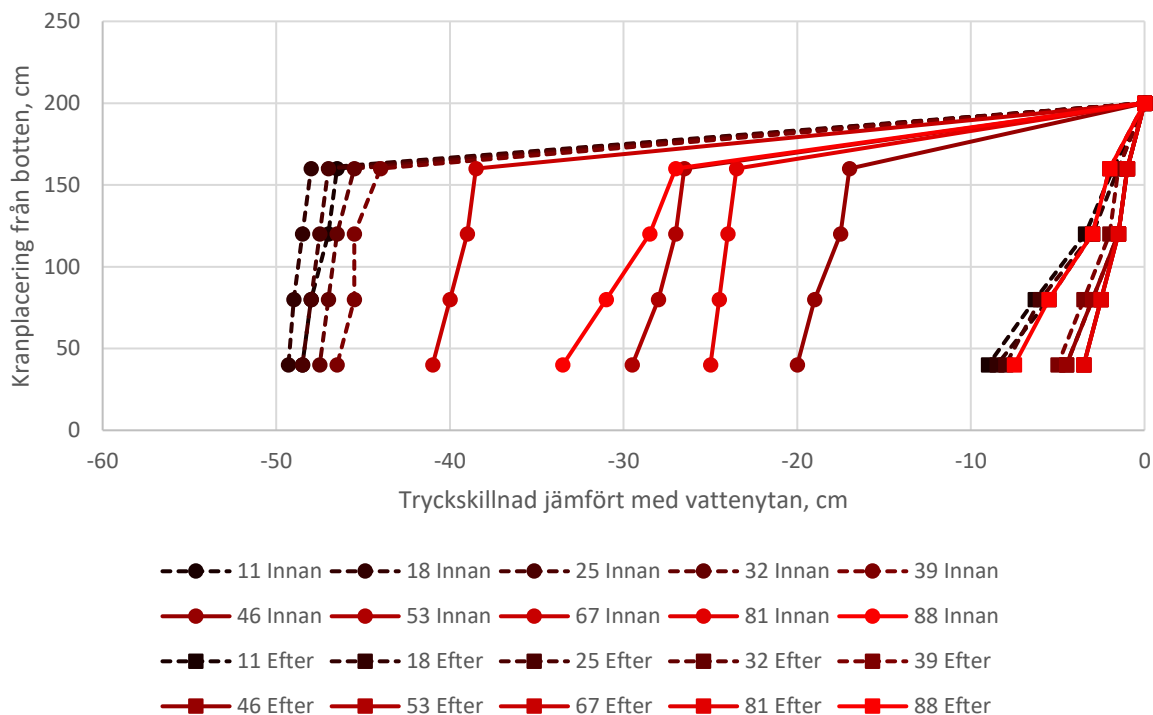
Datum	Dagar sedan driftstart	Temperatur [°C]
2017-02-23	7	5,5*
2017-03-02	14	6,5
2017-03-09	21	6,4
2017-03-16	28	6,5
2017-03-23	35	6,5
2017-03-30	42	6,4
2017-04-06	49	6,8
2017-04-13	56	6,5
2017-04-20	63	6,6
2017-04-27	70	6,6
2017-05-04	77	6,8
2017-05-11	84	6,8
2017-05-18	91	6,8

\*Annan termometer

#### 4.7 Tryck och flöde/belastning

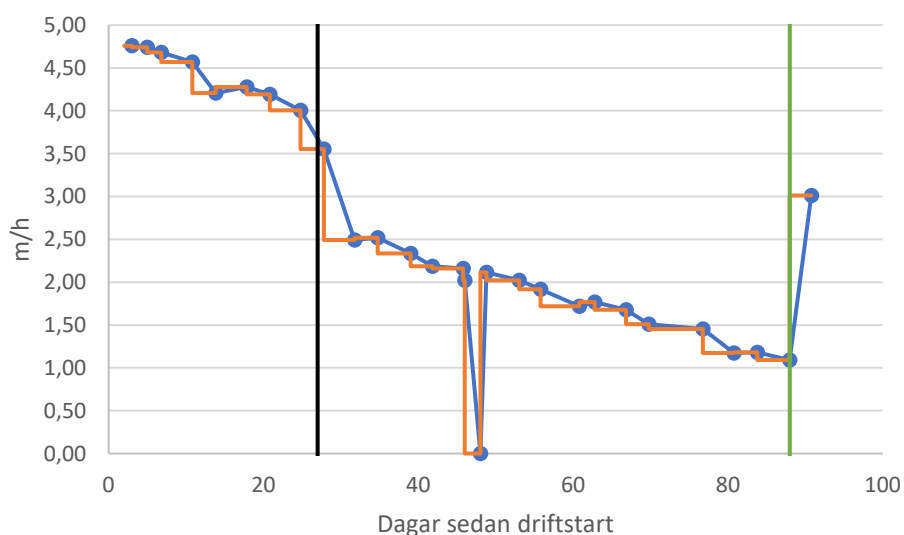
Tryckmätningar i pilotfiltret visade att den största tryckförlusten skedde mellan de två överst placerade mätpunkterna innan backspolning medan trycket var mer jämnt i filtret efter backspolning (figur 21). Värden är beräknade som tryckskillnaden i filtret enligt ekvation 6 där  $P_1$  är trycket vid den översta tryckmätningpunkten, 75cm under bräddavloppet, markerad i figur 7 och  $P_i$  är trycket vid samma eller en annan av punkterna,  $P_s$  är det värdet som markeras i figur 21, samtliga tryck är mätta som centimeter. För resultaten i tabellform se bilaga C.

$$P_s = P_1 - P_i \quad (6)$$



Figur 21: Tryck i filtret innan och efter backspolning vid de tillfällen då det var fyra dagar sedan föregående backspolning. Numren i linjenämningarna motsvarar antalet dagar efter driftstart och streckade linjer indikerar att filtret bräddade innan backspolning.

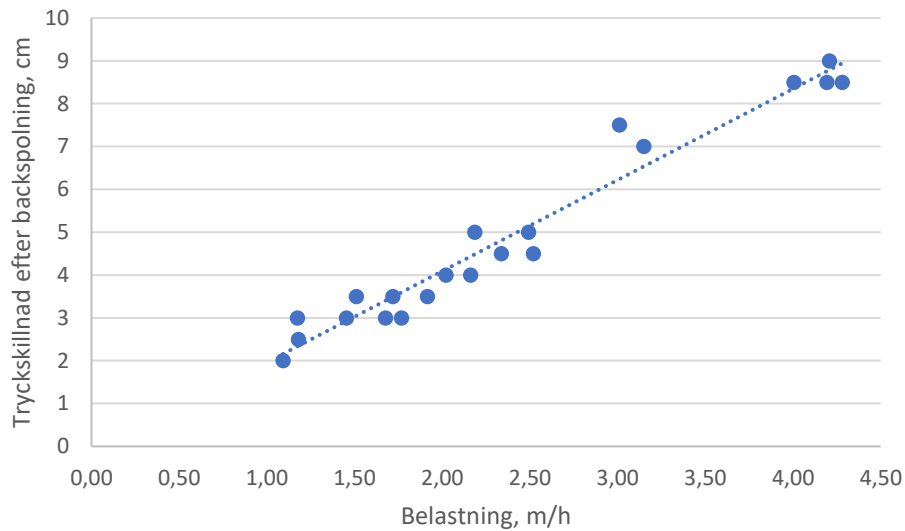
Flödet minskades efter 27 dagars drift för att undvika bräddning av filtret men flödet/belastningen minskade även succesivt utan att någon åtgärd hade vidtagits, figur 22. Flödet är ett beräknat värde baserat på avläsningar av en flödesmätare i samband med provtagning. Tiden som pumpen var avstängd mellan 46 och 48 dagar efter driftstart är en uppskattning baserat på förväntat flöde. 2017-05-15 byttes pumpen ut och flödet kunde ökas igen.



Figur 22: Belastningen under försökets gång, den svarta linjen markerar flödesminskningen som genomfördes och den gröna markerar pumpbytet. Den orange linjen markerar genomsnittsvärdet mellan två avläsningar.

Tryckskillnaden efter backspolning mellan den översta och understa tryckmätningpunkten var beroende av filterbelastningen (figur 23) efter backspolning enligt ett linjärt samband (ekvation 7) ett R<sup>2</sup>-värde på 0,96, detta förutsatt att filterbelastningen var jämn.

$$\text{Tryckskillnad[cm]} = 2,1277 \cdot \text{Belastning[m/h]} - 0,1651 \quad (7)$$



Figur 23: Linjärt samband mellan tryckskillnaden och belastningen efter backspolning.

## 5 Diskussion

### 5.1 Pilotfiltret

#### 5.1.1 Rening av järn och mangan

Pilotfiltret visade till en början inget avlägsnande av mangan men efter knappt tio veckors drift uppnåddes goda resultat med mer än 95% reduktion av mangan (figur 14). Till skillnad från manganhalterna minskade järnhalterna redan direkt efter uppstart med en viss fluktuation första veckan men sedan uppnåddes kontinuerligt stabil rening (figur 10). Att uppstartstiden för pilotfiltret rörande manganoxidationen var så pass lång är till viss del i linje med vad tidigare studier visat, nämligen att det tar längre tid att uppnå biologisk oxidation av mangan än järn (Pacini et al., 2005). Även vid låga temperaturer (Han et al., 2013b) och låg halt löst syre (Du et al., 2017) kan uppstartstiden vara längre. En annan förklaring till att manganoxidationen kom igång kan ha varit att belastningen hade minskat (figur 22) och/eller att halterna löst syre generellt var högre efter belastningsändringen (figur 20).

Att det faktiskt fanns mikroorganismer i filtret som bidrog till de minskade halterna av järn och mangan är väldigt troligt då tidigare studier vid anläggningen (Vatten & Miljöbyrå, 2016) visat att luftning följt av filtrering av prover på råvattnet i labb inte kunnat avskilja samma mängder järn och mangan som avlägsnades i pilotförsöket. Den uppstartstid som filtret visade på rörande manganoxidationen tyder också på successivt etablerande av mikroorganismer i filtret (figur 13). Att trenden när mangan började avlägsnas var kraftig och att förbättringen skedde fort skulle kunna bero på att manganoxider binder lösta manganjoner och att processen därför accelererade sig själv när den väl kom igång, något som tidigare påpekats som en signifikant effekt (Tekerlekopoulou et al., 2008).

Det var troligt att den största mängden järn och mangan avlägsnades i de övre delarna av filtret då tryckmätningarna visade på kraftigt minskat tryck efter de översta 40 centimetrarna av filterbädden (figur 21). Det var en tydlig trend under hela testperioden att den största tryckförlusten skedde i de övre delarna av filtret men efter den genomförda flödesminskningen efter 27 dagars drift var trycket i filtret efter backspolning jämnare (figur 21). Det skulle kunna indikera att vid backspolningar med större kapacitet skulle filtertrycket kunna jämnas ut något. Detta samband, att lägre flöden innebär mindre tryckskillnad efter backspolning visades också via det linjära sambandet mellan tryckskillnad och belastning (figur 23), vilket ytterligare indikerade att backspolningskapaciteten var mer tillräcklig vid de lägre flödena.

Pilotfiltret oxiderade järn effektivt på biologisk väg även vid de högre belastningarna som rörde de första tre till fyra veckorna av försöket (figur 22), dock var den exakta belastningen svår att uppskatta som en följd av återkommande bräddning. Manganoxidationen kom dock igång efter att flödet hade minskats och därför är det svårt att veta om samma goda resultat skulle gå att uppnå även vid en högre belastning. Den sista provtagningen som genomfördes gjordes dock efter pumpbytet och således med en högre belastning och även då var avlägsnandet av mangan god. Det är dock troligt att manganoxidation är möjlig även vid de belastningar som var aktuella vid det inledande skedet av försöket och efter pumpbytet. Detta då tidigare studier, bland annat av Tekerlekopoulou et al. (2008) visat på möjligheter att på biologisk väg oxidera mangan även vid dessa belastningar. Fastän effektiviteten enligt Tekerlekopoulou et al. (2008) sjönk vid ökad belastning var belastningen i författarens försök betydligt högre än vad som var inledningsvis i detta försök. Filtret borde således kunna fungera tillfredställande vid en belastning på önskvärda 5 m/h men även detta bör testas med stabilare filterdrift än vad som rörde vid detta försök.

Ett skiktat filter liknande det som användes i pilotanläggningen har enligt Tekerlekopoulou et al. (2008) något sämre reningsförmåga jämfört med ett enhetligt filter enbart innehållande den finare fraktionen filtermaterial men kan å andra sidan avlägsna större mängder mangan och klara ett högre flöde. Reningen i pilotfiltret var fullt tillräcklig och således bör det vara fördelaktigt med olika fraktioner i filtermaterialet då mer mangan, och troligtvis också järn, på så sätt kan lagras i filterbädden.



### 5.1.2 Effekt av temperatur, löst syre och pH på järn- och manganreduktionen

Tidigare studier har påpekat att biologisk manganoxidation hämmas redan vid runt 14°C (Berbenni et al., 2000), sett i det svenska sammanhanget höga temperaturer. Andra studier har dock visat att manganoxidation är möjlig i betydligt större temperaturspann, detta dock med redan etablerade mikroorganismer (Han et al., 2013b; Hoyland et al., 2014). Denna studie visade att både uppstart och god reduktion av mangan är möjlig (figur 13) vid förhållandevis låga temperaturer av runt 6,5°C (tabell 5), vilket är fördelaktigt vid drift i svenska förhållanden. Vidare var uppstart och god reduktion av järn också möjlig. Detta ligger i linje med en studie av Braun et al. (2016) som visade att det fanns järnoxiderande bakterier etablerade i ett grundvatten med temperaturer mellan 5,7 och 6,5°C. En annan studie påpekar dock att temperaturen borde vara högre än 8°C respektive 10°C för de vanligaste järnoxiderande bakterierna (Ankrah & Søgaaard, 2009). Den korta stabiliseringstiden på en vecka som gällde för järnoxidation (figur 10) tyder på att inte ens etablering av järnoxiderande bakterier hämmas av låga temperaturer vid inympning.

Halten löst syre varierade i pilotfiltret (figur 20) och var beroende av hur mycket vatten som stod ovanpå filterbädden (figur 19). Detta var möjligen en konsekvens av att det förekom biologisk aktivitet i filtret som konsumerade syre vilket gjorde att syrehalten därför sjönk ju längre vattnet stått i filtret. En annan förklaring till variationen i löst syre skulle kunna vara fallhöjden ner till vattenytan från inloppet, en högre fallhöjd borde rimligtvis innebära en högre syresättning av vattnet. Trots relativt kraftiga variationer i halten löst syre i filtret var halterna ändå att betrakta som låga vid biologisk manganoxidation som vid de aktuella syrehalterna generellt inte bör vara möjlig (Mouchet, 1992). Senare studier av Katsoyiannis och Zouboulis (2004) och av Hasan et al. (2012) har dock visat på resultat mer i linje med denna studie även om de lägsta syrehalterna under detta försök varit lägre än i de båda nämnda studierna. Biologisk manganoxidation förefaller därför vara möjlig under lägre syreförhållanden än vad som tidigare hävdats, eller i alla fall klara av perioder av lägre halter löst syre utan att effekten påverkas. Biologisk järnoxidation är däremot möjlig vid låga halter löst syre (Ankrah & Søgaaard, 2009) varvid denna faktor inte negativt påverkade avlägsnandet av järn i pilotfiltret och inga problem föreföll finnas rörande järnoxidation i filtret.

pH-värdena i den här undersökningen varierade. Troligtvis var mätningarna inte noggranna vilket visades i viss mån när en annan pH-mätare användes som kontroll vid ett mätillfälle. Tidigare råvattendata har visat på stabila pH-värden som legat något över den generella trenden som setts under pilotförsöket (figur 18). pH-värdena var, även om de under pilotförsöket var lägre än tidigare råvattendata, inom det spann som av vissa pekats ut som möjligt vid biologisk mangan- (Hasan et al., 2012; Katsoyiannis & Zouboulis, 2004; Burger et al., 2008) och järnoxidation (Ankrah & Søgaaard, 2009). Fluktuationerna i pH bör således inte vara några problem och inga antydningar till detta återspeglades heller i resultatet.

### 5.1.3 Implementering i full skala

Optimala driftförhållanden för den typ av filter som testades i pilotfiltret är utifrån det här försöket svåra att utröna då det till en början bräddade kontinuerligt och att belastningen, som en följd av utfällningar i pumpen, minskade under försökets gång (figur 22). Backspolningskapaciteten var förmodligen inte heller tillräcklig vid den aktuella försöksupställningen vilket sannolikt är orsaken till den relativt långa återhämtningstiden efter genomförda backspolningar med avseende på turbiditet (figur 16) och järn (figur 12). För att optimera driftförhållandena för filtret bör därför utökade försök genomföras med större kapacitet till backspolning och stabilare flöden under driften. Utökade försök med fokus på driftstabilitet krävs därför för att kunna implementera tekniken i full skala på ett så effektivt sätt som möjligt.

Vid implementering eller installation vid en annan anläggning i Sverige bör de lokala förutsättningarna testas i liknande filter innan beslut fattas men pilotfiltret visar tydligt på möjligheten att tillämpa tekniken i Sverige. De parametrar som redovisats i det här försöket bör överensstämma ganska väl med

andra grundvattenanläggningar i Sverige med problem med järn och mangan i råvattnet och således bör tekniken vara tillämpningsbar även vid dessa. Andra parametrar rörande råvattenkvaliteten skulle dock kunna inverka på möjligheterna att använda biologisk oxidation varvid resultaten i denna studie inte ska ses som direkt jämförbara med andra råvatten och anläggningar. De redovisade resultaten talar dock starkt för att metoden kan vara både effektiv och användbar även vid andra vattenverk i Sverige.

## 5.2 Jämförelse mellan pilotfiltret och det befintliga filtret

Till en början visade pilotfiltret och det befintliga filtret snarlika resultat rörande avlägsnandet av mangan men efter en tids drift uppnåddes goda resultat i pilotfiltret, värden i den befintliga anläggningen förblev dock desamma (figur 13). Järnhalterna minskades redan initialt betydligt mer än i det befintliga biofiltret och detta var genomgående under hela försöksperioden (figur 10). Den enda markanta konstruktionsskillnaden mellan den befintliga anläggningen och pilotfiltret var bärmaterialet, en faktor som troligen har påverkat reningen då större specifik yta tidigare visat på bättre resultat vid biologisk oxidation av mangan (Tekerekopoulou et al., 2008). Uppehållstiden i pilotfiltret var (beräknat som om cylindern var tom) generellt längre än vad den var i det befintliga biofiltret men innan flödesändringen efter 27 dagars drift och efter pumpbytet efter 88 dagars drift var uppehållstiderna snarlika.

Syrehalten i vattnet som gick in i det befintliga filtret var generellt lägre än det i ingående vattnet till pilotfiltret (tabell 4). Därav finns det anledning att tro att halten löst syre i det befintliga filtret, även om den varierade beroende på provtagningspunkt, var lägre än i pilotfiltret och att detta då skulle varit en avgörande skillnad mellan filtren.

Varken temperatur eller pH skiljde på ett sådant sätt mellan filtren att dessa faktorer kan tänkas ha spelat en avgörande roll i att pilotfiltret visade på bättre avskiljning av järn och mangan.

Följaktligen är troligtvis de avgörande faktorerna till att pilotfiltret visade bättre resultat än det befintliga filtret att bärmaterialet i pilotfiltret hade en större specifik yta och att pilotfiltret troligtvis var något mer syresatt. Dessa två skillnader var förmodligen, antingen var för sig eller tillsammans, tillräckliga för att ett avsevärt bättre resultat uppnåddes i pilotfiltret.

Pilotfiltret förefaller även ge stabilare utflödesvärden med avseende på järn, mangan, pH och turbiditet än det befintliga filtret. Det befintliga filtret visade vid två tillfällen under provtagningsserien kraftigt avvikande värden i järn (figur 10) och turbiditet (figur 15). Vid det första tillfället var även pH-värdet avvikande (figur 18) och att avvikelserna var tydliga på två eller tre parametrar tyder på att det inte rörde sig om mätfel. Vid den första av dessa två provtagningar var värdena stabiliserade två timmar senare vilket tyder på att förändringen var kortvarig. Det andra tillfället berodde möjligtvis på att filtret behövde backspolas vilket genomfördes dagen efter. Denna typ av avvikelser observerades inte i pilotfiltret även om det kan ha varit tillfälligheter som gjorde att avvikelser noterades i det befintliga filtret och inte i pilotfiltret. Detta då provtagningarna genomfördes med flera dagars mellanrum och därför inte kan anses representativa för eventuella kortvariga förändringar på en eller några timmar.

## 5.3 Bodens förbehandlingsanläggning

Den befintliga biologiska förbehandlingsanläggningen i Boden (diskfiltret) har tidigare konstaterats fungera otillfredsställande, vilket även denna studie bekräftar. Tidigare studier visade att viss reduktion av järn har uppnåtts men reduktionen av mangan har varit väldigt låg eller obefintlig (Vatten & Miljöbyrå, 2016). Flertalet förklaringar skulle kunna ligga till grund för detta, framförallt kräver biologisk manganoxidation ganska strikta förhållanden gällande både drift och råvatten (Mouchet, 1992). Temperatur och mängden löst syre förefaller vara de faktorer som riskerar att ställa störst krav på anläggningar av den här typen då det i studier påpekats att både halten löst syre (Mouchet, 1992) och temperaturen (Berbenni et al., 2000) behöver vara högre än vad de generellt får antas vara vid grundvattenanläggningar i Sverige med förhöjda järn- och manganhalter.

Tidigare har försök i Boden gjorts att förbättra råvattenkvaliteten genom att undersöka möjligheten att ta ut ett råvatten på ett annat djup för att minska mängden järn och mangan (Vatten & Miljöbyrån, 2014a). En viss minskning visade sig då eventuellt möjlig genom att justera råvattenintaget men den bedömdes fortfarande inte tillräcklig för att andra åtgärder inte skulle övervägas. Möjligheten att förbättra råvattenkvaliteten via den typen av ändringar beror dock troligtvis på lokala förhållanden och vid andra anläggningar är det möjligt att en justering av denna typ skulle fungera tillfredställande även om resultaten tyder på att höga halter järn och mangan är svåra att undvika om råvattnet ämnas tas ur ett grundvattenmagasin med liknande hydrogeologiska förutsättningar som i Boden.

Om den befintliga diskfilteranläggningen skulle uppnå samma reningsgrad som uppnåddes i pilotfiltret skulle belastningen på infiltrationsbassängerna drastiskt minska och det skulle sannolikt vara möjligt att rengöra dem med längre tidsintervall och på så sätt minska föroreningsrisken i samband med rensningsarbetet. En biologisk rening som inte kräver kemikalier eller påfallande hög syresättning skulle även vara fördelaktigt ur ett hållbarhets- och säkerhetsperspektiv samt ur ett ekonomiskt perspektiv. Då förbehandlingen ligger nära råvattenbrunnarna och i direkt anslutning till infiltrationsbassängerna är en kemikaliefri förbehandling att föredra då risken vid transport av dessa elimineras.

Att ha infiltrationsbassänger efter det biologiska steget som är fallet i Boden är fördelaktigt då det ger en extra mikrobiologisk säkerhetsbarriär. Att halten mikroorganismer i ett fungerande biologiskt filter är hög är något som skulle kunna öka den mikrobiologiska risken även om detta tidigare inte funnits vara ett problem (Gibert et al., 2013a). Samma slutsats drogs av Grabínska-Loniewska et al. (2004) trots att mängden mikroorganismer var högre i utflödet från biofiltret än i det obehandlade vattnet i det aktuella försöket. Biologisk rening betraktas inte av Livsmedelsverket som en mikrobiologisk säkerhetsbarriär och även om mikroorganismer kan vara fördelaktiga vid mikrobiologiska barriärverkan av konstgjord infiltration (Engblom & Lundh, 2006) kan inte ett biologiskt filter förväntas fungera barriärverkande. Detta även om typen av mikroorganismer säkert kan skilja sig åt in och ut från filtret föreligger det säkerligen en risk att, i alla fall om det är ett grundvatten som avses, mängden mikroorganismer är högre ut från filtret än in till det. Den i Bodens fall då efterföljande konstgjorda infiltrationen bör vara ett väldigt fördelaktigt poleringssteg i reningsprocessen även om mängden järn och mangan inte längre är ett problem om samma resultat skulle gå att uppnå i en fullskalig anläggning som de som uppnåddes i pilotfiltret.

### 5.3.1 Byte av råvattenkälla från grundvatten till ytvatten

Möjligheten att vid behov kunna byta råvattenkälla till ett ytvatten som då skulle behandlas i filtret är svår att bedöma. Det är då inte längre en fråga om att minska mängden järn och mangan som de etablerade mikroorganismerna har anpassat sig till som blir aktuellt utan snarare reduktion av biologiskt material. Det är fullt möjligt att på biologisk väg reducera mängden organiskt material och framförallt att erhålla ett biologiskt mer stabilt vatten (Veltan et al., 2011) men då råvattenkvaliteten påverkar vilka organismer som etablerar sig är det sannolikt att nya mikroorganismer behöver etablera sig i filtret och att det då får en ny uppstartsperiod. Den temperaturförändring som det även skulle innebära att byta från ett grundvatten till ett ytvatten kan även den göra att andra mikroorganismer etablerar sig i filtret då temperaturen tidigare visats vara en avgörande faktor för vilka organismer som etableras (Moll et al., 1999). Samtidigt finns risken att de järn- och manganoxiderande bakterierna som etablerats i filtret slås ut och att det åter blir en uppstartsperiod när råvattenkällan åter byts till grundvatten. Denna typ av alternerande drift skulle därför vara intressant att undersöka i framtiden. En studie av Hoyland et al. (2014) har visat att det är möjligt att på biologisk väg både oxidera mangan och kraftigt reducera halten biologiskt nedbrytbart material i samma filter, vilket i så fall skulle kunna tala för möjligheten att byta råvattenkälla mellan grundvatten och ytvatten.

## 5.4 Biologisk dricksvattenrening - ett hållbart alternativ?

Ett förändrande klimat ställer nya krav på de svenska dricksvattenanläggningarna. Ökande temperaturer och förändrade nederbördsmönster påverkar såväl vattenkvalitet som vattenvolym och flödesmönster.

Halten organiskt material bedöms öka (Ojala et al., 2007) och därmed finns också stor risk att mängden järn och mangan i grundvatten ökar (SGU, 2013), höga järn- och manganhalter är redan idag ett av de största problemen vid dricksvattenproduktion med grundvatten som råvatten (SGU, 2013). Höga järn och manganhalter kräver i regel rening med avseende att minska halterna av de båda metallerna, något som kan göras på flera olika sätt där de idag vanligaste metoderna är luftning eller oxidation (Lidström, 2013). Beroende på utformningen av dessa reningssteg kan de vara mer eller mindre energi- och kemikaliekrävande och detta är två parametrar som ur både ett hållbarhetsperspektiv så väl som ekonomiskt bör hållas så låga som möjligt. En idag allt mer uppmärksammas teknik är biologisk oxidation av järn och mangan, som redan innan millennieskiftet pekats ut som en energi- och kemikalieeffektivare metod (Mouchet, 1992).

Biologisk oxidation av järn och mangan kan, beroende på råvattenkvaliteten, helt eliminera kemaliebehovet vid järn- och manganoxidation vilket visades i denna studie där goda resultat uppnåddes både med avseende på järn och mangan utan tillsatta kemikalier. Tidigare har det hävdats att det krävts två separata steg (Mouchet, 1992) för att på biologisk väg oxidera både järn och mangan men senare studier bland annat av Tekerlekopoulou et al. (2008) och Li et al. (2013) har visat på motsatsen. Det i den här rapporten aktuella pilotfiltret i Boden har även det visat på möjligheten att avlägsna både järn och mangan i ett reningssteg vilket i så fall skulle spara in både på anläggnings-, installations- och driftkostnader. Att inte heller luftningen behövde vara kraftigare än vad den var i pilotfiltret är även det fördelaktigt då energibehovet och -kostnaderna kan hållas nere då ingen tryckluft eller kraftig omrörning krävs. Baserat på pilotfiltrets design förefaller självfall var tillräcklig luftning men detta beror med största sannolikhet på både utformning av munstyckena och hur stor yta filtret har i förhållande till munstyckenas placering.

## 6 Slutsatser

I denna studie undersökens ett pilotfilter med expanderad lera samt ett befintligt fullskaligt diskfilter under 13 veckor. Följande slutsatser kan dras:

- Försöket visade på goda resultat med utflödeshalter under gränsvärdena för dricksvatten med avseende på både järn och mangan och en minskning av både halten järn och mangan med över 95% i pilotfiltret.
- Uppstartstiden för biologisk oxidation av mangan är längre än vad den är för järn. Den biologiska oxidationen av järn kom igång omgående och hade stabiliserats efter en vecka. Den biologiska oxidationen av mangan hade en längre uppstartstid innan goda resultat uppnåddes, 95% reningsgrad uppnåddes efter 67 dagar och efter det var reningen stabil.
- Resultaten från det undersökta pilotfiltret visade att samtida biologisk oxidation av järn och mangan är möjlig i samma filter vid ett pH-värde mellan 6,5 och 7, en temperatur på runt 6,5°C och halter av löst syre på mellan 1,5 och 5mg/l.
- Processen är möjlig att både tillämpa och starta upp även vid låga temperaturer och låga halter löst syre vilket är vanligt vid järn och manganrika råvatten i Sverige.
- Turbiditeten minskades mer i pilotfiltret med expanderad lera som bärmaterial än i det befintliga filtret med plastdiskar.
- Stor förbättringspotential finns rörande den befintliga anläggningen med avseende på järn och mangan. Pilotfiltret med expanderad lera visade på avsevärt bättre resultat än det fullskaliga diskfiltret där halten löst syre och bärmaterial var det stora och förmodligen avgörande skillnaderna, antingen tillsammans eller var för sig.
- Biologisk oxidation av järn och mangan är en hållbar lösning som i de flesta fall bedöms kunna hållas kemikaliefri vilket är en stor fördel framförallt om behandlingssteget ligger inom vattenskyddsområdet. Detta då föroreningsrisken av vattentäkten minskas som en följd av att inga kemikalier behövs för att oxidera vare sig järn eller mangan. Inte heller luftningen behöver vara påfallande kraftig vilket skulle minska energikostnaderna.

## 7 Referenslista

- Aastrup, M., Thunholm, B., Sundén, G., & Dahné, J. (2012). *Klimatets påverkan på koncentrationer av kemiska ämnen I grundvatten* (SGU-rapport 2012:27). Sveriges Geologiska Undersökning
- Andersson, A. C. (1991). *Förekomst av järn i grundvatten – problem med järnutfällningar i dräneringssystem*. (Licentiatuppsats, Chalmers tekniska högskola, Göteborg, Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik)
- Ankrah, D. A., & Søggaard, E. G. (2009). *A review of biological iron removal*. Thirteenth International Water Technology Conference, IWTC 13 2009, Hurghada, Egypten, 999-1005
- Barrott, L., & Ersoz, M. (2012). *Best Practice Guide on Metals Removal From Drinking Water By Treatment*. London: IWA Publishing
- Benner, J., Helbling, D. E., Hohler, H. P. E., Wittebol, J., Kaiser, E., Prasse, C., ... Boon, N. (2013). Review: Is biological treatment a viable alternative for micropollutant removal in drinking water treatment processes? *Water Research*, 47(16), 5955-5976. doi:10.1016/j.watres.2013.07.015
- Berbenni, P., Pollice, A., Canziani, R., Stabile, L., & Nobili, F. (2000). Removal of iron and manganese from hydrocarbon-contaminated groundwaters. *Bioresource Technology*, 74(2), 109-114. doi:10.1016/s0960-8524(00)00003-1
- Black, K. E., & Bérubé, P. R. (2014). Rate and extent NOM removal during oxidation and biofiltration. *Water Research*, 52, 40-50. doi:10.1016/j.watres.2013.12.017
- Blomberg, J. (1999). *Konstgjord grundvattenbildning – avskiljning av organiskt material I den omättade zonen* (Va-Forsk rapport nr. 1999-18). Stockholm: Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen.
- Braun, B., Schröder, J., Knecht, H., & Szewzyk, U. (2016). Unraveling the microbial community of a cold groundwater catchment system. *Water Research*, 107, 113-126. doi:10.1016/j.watres.2016.10.040
- Burger, M. S., Mercer, S. S., Shupe, G. D., & Gagnon, G. A. (2008). Manganese removal during bench-scale biofiltration. *Water Research*, 42(19), 4733-4742. doi:10.1016/j.watres.2008.08.024
- Cai, Y., Li, D., Liang, Y., Luo, Y., Zeng, H., & Zhang, J. (2015). Effective start-up biofiltration method for Fe, Mn and ammonia removal and bacterial community analysis. *Bioresource Technology*, 176, 149-155. doi:10.1016/j.biortech.2014.11.025
- Chen, F., Peldszus, S., Elhadidy, A. M., Legge, R. L., Byke, M. I., & Huck, P. M. (2016). Kinetics of natural organic matter (NOM) removal during drinking water biofiltration using different NOM characterization approaches. *Water Research*, 104, 361-370. Doi:10.1016/j.watres.2016.08.028
- Demir, N. M. (2016). Experimental study of factors that affect iron and manganese removal in slow sand filters and identification of responsible microbial species, *Polish Journal of Environmental Studies*, 25(4), 1453-1465. Doi:10.15244/pjoes/62679
- Du, X., Liu, G., Qu, F., Li, K., Shao, S., Li, G., & Liang, H. (2017). Removal of iron, manganese and ammonia from groundwater using a PAC-MBR system: The anti-pollution ability, microbial population and membrane fouling. *Desalination*, 403, 97-106. doi:10.1016/j.desal.2016.03.002
- Eklund, A., Mårtensson, J. E., Bergström, S., Björck, E., Dahné, J., Lindström, L., ... Sjökvist, E. (2015). *Sveriges framtida klimat: Underlag till dricksvattenutredningen* (Klimatologi Nr. 14). Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut
- Engblom, K., & Lundh, M. (2006). *Mikrobiologisk barriärverkan vid konstgjord grundvattenbildning – en litteraturstudie om påverkande faktorer* (VA-Forsk rapport Nr 2006-10). Stockholm: Svenskt Vatten AB.

- Evans, P. J., Opitz, E. M., Daniel, P. A., & Schulz, C. R. (2010). *Biological drinking water treatment perceptions and actual experiences in North America* (Web Report #4129). Water Research Foundation
- Fabisch, M., Buelig, F., Akob, D. M., & Küsel, K. (2013). Surprising abundance of Gallionella-related iron oxidizers in creek sediments at pH 4.4 or at high heavy metal concentrations. *Frontiers in Microbiology*, 4, 1-12. doi:10.3389/fmicb.2013.00390
- Falamin, A. A., & Pinevich, A. V. (2006). Isolation and Characterization of a Unicellular Manganese-Oxidizing Bacterium from a Freshwater Lake in Northwestern Russia. *Microbiology*, 75(2), 221-227. doi:10.1134/S0026261706020111
- Filtralite. (u. å.a). Bedrichov Water Treatment Plant. Hämtad 2017-03-15 från: [http://www.filtralite.com/en/case\\_studies/bedrichov-water-treatment-plant](http://www.filtralite.com/en/case_studies/bedrichov-water-treatment-plant)
- Filtralite. (u. å.b). Drinking Water Treatment. Hämtad 2017-03-15 från: <http://www.filtralite.com/en/drinking-water-treatment#icono1>
- Filtralite. (u. å.c). Filtralite Fredrikstad. Hämtad 2017-03-15 från: [http://www.filtralite.com/en/case\\_studies/filtralite-fredrikstad](http://www.filtralite.com/en/case_studies/filtralite-fredrikstad)
- Filtralite. (u.å.d) Filtralite HC 0,8-1,6. Hämtad 2017-04-26 från: <http://www.filtralite.com/en/products/filtralite-hc-08-16>
- Filtralite. (u. å.e) Filtralite in London. Hämtad 2017-03-15 från: [http://www.filtralite.com/en/case\\_studies/filtralite-london](http://www.filtralite.com/en/case_studies/filtralite-london)
- Filtralite. (u.å.f) Filtralite NC 1,5-2,5. Hämtad 2017-04-26 från: <http://www.filtralite.com/en/products/filtralite-nc-15-25>
- Filtralite. (u. å.g). Hong Kong. Hämtad 2017-03-15 från: [http://www.filtralite.com/en/case\\_studies/hong-kong](http://www.filtralite.com/en/case_studies/hong-kong)
- Filtralite. (u. å.h). Home page. Hämtad 2017-03-15 från: <http://www.filtralite.com/en/home-page>
- Frycklund, C., Jacks, G., Johansson, P., & Lekander, K. (1994). *Konstgjord grundvattenbildning – Processtudier vid inducerad infiltration och bassänginfiltration* (VA-Forsk Rapport nr. 1994-08). Stockholm: Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen
- Fu, J., Lee, W., Coleman, C., Meyer, M., Carter, J., Nowack, K., & Huang, C. (2017). Pilot investigation of two-stage biofiltration for removal of natural organic matter in drinking water treatment. *Chemosphere*, 166, 311-322. doi:10.1016/j.chemosphere.2016.09.101
- Gibert, O., Lefèvre, B., Fernández, M., Bernat, X., Paraira, M., Calderer, M., & Martínez-Lladó. (2013a). Characterising biofilm development on granulated activated carbon used for drinking water production. *Water Research*, 47(3), 1101-1110. doi:10.1016/j.watres.2012-11-026
- Gibert, O., Lefèvre, B., Fernández, M., Bernat, X., Paraira, M., & Pons, M. (2013b). Fractionation and removal of dissolved organic carbon in full-scale granular activated carbon filter used for drinking water production. *Water Research* 47(8), 2821-2829. doi:10.1016/j.watres.2013.02.028
- Grabínska-Łoniewska, A., Perchuć, M., & Kornilowicz-Kowalska, T. (2004). Biocenosis of BACFs used for groundwater treatment. *Water Research*, 38(7), 1695-1706. doi:10.1016/j.watres.2003.12.041
- Han, L., Liu, W., Chen, M., Zhang, M., Liu, S., Sun, R., & Fei, X. (2013a). Comparison of NOM removal and microbial properties in up-flow/down-flow BAC filter. *Water Research*, 47(14), 4861-4868. doi:10.1016/j.watres.2013.05.022

- Han, M., Zhao, Z., Gao, W., & Cui, F. (2013b). Study on the factors affecting simultaneous removal of ammonia and manganese by pilot-scale biological aerated filter (BAF) for drinking water pre-treatment. *Bioresource Technology*, *145*, 17-24. Doi:10.1016/j.biortech.2013.02.101
- Hanson, G. (2000). *Konstgjord grundvattenbildning: 100-årig teknik inom svensk dricksvattenförsörjning* (VA-Forsk Rapport nr. 2000-5). Stockholm: Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen.
- Hasan, H. A., Abdullah, S. R., Kofli, N. T., & Kamarudin, S. K. (2012). Effective microbes for simultaneous bio-oxidation of ammonia and manganese in biological aerated filter system. *Bioresource Technology*, *124*, 355-363. doi:10.1016/j.biortech.2012.08.055
- Havs- och vattenmyndigheten. (2013). Ordbok, humus, humusämnen. Hämtad 2017-04-11 från <https://www.havochvatten.se/funktioner/ordbok/ordbok/g---i/ordbok-g-i/2013-03-14-humus-humusamnen.html>
- Hedberg, T., & Blois, M. (2003). *Avhårdning av dricksvatten – tillämpning i Sverige* (VA-Forsk Rapport nr. 2003-35). Stockholm: Svenskt Vatten AB
- Hem, J. D. (1981). Rates of manganese oxidation in aqueous systems. *Geochemica et Cosmochimica Acta*, *45*(8), 1369-1374. doi:10.1016/0016-7037(81)90229-5
- Hoyland, V. W., Knocke, W. R., Falkinham, J. O., Pruden, A., & Singh, G. (2014). Effect of drinking water treatment process parameters on biological removal of manganese from surface water. *Water Research*, *66*, 31-39. Doi:10.1016/j.watres.2014.08.006
- HUFO-vattenrening. (u. å.). HUFO™ – Biofilter för vattenrening. Hämtad 2017-02-28 från: <http://www.hufo-vattenrening.se/sv/biofilter-for-vattenrening/>
- Karolinska institutet. (u. å.a). Hyphomicrobium. Hämtad 2017-03-15 från: <https://mesh.kib.ki.se/term/D020582/hyphomicrobium>
- Karolinska institutet. (u. å.b). Pseudomonas. Hämtad 2017-03-15 från: <https://mesh.kib.ki.se/term/D011549/pseudomonas>
- Katsoyiannis, I. A., & Zouboulis, A. I. (2004). Biological treatment of Mn(II) and Fe(II) containing groundwater: kinetic considerations and product characterization. *Water Research*, *38*(7), 1922-1932. doi:10.1016/j.watres.2004.01.014
- Knocke, W. R., Occaino, S. C., & Hungate, R. (1991). Removal of soluble manganese by oxide-coated filter media: sorption rate and removal mechanism issues. *Journal of the American Water Works Association*. *83*(8), 64-69
- Korotta-Gamage, S. M., & Sathasivan, A. (2017). A review: Potential and challenges of biologically activated carbon to remove natural organic matter in drinking water purification process. *Chemosphere*, *167*, 120-138. doi:10.1016/j.chemosphere.2016.09.097
- Köhler, S. J., & Lavonen, E. (2015). *Löst organiskt kol i dricksvatten – En syntes av erfarenheter av GenoMembranprojekt* (SVU-Rapport nr 2015-13). Svenskt Vatten Utvecklings
- Lagergren, H. (2015). *Grundvattennivåns tidsmässiga variationer i morän och jämförelser med klimatscenarier* (SGU-rapport 2015:20). Sveriges Geologiska Undersökning
- Landsbyggsdepartementet (2013). *Kommittédirektiv: En trygg dricksvattenförsörjning*.
- Li, C., Wang, S., Du, X., Cheng, X., Fu, M., Hou, N., & Li, D. (2016). Immobilization of iron- and manganese-oxidizing bacteria with a biofilm-forming bacterium for the effective removal of iron and



manganese from groundwater. *Bioresource Technology*, 220, 76-84. Doi:10.1016/j.biortech.2016.08.020

Li, X., Chu, Z., Liu, Y., Zhu, M., Yang, L., & Zhang, J. (2013). Molecular characterization of microbial populations in full-scale biofilters treating iron, manganese and ammonia containing groundwater in Harbin, China. *Bioresource Technology*, 147, 234-239. doi:10.1016/j.biortech.2013.08.008

Liao, X., Chen, C., Wang, Z., Wan, R., Chang, C., Zhang, X., & Xia, S. (2013). Changes of biomass and bacterial communities in biological activated carbon filters for drinking water treatment. *Process Biochemistry*, 48(2), 312-316. doi:10.1016/j.procbio.2012.12.016

Lidström, V. (2013). *Vårt Vatten: Grundläggande lärobok i vatten- och avloppsteknik*. Stockholm: Svenskt Vatten AB

Livsmedelsverket. (2014). *Vägledning dricksvatten*. Hämtad från: <https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/produktion-handel-kontroll/vagledningar-kontrollhandbocker/vagledning-dricksvatten.pdf?id=5362>

Lundh, M., Holmström, E., Långmark, J., & Rydberg, H. (2006). *Reduktion av naturligt organiskt material och mikroorganismer i konstgjord grundvattenbildning – Del 1: Kolonnförsök med natursand ifrån Gråbo* (VA-Forsk rapport Nr 2006-19). Stockholm: Svenskt Vatten AB

Löfgren, S., Forselius, M., & Andersen, T. (u.å.) *Vattens färg – Klimatbetingad ökning av vattens färg och humushalt i nordiska sjöar och vattendrag* [Broschyr]. Hämtad från: [http://info1.ma.slu.se/ima/publikationer/brochure/vattens\\_farg.pdf](http://info1.ma.slu.se/ima/publikationer/brochure/vattens_farg.pdf)

Madoni, P., Davoli, D., Cavagnoli, A., Cucchi, A., Pedroni, M., & Rossi, F. (2000) Microfauna and filamentous microflora in biological filters for tap water production. *Water Research*, 34(14), 3561-3572. doi:10.1016/s0043-1354(00)00102-0

Melin, E. S., & Ødegaard, H. (1999). Biofiltration of ozonated humic water in expanded clay aggregate filters. *Water Science and Technology*, 40(9), 165-172. doi:10.1016/s0273-1223(99)00653-8

Melin, E. S., Bohne, R. A., Sjøvold, F., & Ødegaard, H. (2000a). Treatment of ozonated water in biofilters containing different media. *Water Science and Technology*, 41(4-5), 57-60.

Melin, E. S., & Ødegaard, H. (2000b). The effect of biofilter loading rate on the removal of organic ozonation by-products. *Water Research*, 34(18), 4464-4476. doi:10.1016/s0043-1354(00)00204-9

Moll, D.M., Summers, R. S., Foneseca, A. C., & Matheis, W. (1999). Impact of temperature on drinking water biofilter performance and microbial community structure. *Environmental Science & Technology*, 33(14), 2377-2382. doi:10.1021/es9900757

Mouchet, P. (1992). From conventional to biological removal of iron and manganese in France. *American Water Works Association*, 84, 158-167.

Nationalencyklopedin. (u. å.a). Hårt vatten. Hämtad 2017-03-28 från: <http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/h%C3%A5rt-vatten>

Nationalencyklopedin. (u. å.b). Manganbakterier. Hämtad 2017-02-22 från: <http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/manganbakterier>

Ojala, L., Thunholm, B., Maxe, L., Persson, G., & Bergmark M. (2007). *Kan grundvattenmålet klaras vid ändrade klimatförhållanden? – underlag för analys* (SGU-rapport 2007:9). Sveriges Geologiska Undersökning

- Pacini, V. A., Ingallinella, A. M., & Sanguinetti, G. (2005). Removal of iron and manganese using biological roughing up flow filtration technology. *Water Research*, 39(18), 4463-4475. doi:10.1016/j.watres.2005.08.027
- Piispanen, J. K., & Sallanko, J. T. (2010). Mn(II) removal from groundwater with manganese oxide-coated filter media. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 45(13), 1732-1740. doi:10.1080/10934529.2010.513256
- Postawa, A., & Hayes, C. (2013). *Best practice guide on the control of iron and manganese in water supply*. London: IWA Publishing
- Siering, P. L., & Ghiorse, W. C. (1996). Phylogeny of the Sphaerotilus-Leptothrix group inferred from morphological comparisons, genomic fingerprinting, and 16S ribosomal DNA sequence analyses. *International Journal of Systematic Bacteriology*, 46(1), 173-182. doi:10.1099/00207713-46-1-173
- Simpson, D. R. (2008). Review: Biofilm processes in biologically active carbon water purification. *Water Research*, 42, 2839-2848. doi:10.1016/j.watres.2008.02.025
- SLVFS 2001:30. *Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten*. Livsmedelsverket.
- Dricksvattenutredningen (2015). *Klimatförändringar och dricksvattenförsörjning – Delbetänkande av Dricksvattenutredningen*. SOU 2015:51. Regeringen, Stockholm
- Dricksvattenutredningen (2016). *En trygg dricksvattenförsörjning: bakgrund, överväganden och förslag*. SOU 2016:32. Regeringen, Stockholm
- Statistiska centralbyrån. (2016). Folkmängd per tätort efter region och vart 5:e år, Boden. Hämtad 2017-05-17 från:  
[http://www.statistikdatabasen.scb.se/pxweb/sv/ssd/START\\_MI\\_MI0810\\_MI0810A/LandarealTato rt/table/tableViewLayout1/?rxid=b285018a-ec55-4aa1-8740-29e588410a4e](http://www.statistikdatabasen.scb.se/pxweb/sv/ssd/START_MI_MI0810_MI0810A/LandarealTato rt/table/tableViewLayout1/?rxid=b285018a-ec55-4aa1-8740-29e588410a4e)
- Štembal, T., Markić, M., Ribičić, N., Briški, F., & Sipos, L. (2005). Removal of ammonia, iron and manganese from groundwaters of northern Croatia – pilot plant studies. *Process Biochemistry*, 40(1), 327-335. doi:10.1016/j.procbio.2004.01.006
- Sundlöf, B. & Kronqvist, K. (1992). *Konstjord grundvattenbildning, Nulägesbeskrivning av tjugo svenska anläggningar* (VA-Forsk Rapport nr. 1992-13). Stockholm: Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen
- Svenskt vatten. (2007). *Dricksvattenförsörjning i förändrat klimat: Sårbarheter för klimatförändringar och extremväder, samt behov av anpassning och anpassningskostnader* (Meddelande M135). Stockholm: Svenskt Vatten
- Svenskt Vatten. (2017). Reningsprocesser i vattenverk. Hämtad 2017-03-28 från:  
<http://www.svensktvatten.se/vattentjanster/dricksvatten/vattenverk-och-reningsprocesser/reningsprocesser-i-vattenverk/>
- Sveriges Geologiska Undersökning. (2013). *Bedömningsgrunder för grundvatten* (SGU-rapport 2013-01). Sveriges Geologiska Undersökning
- Søgaard, E. G., Aruna, R., Abraham-Peskir, J., & Koch, C. B., (2001). Conditions for biological precipitation of iron by Gallionella ferruginea in a slightly polluted ground water. *Applied Geochemistry*, 16(9-10), 1129-1137. doi:10.1016/s0883-2927(01)00014-2
- Søgaard, E. G., Medenwaldt, R., & Abraham-Peskir, J. V. (2000). Conditions and rates of biotic and abiotic iron precipitation in selected Danish freshwater plants and microscopic analysis of precipitate morphology. *Water Research*, 34(10), 2675-2682. doi:10.1016/s0043-1354(00)00002-6

- Tang, F., Shi, Z., Li, S., & Su, C. (2010). *Effects of bio-sand filter on improving the bio-stability and health security of drinking water*. 2010 International Conference on Mechanic Automation and Control Engineering Mechanic Automation and Control Engineering (MACE), juni 26-28. Wuhan, Kina, 1878-1881
- Tekerlekopoulou, A., Vasiliadou, I., & Vayenas, D. (2008). Biological manganese removal from potable water using trickling filters. *Biochemical Engineering Journal*, 38(3), 292-301. doi:10.1016/j.bej.2007.07.016
- Vatten & Miljöbyrån. (2016). *Processförslag förbehandling, Förfilteranläggning Kusön*.
- Vatten & Miljöbyrån. (2014a). *Optimering råvattenkvalitet Kusön*.
- Vatten & Miljöbyrån. (2014b). *Provpumpning råvattenbrunn 3 Kusön*.
- Veltan, S., Boller, M., Köster, O., Hebing, J., Weilenmann, H., & Hammes, F. (2011). Development of biomass in drinking water granulated active carbon (GAC) filter. *Water Research*, 45(19), 6347-6354. doi:10.1016/j.watres.2011.09.017
- Vera, g. A., Keller, J., Gernjak, W., Weinberg, H., & Farré, M. J. (2016). Biodegradability of DBP precursors after drinking water ozonation. *Water Research*, 106, 550-561. doi:10.1016/j.watres.2016.10.022
- Vet, W. D., Dinkla, I., Rietveld, L., & Loosdrecht, M. V. (2011). Biological iron oxidation by Gallionella spp. in drinking water production under fully aerated conditions. *Water Research*, 45(17), 5389-5398. doi:10.1016/j.watres.2011.07.028
- Vikberg, E., Thunholm, B., Thorsbrink, M., & Dahné, J. (2015). *Grundvattennivåer i ett förändrat klimat – nya klimatscenarier* (SGU-rapport 2015:19). Sveriges Geologiska Undersökning
- Wen, A., Fegan, M., Hayward, C., Chakraborty, S., & Sly, L. I. (1999). Phylogenetic relationships among members of the Comamonadaceae, and description of Derftia acidovorans (den Dooren de Jong 1926 and Tarnaoka et al. 1987) gen. nov., comb. nov. *International Journal of Systematic Bacteriology*, 49(2), 567-576. doi:10.1099/00207713-49-2-567
- Yan, M., Wang, D., Ma, X., Ni, J., & Zhang, H. (2010). THMs precursor removal by an integrated process of ozonation and biological granulated activated carbon for typical Northern China water. *Separation and Purification Technology* 72, 263-268. doi:10.1016/j.seppur.2010.02.015
- Åström, J., Lindhe, A., Bergvall, M., Rosén L., & Lång, L. (2016). *Mikrobiologisk riskbedömning av grundvattentäkter, Utveckling och tillämpning av ett QMRA-verktyg* (SVU Rapport nr 2016-19). Svenskt Vatten Utveckling
- Öhman, S., Welander, S., & Andersson, S. (2013). *Fullskaleutveckling av expanderande lera som filtermaterial i snabbfilter i vattenverk* (SVU Rapport 2013-01). Svenskt Vatten Utveckling

## Bilaga A

I tabell A1a och A1b sammanfattas information angående driften av pilotfiltret, provtagningsdatum, backspolningsdatum samt hur många backspolningar som genomförts, dagar sedan föregående backspolning, om filtret bräddar samt kommentarer rörande händelser eller detaljer som kan ha påverkat driften. I tabell A2 sammanställs mer noggrann information angående de genomförda backspolningarna.

Tabell A1a: Sammanfattning av driften av pilotfiltret.

Datum	Dagar sedan driftstart	Provtagning	Antal backspolningar	Dagar sedan backspolning	Bräddat innan backspolning	Kommentar
2017-02-17	1	Ja				
2017-02-18	2	Ja				
2017-02-19	3	Ja				
2017-02-21	5		1		Ja	Första backspolning
2017-02-23	7	Ja	1	2	Nej	
2017-02-27	11	Ja	1	4	Ja	
2017-03-02	14	Ja	1	3	Ja	
2017-03-06	18	Ja	2	4	Ja	
2017-03-09	21	Ja	2	3	Ja	
2017-03-13	25	Ja	2	4	Ja	
2017-03-15	27			2		Belastning minskad
2017-03-16	28	Ja	1	3	Ja	
2017-03-20	32	Ja	2	4	Ja	
2017-03-23	35	Ja	2	3	Nej	
2017-03-27	39	Ja	1	4	Ja	
2017-03-28	40		1	1		
2017-03-30	42	Ja	2	2	Nej	
2017-04-03	46	Ja	2	4	Nej	Pumpen glömdes av efter andra backspolningen

Tabell A1b: Sammanfattning av driften av pilotfiltret (fortsättning).

Datum	Dagar sedan driftstart	Provtagning	Antal backspolningar	Dagar sedan backspolning	Bräddat innan backspolning	Kommentar
2017-04-05	48			2		Pump åter startad, stopp ca. 49h*
2017-04-06	49	Ja	2	3	Nej	
2017-04-10	53	Ja	1	4	Nej	
2017-04-13	56	Ja	2	3	Nej	Sprinklereffekt på inflödet
2017-04-18	61	Ja	2	5	Nej	Pump rensad
2017-04-20	63	Ja	2	2	Nej	
2017-04-24	67	Ja	2	4	Nej	
2017-04-27	70	Ja	2	3	Nej	
2017-05-04	77	Ja	2	7	Ja	
2017-05-08	81	Ja	2	4	Nej	
2017-05-11	84	Ja	2	3	Nej	
2017-05-15	88	Ja	1	4	Nej	Pumpen bytt och belastning ökad
2017-05-18	91	Ja	2	3	Nej	

\*Tiden är en uppskattning beräknad baserat på förväntat flöde.

Tabell A2: Specifik information rörande de genomförda backspolningarna, observera att flertalet tider är ungefärliga vilket ger en viss osäkerhet i de beräknade flödes- och belastningsvärdena.

Datum	Dagar sedan driftstart	Volym [m <sup>3</sup> ]	Tid [min]	Flöde [m <sup>3</sup> /h]	Belastning [m/h]
2017-02-23	7	2,59	11:10	13,90	49,2
2017-02-27	11	2,42	10:00*	14,50	51,3
2017-03-02	14	2,44	10:04	14,53	51,4
2017-03-06	18	2,48	10:00*	14,89	52,7
2017-03-06	18	2,60	10:00*	15,61	55,2
2017-03-09	21	2,44	10:03	14,55	51,5
2017-03-09	21	2,41	10:42	13,53	47,9
2017-03-13	25	2,45	10:00*	14,69	52,0
2017-03-13	25	2,42	10:00*	14,52	51,4
2017-03-16	28	2,56	10:56	14,03	49,6
2017-03-20	32	2,52	10:00*	15,15	53,6
2017-03-20	32	1,85	09:00*	12,33	43,6
2017-03-23	25	2,57	10:43	14,39	50,9
2017-03-23	25	2,55	10:35	14,46	51,2
2017-03-27	29	2,43	10:00*	14,57	51,6
2017-03-28	40	2,47	10:00*	14,81	52,4
2017-03-30	42	2,46	10:13	14,46	51,2
2017-03-30	42	2,39	09:58	14,40	51,0
2017-04-03	46	2,48	10:00*	14,86	52,6
2017-04-03	46	2,53	10:00*	15,15	53,6
2017-04-06	49	2,51	10:25	14,46	51,2
2017-04-06	49	2,31	09:42	14,29	50,6
2017-04-10	53	2,47	10:00*	14,81	52,4
2017-04-13	56	2,47	10:14	14,49	51,3
2017-04-13	56	1,93	08:05	14,35	50,8
2017-04-18	61	2,38	10:00*	14,29	50,6
2017-04-18	61	2,10	10:00*	12,59	44,6
2017-04-20	63	2,43	10:08	14,41	51,0
2017-04-20	63	2,14	08:55	14,40	50,9
2017-04-24	67	2,63	10:00*	15,77	55,8
2017-04-24	67	2,22	10:00*	13,31	47,1
2017-04-27	70	2,51	10:28	14,37	50,9
2017-04-27	70	1,93	08:04	14,32	50,7
2017-05-04	77	2,50	10:50	13,87	49,1
2017-05-04	77	1,79	07:27	14,39	50,9
2017-05-08	81	2,46	10:00*	14,75	52,2
2017-05-08	81	1,49	07:00*	12,79	45,3
2017-05-11	84	2,41	10:01	14,41	51,0
2017-05-11	84	1,49	05:49	15,39	54,5
2017-05-15	88	2,45	10:00*	14,69	52,0
2017-05-18	91	2,51	10:28	14,41	51,0
2017-05-18	91	2,50	10:24	14,40	50,9

\*Ungefärlig tid antecknad i driftloggen.

## Bilaga B

Tabell B1, B2a, B2b och B3 visar provresultaten från inkommande vatten och utgående från både pilotfiltret och det befintliga diskfiltret.

Tabell B1: Provtagningsstidpunkt och kvalitetsparametrar av inkommande vatten. Röda värden indikerar att värdet är över mätområdet för utrustningen. Värdet för temperaturen 2017-02-23 är taget med en annan termometer än vid övriga tillfällen.

Datum	Dagar sedan driftstart	Temperatur [°C]	Järn [mg/l]	Mangan [mg/l]	Turbiditet [FNU]	pH	Löst syre [mg/l]
2017-02-23	7	5,5	3,06	0,39	1,89	7,1	
2017-02-27	11		2,97	0,36	2,69	6,8	
2017-03-02	14	6,5	2,96	0,37	1,64	6,9	1,5
2017-03-06	18		2,9	0,36	2,36	6,9	
2017-03-09	21	6,4	2,89	0,35	2,43	6,8	1,8
2017-03-13	25		2,92	0,38	2,83	6,8	
2017-03-16	28	6,5	3,2	0,35	7,69	6,8	1,4
2017-03-20	32		2,98	0,37	2,41	6,7	
2017-03-23	35	6,5	2,55	0,38	3,36	6,5	2,3
2017-03-27	39		2,46	0,37	2,89	6,9	
2017-03-30	42	6,4	2,65	0,356	3,08	6,6	3,4
2017-04-03	46		2,6	0,343	4,5	6,7	
2017-04-06	49	6,8	2,68	0,339	5,79	6,6	4,3
2017-04-10	53		2,77	0,363	4,4	7	
2017-04-13	56	6,5	2,33	0,348	3,66	6,6	5,3
2017-04-18	61		2,54	0,378	4,69	6,6	
2017-04-20	63	6,6	2,5	0,392	2,69	6,6	4,4
2017-04-24	67		2,76	0,408	4,49	6,6	
2017-04-27	70	6,6	2,37	0,353	3,1	6,7	4,0
2017-05-04	77	6,8	2,59	0,378	4,52	6,7	1,4
2017-05-08	81		2,6	0,395	4,85	6,7	
2017-05-11	84	6,8	2,14	0,37	3,92	6,6	6,4
2017-05-15	88		3,57	0,419	6,33	6,7	
2017-05-18	91	6,8	2,29	0,345	1,59	6,6	3,5

Tabell B2a: Provtagningsstidpunkt och kvalitetsparametrar av vattnet ut från pilotfiltret.

Datum	Dagar sedan driftstart	Dagar sedan backspolning	Järn [mg/l]	Mangan [mg/l]	Turbiditet [FNU]	pH
2017-02-17	1		0,12	0,33		
2017-02-18	2		0,59	0,38		
2017-02-19	3		0,28	0,39		7
2017-02-23	7	2	0,09	0,38	1,67	6,93
2017-02-27	11	4	0,05	0,377	0,35	6,7
2017-02-27	11	0	0,4	0,405	6,45	6,8
2017-03-02	14	3	0,06	0,378	0,69	6,7
2017-03-02	14	0	0,41	0,38	6,21	6,9
2017-03-06	18	4	0,08	0,372	0,29	6,9
2017-03-06	18	0	0,64	0,367	7,8	6,9
2017-03-09	21	3	0,04	0,386	0,57	6,7
2017-03-09	21	0	0,62	0,383	10	6,9
2017-03-13	25	4	0,07	0,39	0,61	6,8
2017-03-13	25	0	1,82	0,434	31,3	6,8
2017-03-16	28	3	0,08	0,364	1,12	6,6
2017-03-16	28	0	0,67	0,382	10,4	6,9
2017-03-16	28	0	0,21	0,336	3,16	7,1
2017-03-20	32	4	0,05	0,356	0,81	7,1
2017-03-20	32	0	1,89	0,413	32	7
2017-03-23	35	3	0,03	0,357	1,58	6,7
2017-03-23	35	0	0,51	0,37	9,87	6,7
2017-03-27	39	4	0,08	0,38	0,74	6,8
2017-03-27	39	0	1,29	0,378	22,8	6,8
2017-03-30	42	2	0,09	0,328	1,74	6,9
2017-03-30	42	0	1,54	0,346	26,9	6,6
2017-04-03	46	4	0,08	0,329	1,45	7
2017-04-03	46	0	1,41	0,362	25	6,9
2017-04-06	49	3	0,14	0,297	2,55	6,8
2017-04-06	49	0	0,85	0,289	14	6,8
2017-04-10	53	4	0,06	0,309	1,04	6,9
2017-04-10	53	0	1,8	0,333	28	6,9
2017-04-13	56	3	0,1	0,226	0,99	6,8
2017-04-13	56	0	1,1	0,284	17,8	7
2017-04-18	61	5	0,04	0,18	0,75	6,7
2017-04-18	61	0	0,58	0,145	8,55	6,7
2017-04-20	63	2	0,05	0,131	1,02	6,9
2017-04-20	63	0	0,98	0,099	15,8	6,8
2017-04-24	67	4	0,01	0,013	0,41	6,5
2017-04-24	67	0	1,52	0,054	22,6	6,9
2017-04-27	70	3	0,04	0,008	0,63	6,7
2017-04-27	70	0	1,25	0,044	19,9	6,6
2017-05-04	77	7	0,03	0,009	0,49	6,7
2017-05-04	77	0	0,74	0,035	10,9	6,8



Tabell B2b: Provtagningsstidpunkt och kvalitetsparametrar av vattnet ut från pilotfiltret.

Datum	Dagar sedan driftstart	Dagar sedan backspolning	Järn [mg/l]	Mangan [mg/l]	Turbiditet [FNU]	pH
2017-05-08	81	4	0,04	0,009	0,62	6,6
2017-05-08	81	0	0,63	0,031	7,52	6,7
2017-05-11	84	3	0,06	0,003	0,7	7
2017-05-11	84	0	1,12	0,039	17,6	6,9
2017-05-15	88	4	0,07	0,013	0,88	6,7
2017-05-15	88	0	0,95	0,048		6,7
2017-05-18	91	3	0,05	0,007	0,73	6,7
2017-05-18	91	0	1,05	0,038	15,5	6,7

Tabell B3: Provtagningsstidpunkt och kvalitetsparametrar av vattnet ut från det befintliga biofiltret. Röda värden indikerar att värdet är över mätområdet för utrustningen. Värden från 2017-02-23 är tagna efter mikrosilen medan övriga värden är tagna innan.

Datum	Dagar sedan driftstart	Järn [mg/l]	Mangan [mg/l]	Turbiditet [FNU]	pH
2017-02-23	7	2,01	0,34	2,29	6,9
2017-02-27	11	2,63	0,34	5,87	6,9
2017-03-02	14	2,96	0,39	5,71	6,7
2017-03-06	18	2,13	0,38	5,46	6,8
2017-03-09	21	2,41	0,354	2,86	6,7
2017-03-13	25	2,37	0,36	3,36	6,7
2017-03-16	28	2,28	0,35	2,02	6,6
2017-03-20	32	2,25	0,35	1,85	6,8
2017-03-23	35	1,95	0,35	1,85	7
2017-03-27	39	2,17	0,36	1,67	6,8
2017-03-30	42	2,63	0,362	1,13	6,7
2017-04-03	46	2,1	0,315	5,87	6,8
2017-04-06	49	3,51	0,306	19,9	6,3
2017-04-06	49	2,27	0,306	4,48	7
2017-04-10	53	2,28	0,303	6,02	7
2017-04-13	56	2,39	0,3	5,83	6,6
2017-04-18	61	2,12	0,368	1,61	6,7
2017-04-20	63	1,9	0,36	1,78	6,8
2017-04-24	67	3,69	0,425	14,1	6,8
2017-04-27	70	2,33	0,336	1,64	6,7
2017-05-04	77	2,02	0,355	2,09	6,6
2017-05-08	81	2,24	0,37	1,85	6,7
2017-05-11	84	2,06	0,333	1,81	6,6
2017-05-15	88	2,28	0,351	1,89	6,7
2017-05-18	91	2,44	0,361	1,16	6,6

## Bilaga C

Tabell C1 visar tryckmättningsresultaten innan backspolning och tabell C2 visar tryckmättningsresultaten efter backspolning. Filterbelastningen minskades 2017-03-15, 27 dagar sedan driftstart.

Tabell C1: Tryck i pilotfiltret vid de olika kranarna innan backspolning, mätt som cm från rörets överkant. Kran 1 är högst upp och kran 5 är längst ned.

Datum	Dagar sedan driftstart	Dagar sedan backspolning	Kran 1	Kran 2	Kran 3	Kran 4	Kran 5
2017-02-23	7	2	51	65	67	70	73
2017-02-27	11	4	32,5	79	79,5	80,5	81
2017-03-02	14	3	33	75	75,5	77	78
2017-03-06	18	4	32,5	80,5	81	81,5	81,8
2017-03-09	21	3	33	74	75	76,5	78
2017-03-13	25	4	32,5	79,5	80	80,5	81
2017-03-16	28	3	34	75	76	77	78,5
2017-03-20	32	4	33,5	79	80	80,5	81
2017-03-23	35	3	44	74	75	76,5	78
2017-03-27	39	4	33,5	77,5	79	79	80
2017-03-30	42	2	59,5	75,5	76	77,5	78,5
2017-04-03	46	4	59	76	76,5	78	79
2017-04-06	49	3	71,5	76,5	76,5	78	79,5
2017-04-10	53	4	50	76,5	77	78	79,5
2017-04-13	56	3	59	77	77,5	78,5	79,5
2017-04-18	61	5	43	77,5	78	79	80
2017-04-20	63	2	65	77	77,5	78,5	79,5
2017-04-24	67	4	39	77,5	78	79	80
2017-04-27	70	3	56,5	78	78	79	80
2017-05-04	77	7	33,5	81	81	81	81,5
2017-05-08	81	4	56	79,5	80	80,5	81
2017-05-11	84	3	62,5	79,5	79,5	80	81
2017-05-15	88	4	43,5	70,5	72	74,5	77
2017-05-18	91	3	53,5	72,5	73	75,5	77,5

Tabell C2: Tryck i pilotfiltret vid de olika kranarna efter backspolning, mätt som cm från rörets överkant. Kran 1 är högst upp och kran 5 är längst ned.

Datum	Dagar sedan driftstart	Dagar sedan backspolning	Kran 1	Kran 2	Kran 3	Kran 4	Kran 5
2017-02-23	7	2	67,5	69,5	72	75,5	80
2017-02-27	11	4	65	66,8	68,4	71,3	74
2017-03-02	14	3	66	67,5	69	71,5	74,5
2017-03-06	18	4	66	67,5	69	71,5	74,5
2017-03-09	21	3	66	68	69,5	72	74,5
2017-03-13	25	4	67,5	69,5	70,5	73,5	75,5
2017-03-16	28	3	72,5	73,5	74,5	76	77,5
2017-03-20	32	4	73,5	74,5	75	76,5	78
2017-03-23	35	3	74	75	76	77	78,5
2017-03-27	39	4	74	75,5	76	77,5	79
2017-03-30	42	2	74,5	76	76,5	77,5	78,5
2017-04-03	46	4	75	76	76,5	78	79,5
2017-04-06	49	3	75,5	76,5	77	78	79,5
2017-04-10	53	4	76	77	77,5	78,5	79,5
2017-04-13	56	3	76	77,5	77,5	78,5	79,5
2017-04-18	61	5	77	78	78,5	79	80
2017-04-20	63	2	76,5	77,5	77,5	78,5	79,5
2017-04-24	67	4	76,5	77,5	78	79	80
2017-04-27	70	3	77	78,5	78,5	79,5	80
2017-05-04	77	7	77,5	78,5	79	79,5	80,5
2017-05-08	81	4	78,5	79	79,5	80	81
2017-05-11	84	3	79	80	80	80,5	81
2017-05-15	88	4	68,5	70,5	71,5	74	76
2017-05-18	91	3	70,5	73	73,5	75,5	77,5