

PELLETREAKTOREN: FJERNELSE AF KALK OG JERN

– effekt på nitrifikation?
Flere fluer med samme smæk



Pelletreaktoren: Fjernelse af kalk og jern

– effekt på nitrifikation? Flere fluer med samme smæk

DANVA VUDP PROJEKTRAPPORT

DATO: 18. marts 2020

Projekt ID: 97.2016

Udgiver:

HOFOR A/S

Udarbejdet af:

Mathilde J. Hedegaard
Carson O. Lee
Anne Holm Thomsen
Sarah C.B. Christensen
Tove Beyer
Ann-Katrin Pedersen
Florian B. Wagner
Rasmus Boe-Hansen
Herman Juel
Hans-Jørgen Albrechtsen

Finansiering:

Projektet er finansieret af
VUDP, Vandsektorens Udviklings- og Demonstrationsprogram

Samarbejdspartnere:

HOFOR A/S
DTU Environment, Danmarks Tekniske Universitet
Krüger, Veolia Water Technologies
Frederiksberg Forsyning A/S

Kategori (Spildevand, drikkevand eller klimatilpasning):

Drikkevand

Indholdsfortegnelse

Pelletreaktoren: Fjernelse af kalk og jern	1
– effekt på nitrifikation? Flere fluer med samme smæk	1
1 Sammenfatning	3
2 English summary	4
3 Introduktion	5
4 Projektets betydning for vandbranchen	7
4.1 Marked og/eller anvendelsesmuligheder	7
4.2 Næste skridt	8
4.3 Formidlingsplan	8
5 Projektet	9
5.1 Formål	9
5.2 Output	9
5.3 Projektresultater	9
5.4 Konklusion	11
6 Litteraturliste	12

1 Sammenfatning

I dele af Danmark er drikkevandet hårdt til særdeles hårdt, hvilket giver udfordringer med kalkudfældning i distributionssystemet og hos forbrugerne. Derfor er flere vandforsyninger i områder med hårdt drikkevand begyndt at planlægge blødgøring af drikkevandet, enkelte steder er blødgøring allerede etableret. Årsagen er et stort ønske om blødgøring fra forbrugerne, samt samfundsøkonomiske gevinster, der følger med blødgøring i disse områder.

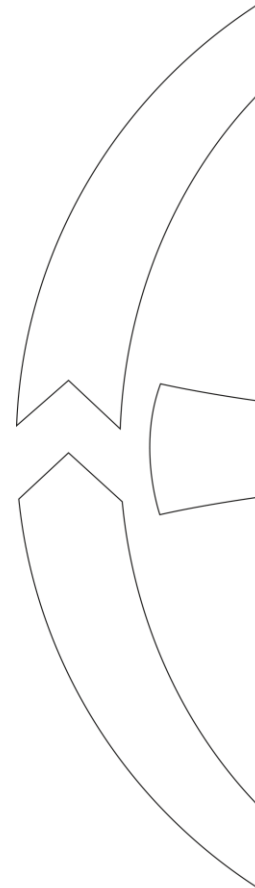
For at blødgøre vandet bliver pelletreaktorer (i daglig tale blødgøringskolonner) implementeret som det første behandlingstrin på flere store vandværker i HOFOR A/S, altså før beluftning og sandfiltrering. I blødgøringskolonnerne fjernes kalk, men også andre stoffer som fx metaller, fra vandfasen. Dermed vil blødgøringskolonnerne påvirke de efterfølgende processer i sandfiltret, der vil få en ny funktion i vandbehandlingsprocessen.

Formålet med dette projekt var at undersøge, om blødgøring vha. blødgøringskolonner påvirker funktionen af sandfiltre. Dette blev undersøgt for et gammelt og et nyt sandfilter på Brøndbyvester vandværk under implementering af blødgøringskolonner.

Etablering af blødgøringskolonner påvirkede ikke nitrifikationen, hverken i et nyt eller i et gammelt filter. Men idet jern og mangan fjernes i blødgøringskolonnerne, mister systemet kapacitet til at fjerne nogle spormetaller, som x nikkel, kobolt og arsen, der normalt udfældes med jern i sandfiltrene. Således kunne arsen måles i det gamle filtersand på Brøndbyvester vandværk, der fortsat havde en coating af jern og mangan, men ikke i det nye. Arsenkoncentrationen på Brøndbyvester vandværk er dog langt under grænseværdien for drikkevand.

Efter implementering af blødgøringskolonnerne, blev belastningen af jern og mangan på sandfiltrene reduceret væsentligt, dermed kunne gangtiden øges fra 6 til 10 dage. Fines fra blødgøringsprocessen blev transporteret til sandfiltrene, hvor de blev aflejret. Trykopbygningen på filtrene var størst når driften af blødgøringskolonnerne var diskontinuert, og skyldes formodentligt en større overførsel af fines i forbindelse med at kolonnerne startes og stoppes. Aflejringer på toppen af filteret blev afskrabet og toplaget viste at disse fines primært bestod af sandpartikler (84-95%), men også af kalk.

Alt i alt har projektet været succesfuldt og bidraget til en grundig forståelse og dokumentation af, hvordan blødgøring med blødgøringskolonner påvirker de efterfølgende sandfiltre. Blødgøringen påvirker ikke de efterfølgende biologiske processer, som ammoniumfjernelsen, men for at få en optimal fjernelse af spormetaller fx arsen, anbefales det at etablere blødgøringskolonner imellem to filtreringstrin.



2 English summary

In some parts of Denmark the drinking water quality ranges from hard to extremely hard, which causes scaling in the distribution network and at the consumers. In these parts of Denmark, water utilities are therefore starting to plan and implement central softening of the drinking water. The reason is primarily strong consumer demands and the socio-economic profits that are obtained by central softening in these areas.

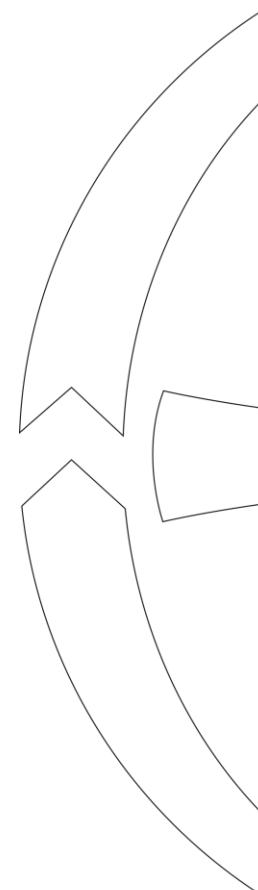
At several large waterworks in Copenhagen Utility (HOFOR A/S) pellet reactors will be implemented for water softening. The pellet reactors will be the initial water treatment process – before aeration and rapid sand filtration. The pellet reactors remove calcium carbonate, but also other compounds from the water. The pellet reactors will thus affect the following processes in the rapid sand filters that will get a new function in the water treatment process.

The aim of the project was to investigate whether softening by pellet reactor affect the function of the rapid sand filters. This was investigated for an old and a new rapid sand filter at Brøndbyvester waterworks during implementation of pellet reactors.

Implementation of pellets reactors did neither affect the nitrification in an old nor a new rapid sand filter. Since iron and manganese was removed in the pellet reactors, the system lost capacity to remove some trace metals, such as nickel, cobalt and arsenic, which normally co-precipitate with iron in the rapid sand filters. Hence, arsenic was detected in filter material from the old filters at Brøndbyvester waterworks which still has a coating of iron and manganese, while arsenic could not be detected in filter material from the new filter. However, at Brøndbyvester waterworks the arsenic concentration in water is below the guideline value already before the water treatment.

Implementation of pellet reactors reduced the load of iron and manganese on the rapid sand filter, hence, the backwash cycle could be increased from 6 to 10 days. Fines from the pellet reactors was transported to the rapid sand filters creating a top layer on the filters. The water level above two of the filters increased substantially in a period where one of the pellet reactors was stopped daily – probably because of an increased transfer of fines due to turbulence when the reactors starts and stops. The top layer was scraped off and consisted primarily of sand particles (84-95%) but also of calcium carbonate.

Overall, this project has successfully contributed to understand and document how softening with pellet reactors affect the following rapid sand filters. Softening does not affect the following biological processes, such as the ammonium oxidation, however, to obtain an optimal removal of trace metals, such as arsenic, it is recommended to implement pellet reactors between two filtration steps.



3 Introduktion

Baggrund

I dele af Danmark er drikkevandet hårdt til særdeles hårdt, hvilket giver udfordringer med kalkudfældning i distributionssystemet og hos forbrugerne. Derfor er flere vandforsyninger i områder med hårdt drikkevand begyndt at planlægge blødgøring af drikkevandet, enkelte steder er blødgøring allerede etableret. Årsagen er et stort ønske om blødgøring fra forbrugerne, samt samfundsøkonomiske gevinster, der følger med blødgøring i disse områder (Godskesen, Albrechtsen, and Rygaard 2019).

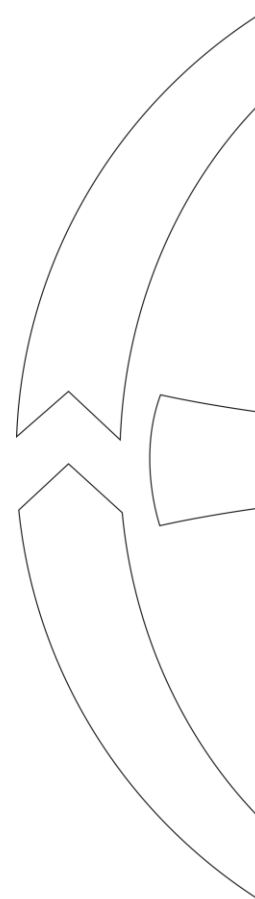
Drikkevandet kan blødgøres ved flere forskellige teknologier bl.a. ionbytning, membranfiltrering og pelletreaktorer (dagligt omtalt som blødgøringskolonner) (Tang, Merks, and Albrechtsen 2019). Teknologivalg samt placering af blødgøringen i behandlingsrækkefølgen har stor betydning for hvordan, og i hvor høj grad, implementeringen af blødgøring påvirker de resterende vandbehandlingsprocesser. HOFOR A/S har implementeret blødgøringskolonner på de største vandværker, da denne teknologi er velegnet til storskalaproduktion.

På de fleste vandværker vil blødgøringskolonnerne blive implementeret som det første behandlingstrin, før beluftning og sandfiltrering. På denne måde vil sandfiltrene kunne fange små partikler (fines) som potentielt transporteres med vandet fra blødgøringskolonnerne. Dermed vil blødgøringskolonnerne påvirke de efterfølgende processer i sandfiltret, der vil få en ny funktion i vandbehandlingsprocessen.

Vandbehandling i blødgøringskolonner forud for sandfiltret rejser imidlertid også andre spørgsmål: hvad betyder det for de biologiske processer, at vandet har været udsat for en markant hævnning af pH i blødgøringskolonnerne efterfulgt af neutralisering? Udover pH-ændringer kan påvirke/ dræbe bakterier i vandet, kan selve udfældningen af kalk og jern også fjerne bakterier. Dette kan have betydelig effekt ved opstart af nye filtre og ved genopstart af et filter, som har ligget stille i længere tid. Endelig kan jernfjernelse i blødgøringskolonnerne have en betydning for fjernelsen af spormetaller, som fx nikkel (Tang et al. 2019). Dette kan igen påvirke de biologiske processer, der har brug for mikronæringsstoffer (fx kobber) for at fungere optimalt. Formålet med dette projekt var at undersøge, hvordan blødgøring med blødgøringskolonner påvirker funktionen af sandfiltre. Det gjorde vi ved at undersøge et gammelt og et nyt sandfilter på et vandværk, før, under og efter implementering af blødgøringskolonner.

Projektet blev gennemført på Brøndbyvester Vandværk (HOFOR), hvor blødgøringskolonner blev implementeret i fuld skala. Projektet var inddelt i tre arbejdsplaner, hvor den sidste arbejdsplan blev revideret i løbet af projektet. Oprindeligt var formålet med planen at anvende blødgøringspilotanlæg og laboratorieforsøg til at optimere driften ved forskellige vandtyper (Frederiksberg Forsyning). Dette blev revideret i projektet, da ingen af forsyningerne lavede forsøg med pilotanlægget. Arbejdsplanen fokuserede derefter på yderligere undersøgelser på Brøndbyvester vandværk (HOFOR). Dermed indeholder arbejdsplanerne følgende:

Arbejdsplan 1: Undersøgelser ved indkøring af blødgøringskolonner på Brøndbyvester vandværk. Processerne blev monitoreret i blødgøringskolonnerne og filtrene. For filterprocesserne blev effektivitet og drift sammenlignet før og efter tilførsel af vand, der har været behandlet i blødgøringskolonnerne.



Arbejdspakke 2: Optimering af drift af fuldskalaanlæg på Brøndbyvester Vandværk. Der er fx fokus på tilførsel af fines og placering af CO₂-dosering.

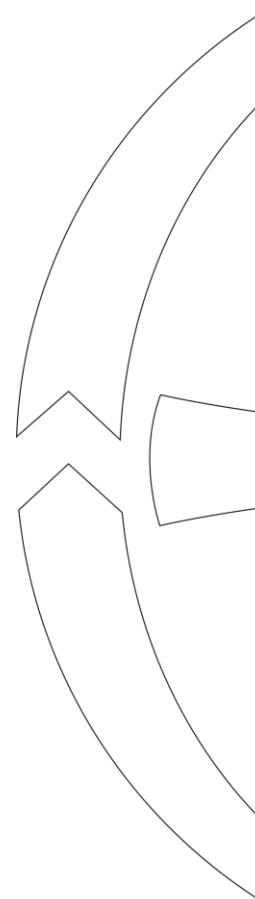
Arbejdspakke 3: Grundigere karakterisering af ammoniumfjernelsen i filtrene på Brøndbyvester, deriblandt det mikrobielle miljø, som funktion af implementering af blødgøringskolonner, samt efterfølgende driftsændringer.

Processerne blev monitoreret ved at måle centrale parametre (fx Ca²⁺, Fe²⁺, Fe³⁺, Mn²⁺, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻) både på reduceret og oxideret form. Der blev målt på opløste fraktioner, samt på udfældede fraktioner på filtermateriale. Der blev målt på indløb og udløb, samt profiler igennem filtrene. Det mikrobielle miljø blev undersøgt ved DNA-ekstraktion og 16S-sekvensering.

Denne projektrapport afrapportere de overordnede konklusioner fra projektet, en mere detaljeret gennemgang af resultater og analyser findes i vedlagte tekniske rapport 'Påvirkning af sandfiltre ved etablering af blødgøringskolonner'.

Partnernes roller

I projektet har DTU bidraget med ideudvikling, prøveplanlægning, prøvetagning, analyser, databehandling og rapportering. HOFOR har bidraget med ideudvikling, prøvetagning, justeringer og driftsændringer af anlægget, databehandling og rapportering. Krüger og Frederiksberg har bidraget med sparring og ideudvikling.



4 Projektets betydning for vandbranchen

Dette projekt har succesfuldt bidraget med viden om blødgøringskolonnens påvirkning på efterfølgende sandfiltre. Idet flere vandforsyningsselskaber overvejer eller er i gang med at implementere blødgøring, er dette projekt vigtigt for øge forståelsen for, hvordan implementering af blødgøringskolonner påvirker den efterfølgende vandbehandling, både positivt og negativt. Primært er det afgørende, at implementering af nye teknologi i vandbehandlingen ikke forringer essentielle processer, som nitrifikation, på vandværker.

Projektet har vist at placeringen af blødgøringskolonnerne i behandlingsrækkefølgen på Brøndbyvester vandværk er god med den aktuelle vandkvalitet. Implementering af blødgøringskolonnerne på Brøndbyvester vandværk gav dog anledning til følgende observationer/anbefalinger:

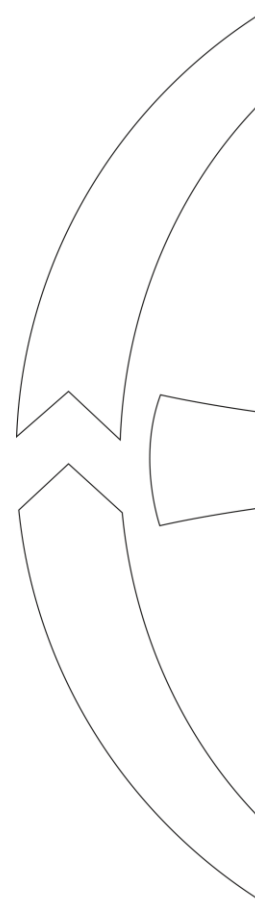
- Indledningsvist var CO₂-doseringen til neutralisering placeret efter iltningen for at reducere tab af CO₂ under beluftning, hvilket gav anledning til massiv kalkbelægning af iltningssystemet. Det anbefales derfor, at neutralisering sker allerede i toppen af kolonnerne, så kalkudfældningen stoppes når vandet forlader kolonnen
- Trykopbygningen på filtrene forøges ved ujævn drift (start/stop) af blødgøringskolonnerne. Det anbefales derfor at optimere opstart af blødgøringskolonnerne, såfremt disse skal afbrydes dagligt.
- Implementering af blødgøringskolonner kan betyde at man mister kapacitet til at fjerne nogle spormetaller. I områder med høje koncentrationer af fx arsen, anbefales det derfor, at blødgøringskolonner implementeres efter det første filtreringstrin.

Primært har projektet vist, at implementering af blødgøringskolonner bidrager positivt til vandbehandlingen. Der var således ingen effekt på nitrifikationen, imens jern og mangan fjernes i blødgøringskolonnerne, hvilket sænker behovet for returskylninger. Den længere gangtid mellem returskylninger giver en vandbesparelse og mindre slam, der skal håndteres. Ved at jern og mangan udfældes i pellets øges muligheden desuden for nyttiggørelse af dette biprodukt, hvilket bidrager til cirkulær økonomi og øget miljømæssig bæredygtighed.

4.1 Marked og/eller anvendelsesmuligheder

Store Heddinge Vandværk og Frederiksberg Forsyning har implementeret eller besluttet at ville implementere blødgøring. En række vandselskaber (fx VCS, Ballerup Forsyning, Ringsted Forsyning) overvejer implementering af blødgøring – og står i givet fald overfor at vælge, hvilken teknologi, de skal benytte. Da forsyningsselskaberne således står over for investeringer på op til flere milliarder, er det afgørende, at de rigtige teknologivalg træffes.

Dette projekt har bidraget med viden om, hvordan indførelse af blødgøringskolonner påvirker efterfølgende vandbehandlingsprocesser og bidrager derfor med et forbedret beslutningsgrundlag. Denne viden om teknologidesign og vandkvalitet vil være fordelagtig i forbindelse med implementering af blødgøringsteknologi i andre områder, samt i forbindelse med eksport.



4.2 Næste skridt

HOFOR A/S er på nuværende tidspunkt ved at implementere blødgøringskolonner på de syv største vandværker, og i denne forbindelse kan konklusionerne fra dette projekt bidrage til at implementeringen foregår på et mere oplyst grundlag. Krüger er teknologileverandør i mange af disse tilfælde så vidensopbygning er vigtig, og den viden, der er skabt i dette projekt vil derfor blive bragt i anvendelse.

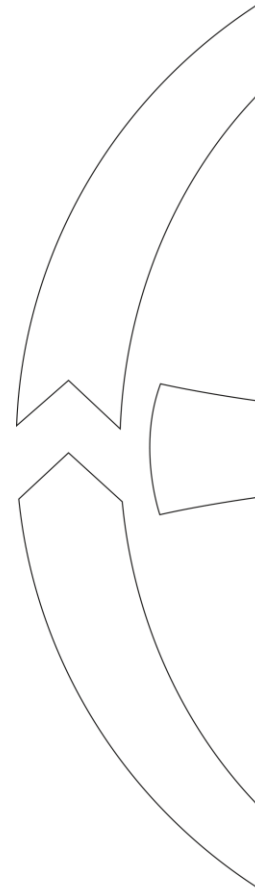
4.3 Formidlingsplan

Projektets resultater er på nuværende tidspunkt blevet præsenteret ved følgende konferencer:

- Albrechtsen, H-J., Lee, C. O., Klit Johansen, K., Hedegaard, M., Christensen, S. C. B., Beyer, T. & Pedersen, A-K., 2018. 'Effekt af blødgøring med pelletreaktor på sandfiltre', Dansk Vand konference
- Albrechtsen, H-J., Lee, C. O., Johansen, K. K., Hedegaard, M. J., Christensen, S. C. B., Beyer, T. & Pedersen, A-K., 2019. 'Softening of drinking water – are other processes in the treatment affected?', *13th DWF Water Research Conference - Abstracts*. Frederiksberg C: University of Copenhagen, p. 23-24
- Hedegaard, M. J., Lee, C. O., Dechesne, A., Jensen, M. M, Christensen, S. C. B., Pedersen, A-K, Beyer, T., Juel, H., Boe-Hansen, R., Albrechtsen, H-J, 2019. 'Pelletreaktoren og sandfiltre' Vandforum

Samt afrapporteret som en teknisk rapport (vedlagt). Det er ydermere planlagt resultaterne skal formidles ved udarbejdning af:

- Abstrakt indsendt til 'IWA Water Technology conference', København, 2020.
- En artikel til DanskVand
- En international ISI-publikation



5 Projektet

5.1 Formål

Formålet med projektet var at undersøge, om blødgøring med blødgøringskolonner påvirker funktionen af sandfiltre. Det gjorde vi ved at undersøge et gammelt og nyt sandfilter på Brøndbyvester vandværk før og under implementering af blødgøringskolonner, det blev undersøgt:

- Hvor effektivt nitrifikationsprocessen startede op og fungerede over længere tid
- Hvordan implementering af blødgøringskolonnerne påvirkede fjernelsen af spormetaller i sandfiltrene
- Hvorvidt fines fra blødgøringsprocessen blev tilført og akkumuleret i filtrene
- Om returskylleprocedurer kunne ændres/optimeres efter implementering af blødgøringskolonnerne

5.2 Output

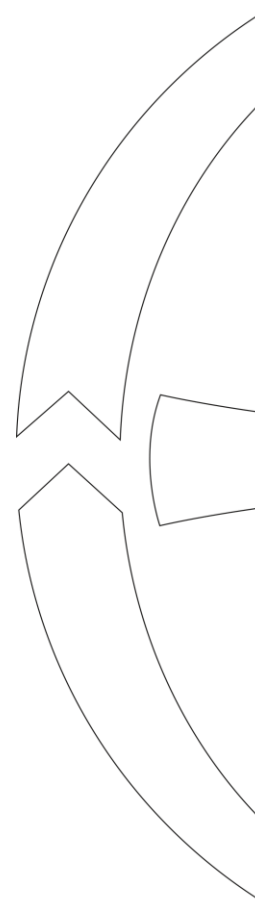
Dette projekt har bidraget til:

- Udvikling og dokumentation af en ny vandbehandlingsteknologi og –strategi i Danmark
- Kortlægning af processerne i pelletreaktoren med hensyn til kalkfjernelse, jernfjernelse samt fjernelse af spormetaller (fx nikkel)
- Kortlægning af processerne i sandfiltre med hensyn til bl.a. mikrobielle processer (fx nitrifikation)
- Etablering af et kvalificeret grundlag for at vurdere fordele og ulemper ved denne blødgøringsteknologi
- Resultater, anbefalinger og løsninger er bl.a. blevet afrapporteret som en teknisk rapport, samt som conferencepræsentationer med henblik på effektiv formidling.

5.3 Projektresultater

I dette projekt har vi undersøgt, hvordan implementeringen af blødgøring med blødgøringskolonner påvirker funktionen af sandfiltre på et grundvandsbaseret vandværk. I nedestående afsnit opsummeres projektets tekniske resultater. For mere dybdegående resultater, analyse og diskussion henvises der til den tekniske rapport, der er vedlagt denne slutrapport (Appendiks 1).

- Etablering af blødgøringskolonner påvirkede ikke nitrifikationen, hverken i et nyt eller i et gammelt filter.
- Ammoniumoxidationen startede hurtigt op i både det gamle og det nye sandfilter, og ammoniumkoncentrationen var under grænseværdien ved udløb fra filtrene inden for en måned efter idriftsættelse. Dog akkumulerede nitrit i toplagene på det nye filter i de første måneder efter opstart, imens der kun blev observeret lave ni-



trit koncentrationer i det gamle sandfilter. Dette stemte godt overens med mikrobielle samfund i filtrerne, hvor der var en langt større fraktion af commamox bakterier i det gamle filter, end i det nye filter.

- Da kobber er et mikronæringsstof kan koncentrationen af kobber kan være afgørende for en hurtig etablering af nitrifikationsprocessen. På Brøndbyvester vandværk kunne kobber måles både i vandfasen samt i coatingen på det nye og det gamle filter. Dermed har kobber formodentligt ikke været begrænsende for etablering af nitrifikation.
- Jern- og mangankoncentrationen blev reduceret med 89-99% i blødgøringskolonnerne, og derfor indeholdt coatingen på det nye filtersand meget lidt jern og mangan ($< 1 \text{ mg/g}_{\text{sand}}$). I det gamle filter var jern- og mangankoncentrationen uændret før og efter blødgøring, og coatingen blev dermed ikke fjernet ved returskyl.
- På grund af den reducerede jernudfældning i sandfiltrerne, mistede (op til 19 procent) Brøndbyvester vandværk kapacitet til at fjerne nikkel, idet nikkel ligesom andre spormetaller (kobolt, zink mm) udfælder sammen med jern. På samme måde kunne arsen, der var fjernet fra vandet, måles i det gamle filtersand på Brøndbyvester vandværk, der fortsat havde en coating af jern og mangan, men ikke i det nye. Arsenkoncentrationen på Brøndbyvester vandværk er langt under grænseværdien for drikkevand.
- Den reducerede belastningen af jern og mangan på sandfiltrerne betød, at gangtiden på filtrerne kunne øges fra 6 til 10 dage uden at trykopbygningen steg væsentligt.
- Daglige afbrydelser af blødgøringskolonnerne (tænd/sluk), medførte forøget trykopbygning i to af filtrerne, pga. turbulens og overførsel af fines ved opstart af blødgøringskolonnerne.
- Afscrabning af filtrerne viste at de overførte fines fra blødgøringskolonnerne bestod af kalk, men var dog primært sand (84-95%).

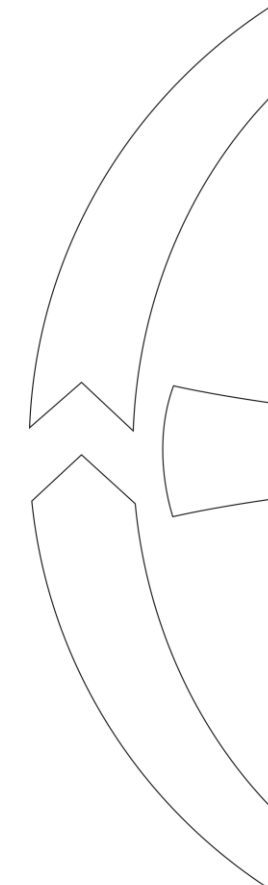
Ved implementering af blødgøringskolonner anbefales det at:

- Sikre en tilstrækkelig nitrifikation ved monitorering af kobberkoncentrationen, eller kobbertilsætning til sandfiltrerne på vandværker, hvor blødgøringskolonner etableres som det første behandlingstrin og sandfiltrerne er nye.
- I områder med høje koncentrationer af spormetaller, især arsen, bør blødgøringskolonner implementeres mellem to filtreringstrin, så disse spormetaller fortsat kan udfælde med jern det primære sandfilter.
- Placering af CO_2 -doseringen til neutralisering efter iltningen, gav anledning til massiv kalkbelægning. Det anbefales derfor, at neutralisering sker allerede i toppen af kolonnerne.
- Ved daglige afbrydelser af blødgøringskolonnerne (tænd/sluk), og anbefales det at opstart af blødgøringskolonnerne optimeres, så turbulens og dermed overførsel af fines reduceres.

5.4 Konklusion

Dette projekt har succesfuldt undersøgt og dokumenteret, hvordan blødgøringskolonner påvirker efterfølgende processer og vandkvalitetsparametre, hvilket kan være styrende for at opnå en optimal vandbehandling.

Overordnet set påvirkede etablering af blødgøringskolonner ikke de efterfølgende vandbehandlingsprocesser på Brøndbyvester vandværk. For at få en optimal fjernelse af spormetaller anbefales det dog at etablere blødgøringskolonner efter det primære filtreringstrin, hvis der behandles vand med høje koncentrationer af fx arsen.

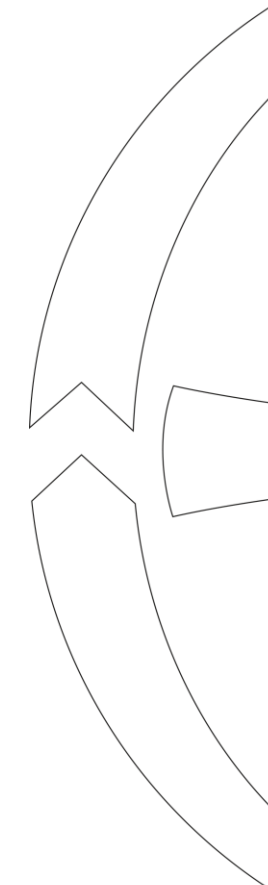


6 Litteraturliste

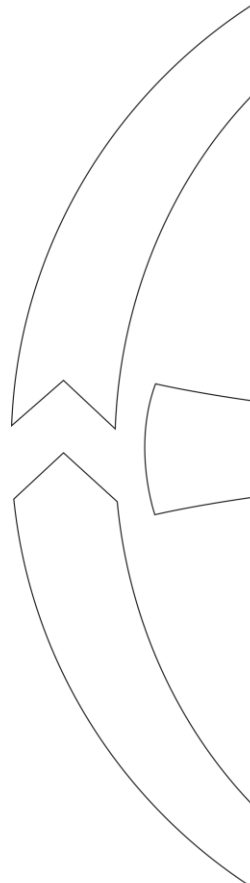
Godskesen, B., H.-J. Albrechtsen, and M. Rygaard. 2019. "Før- Og Eftermålinger Af Effekter Af Blødgøring i Brøndby - Et Samarbejdsprojekt Mellem DTU Og HOFOR."

Tang, Camilla, Mathilde Jørgensen Hedegaard, Laure Lopato, and Hans Jørgen Albrechtsen. 2019. "Softening of Drinking Water by the Pellet Reactor - Effects of Influent Water Composition on Calcium Carbonate Pellet Characteristics." *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.157>.

Tang, Camilla, Cornelis Wilhelmus Adrianus Maria Merks, and Hans Jørgen Albrechtsen. 2019. "Water Softeners Add Comfort and Consume Water - Comparison of Selected Centralised and Decentralised Softening Technologies." *Water Science and Technology: Water Supply*. <https://doi.org/10.2166/ws.2019.088>.

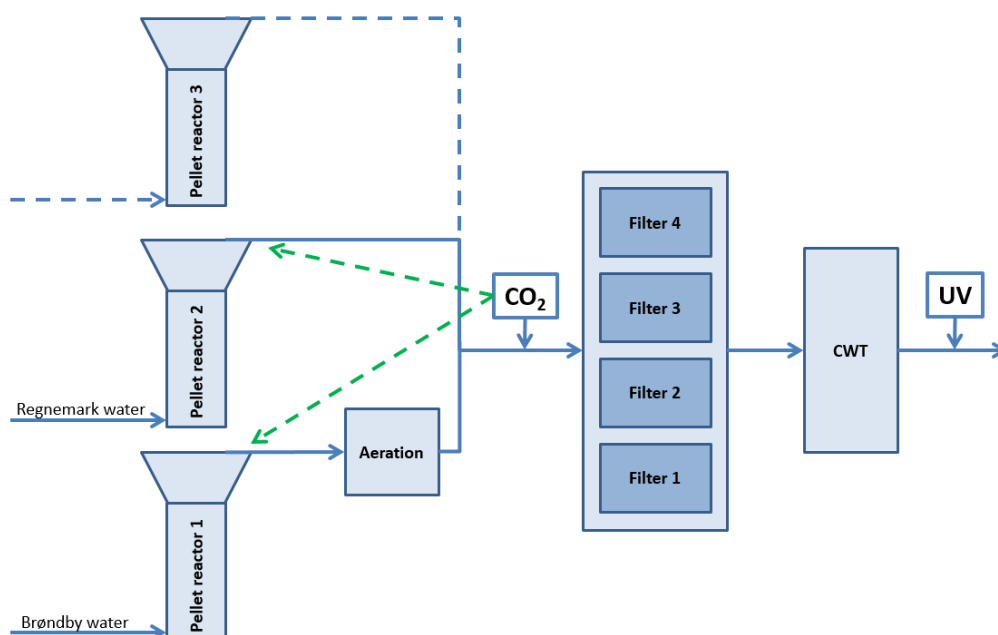


7 Appendiks 1



Påvirkning af sandfiltre ved etablering af blødgøringskolonner

VUDP-projekt



Af Mathilde J. Hedegaard^{1,2}, Carson O. Lee¹, Anne Holm Thomsen¹, Sarah C.B. Christensen², Tove Beyer², Ann-Katrin Pedersen², Florian B. Wagner³, Rasmus Boe-Hansen³, Herman Juel⁴, Arnaud Dechesne¹, Marlene Mark Jensen¹ og Hans-Jørgen Albrechtsen¹

¹DTU Environment, Danmarks Tekniske Universitet, ²HOFOR A/S, ³Krüger, Veolia Water Technologies, ⁴Frederiksberg Forsyning A/S

Forord

Dette projekt er et samarbejde mellem DTU Miljø, Krüger, Veolia Water Technologies, HOFOR A/S, Frederiksberg Forsyning A/S og er delvist finansieret af DANVA's VUDP-program (Vandsektorens Udviklings- og Demonstrationsprogram) ved projektet 97.2016 Pelletreaktoren og sandfiltre. Projektet er udført i perioden 01.02.2017-15.12.2019.

Tak til alle medarbejderne fra 'Avanceret Vandforsyning' i HOFOR A/S, der har hjulpet med indsamling af sand- og vandprøver, og har aflæst vandstand og afskrabet sandfiltrene på Brøndbyvester vandværk. Tak til laboratorieteknikkere både på DTU Miljø og i HOFOR Vandkvalitet, der har hjulpet med at få analyseret alle prøverne.

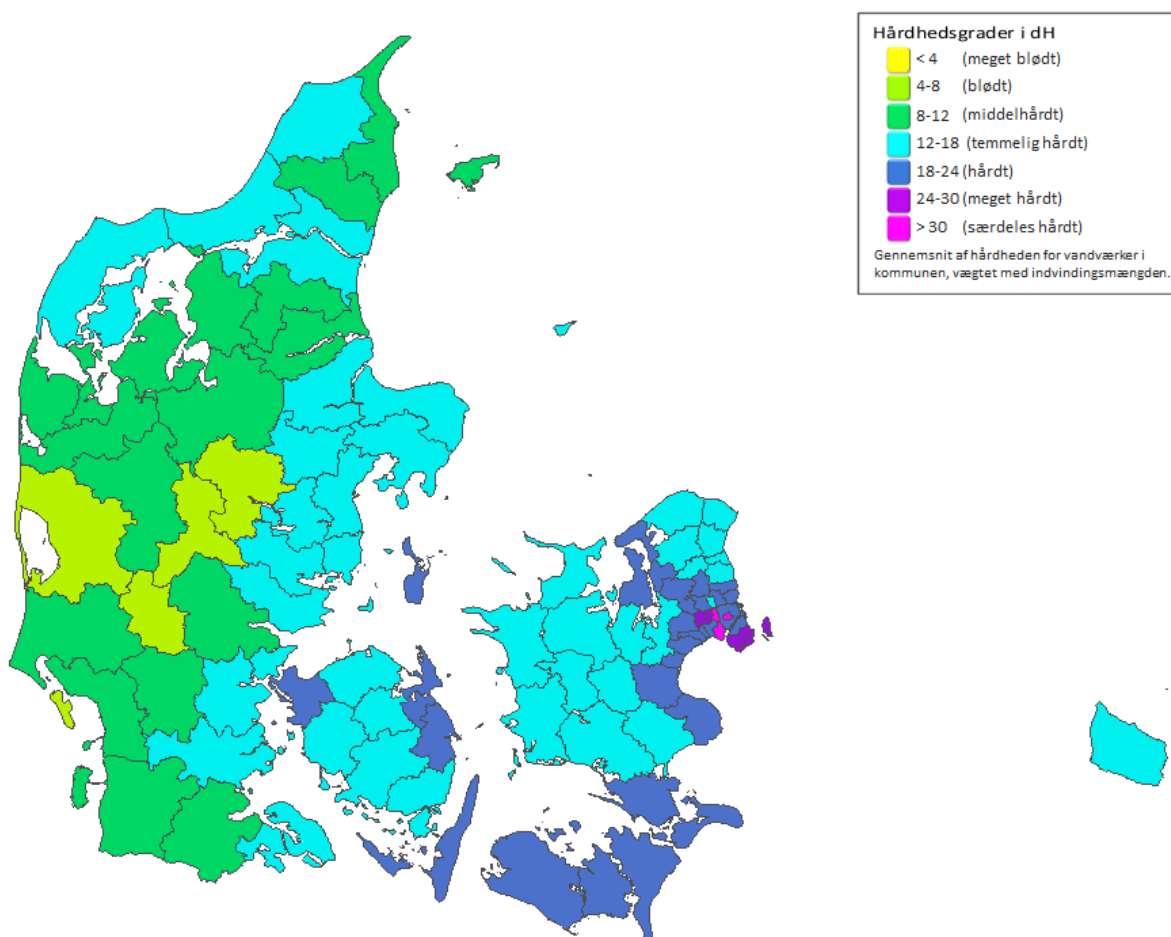
1 Indholdsfortegnelse

Forord	2
1 Introduktion	4
1.1 Brøndbyvester vandværk	6
2 Blødgøringskolonnernes påvirkning på vandkvaliteten	9
2.1 Metaller	9
3 Blødgøringskolonnernes påvirkning på sandfiltrene	11
3.1 Mikrobiologi.....	Fejl! Bogmærke er ikke defineret.
3.2 Nitrifikation	12
3.2.1 Påvirkning af returskyl	16
3.3 Metalfjernelse	17
3.4 Fines og opstuvning	20
4 Diskussion og perspektivering	21
5 Konklusion.....	28
Referencer	29
Appendiks A – Materialer og metode	30
Prøvetagning på Brøndby	30
Analyse metoder	30
Ammonium, nitrite and total N- analysis	30
Metal analyser	30
16S-sekvensering.....	31

2 Introduktion

I Danmark er drikkevandet baseret på grundvand. Generelt set indvindes der anoxisk grundvand, der indeholder forskellige reducerede stoffer. Formålet med drikkevandsbehandlingen er at forbedre smagen og holde et lavt indhold af næringsstoffer forud for distribution til forbrugerne. Derfor er vandet først blevet beluftet, hvorved der tilføres ilt (O_2), og metan (CH_4), og hydrogensulfid (H_2S) stripes af vandet. Ilten giver vandet en god smag og bruges til at oxidere jern ($Fe(II)$), mangan ($Mn(II)$) og ammonium (NH_4) i sandfiltrene. Mens jern- og manganoxidation er delvist fysisk/kemiske processer er ammoniumoxidationen udelukkende en mikrobiologisk proces.

Hårdhedsgraden beskriver vandets totale indhold af opløst calcium og magnesium. I dele af landet, især i Hovedstadsområdet, er drikkevandet hårdt til særdeles hårdt, hvilket giver udfordringer med kalkudfældning i distributionssystemet og hos forbrugerne (Figur 1). Derfor er flere vandforsyninger i dette område begyndt at planlægge blødgøring af drikkevandet, enkelte steder er blødgøring etableret. Årsagen er et stort ønske om blødgøring fra forbrugerne, samt samfundsøkonomiske gevinster, der følger med blødgøring i disse områder (1).



Figur 1. Drikkevandets hårdhed i Danmark, målt i hårdhedsgrader (dH) (2).

Drikkevandet kan blødgøres ved flere forskellige teknologier bl.a. ionbytnig, membranfiltrering og pelletreaktorer (dagligt omtalt som blødgøringskolonner i HOFOR, og derfor brugt som term i denne rapport). Teknologivalg samt placering af blødgøringen i systemet har stor betydning for

hvordan, og i hvor høj grad, implementeringen af blødgøring påvirker de resterende vandbehandlingsprocesser. HOFOR A/S har valgt at implementere blødgøringskolonner på de største vandværker, da denne teknologi er velegnet til storskalaproduktion.

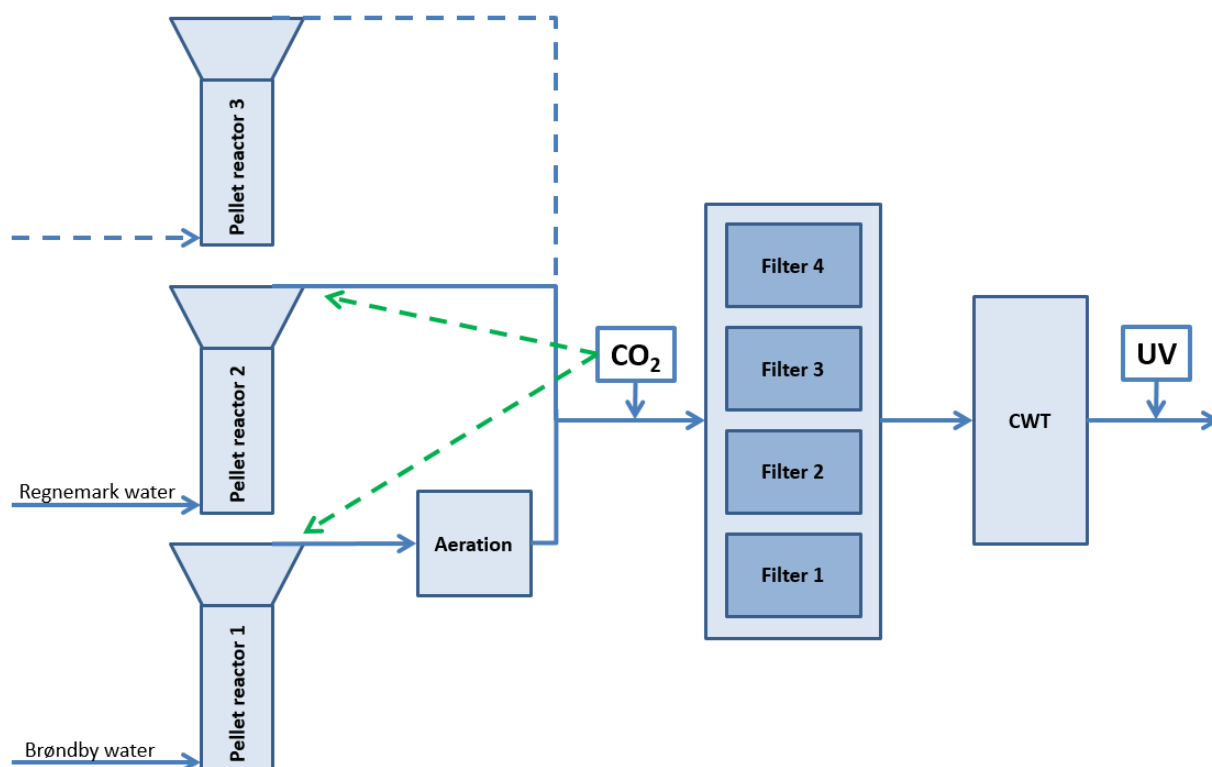
På de fleste vandværker i HOFOR A/S vil blødgøringskolonnerne blive implementeret som det første behandlingstrin, før beluftning og sandfiltrering. På denne måde vil sandfiltrene kunne fange små partikler (fines) som potentielt transporteres med vandet fra blødgøringskolonnerne. I blødgøringskolonnerne fjernes kalk, men også andre stoffer som fx jern og mangan, fra vandfasen. Dette kan påvirke andre processer i sandfilteret, for eksempel kan fjernelse af spormetaller påvirkes, idet disse primært udfældes sammen med fx jern. Dermed vil blødgøringskolonnerne påvirke de efterfølgende processer i sandfilteret, der vil få en ny funktion i vandbehandlingsprocessen. På nuværende tidspunkt er det uvist, hvordan og i hvor høj grad blødgøring med blødgøringskolonner vil påvirke funktionen af sandfiltre på danske vandværker både på kort og på længere sigt.

Formålet med dette projekt var at undersøge, om blødgøring med blødgøringskolonner påvirker funktionen af sandfiltre. Det undersøgte vi i et gammelt og nyt sandfilter på Brøndbyvester vandværk før og under implementering af blødgøringskolonner, med henblik på;

- Hvor effektivt nitrifikationsprocessen startede op og fungerede over længere tid
- Hvordan implementering af blødgøringskolonnerne påvirkede fjernelsen af spormetaller i sandfiltrene
- Hvorvidt fines fra blødgøringsprocessen blev tilført og akkumuleret i filtrene
- Om returskylleprocedurer kunne ændres/optimeres efter implementering af blødgøringskolonnerne

2.1 Brøndbyvester vandværk

Som en del af HOFORs blødgøringsstrategi, blev Brøndbyvester vandværk renoveret i 2016-2017, og tre blødgøringskolonner (pellet reactors) blev installeret (Figur 2). Værket er designet til at have to blødgøringskolonner i drift, hvoraf den ene behandler vand fra Brøndby kildeplads med en hårdhed på op til 32 °dH, imens den anden behandler vand fra Regnemark vandværk med en hårdhed på 23 °dH. Den tredje kolonne fungerer som back-up og anvendes under vedligeholdelse og rengøring af de to andre kolonner (Figur 2). Kolonnerne har en diameter på 110 cm i bunden og 160 cm i toppen, mens de måler 7,9 meter fra gulv til top (heraf er fluidized-bed kammeret 6,3 meter højt).



Figur 2 Konceptuel tegning af vandbehandlingsprocesserne på Brøndbyvester vandværk. Blå streger angiver der oprindelige procesdesign, grønne streger angiver ændring i design.

Der tilsættes sand og lud (NaOH) i bunden af kolonnerne. Sandet har en diameter på 0,35-0,5 mm og anvendes til at skabe en overflade, som kalken kan udfælde på. For at reducere tilførslen af små partikler og uønskede forureninger, bliver sandet vasket med vand, natriumhypochlorit og efterfølgende med natriumsulfit. Efter kolonnerne bliver vandet fra Brøndby kildeplads beluftet i coplators, hvorefter vandet fra begge kolonner blandes i et kammer under coplators (2-3 m³). I det første 1½ år efter implementering af kolonnerne blev der herefter doseret CO₂ til vandet for at stoppe kalkudfældning. CO₂-doseringen var placeret efter iltningen for at undgå at den doserede CO₂ blev afstrippet i beluftsprocessen. Efter værket havde været i drift i et års tid, var det dog tydeligt, at det var fordelagtigt at flytte CO₂-doseringen til toppen af kolonnerne, idet der blev observeret en betydelig kalkudfældning i coplators og reaktionsbassinet (Figur 3). Således kunne kalkudfældningen stoppes umiddelbart efter vandet var blevet blødgjort (Figur 2).



Figur 3 Rengøring af coplators efter et års drift på Brøndbyvester vandværk, efter etablering af blødgøringsproces. Baffelpladerne var fuldstændigt dækket af udfældet kalk og jern, der blev fjernet (foto: HOFOR A/S).

Filtersalen på Brøndbyvester vandværk blev ikke ombygget i forbindelse med renoeringen af værket, og således løber vandet efter beluftningen til fire parallelle sandfiltre. Tre af filtrene var de gamle filtre, mens ét filter, filter 2, fik skiftet filtermateriale i forbindelse med renoeringen. Undersøgelserne i dette projekt har fokuseret på det nye filter (filter 2), samt et af de gamle filtre (filter 3).

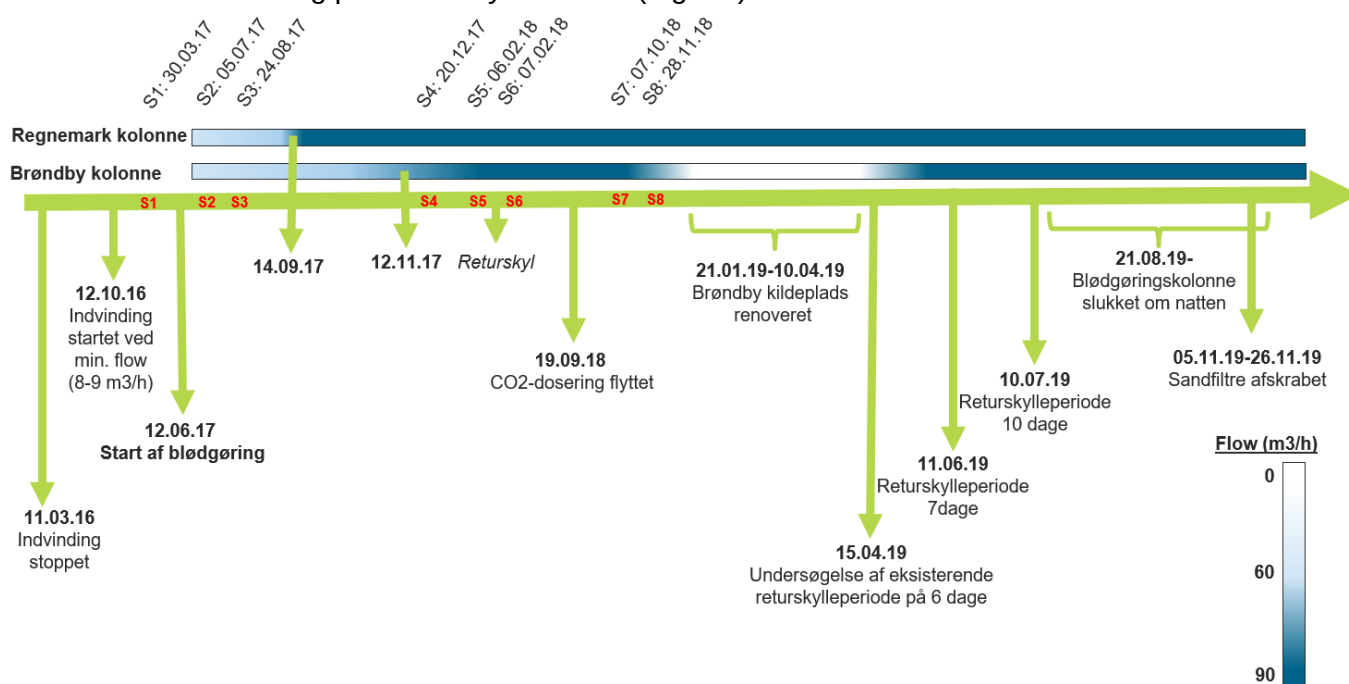
Efter filtrene bliver vandet ledt til rentvandsbeholderen, hvor det bliver blandet med en delstrøm af vand fra Værket ved Regnemark, og den ønskede hårdhed opnås ved afgang værk. Herefter distribueres vandet, efter det er blevet belyst i UV-anlæg.

Mens Brøndbyvester vandværk blev renoveret, var der kun en minimal vandtilførsel til filtrene, primært for at holde filtrene aktive/mikrobiologien levende. Ved den første prøvetagningsrunde, d. 30/3-2017, før blødgøringskolonnerne blev sat i drift, var det samlede flow på filtrene således 10 m³/h (Tabel 1). I de første måneder efter idriftsættelse af blødgøringskolonnerne, behandlede kolonnerne hver især 60 m³/h (3 måneder for Regnemark-kolonnen og 5 måneder for Brøndby-kolonnen) – altså et samlet flow på 120 m³/h til filtrene. Herefter blev produktionen øget til maximal kapacitet, hvilket svarer til ca. 90 m³/h på hver blødgøringskolonne, og et samlet flow på 180 m³/h til filtrene (Figur 4 og Tabel 1).

Tabel 1 Prøvetagningsrunder på Brøndbyvester vandværk.

		Dato	Samlet flow på filtre (m ³ /h)
S1	Før blødgøring	30/3-2017	10
S2	Implementering	5/7-2017	120
S3		24/8-2017	120
S4	Stabil drift	20/12-2017	180
S5	Før returskyl	6/2-2018	180
S6	Efter returskyl	7/2-2018	180
S7	Vandprøver gennem værk	9/10-2018	180
S8	Efter flytning af CO ₂ -dosering	28/11-2018	180

I september 2018 blev CO₂-doseringen flyttet fra efter beluftningen til toppen af kolonnerne, og i foråret 2019 blev Brøndby kildeplads renoveret. Efter renoveringen blev det forsøgt at hæve returskylleperioden i flere omgange, imens det blev undersøgt, om dette påvirkede trykniveauet i filtrene. Efterfølgende blev filtrene skrabet for fines (et lag på op til 3 cm), og det blev undersøgt, hvordan dette tiltag påvirkede trykniveauet (Figur 4).



Figur 4 Tidslinje for projektet, inkl. datoer for de største ændringer på værket, samt datoer for prøvetagningskampagner.

3 Blødgøringskolonnernes påvirkning på vandkvaliteten

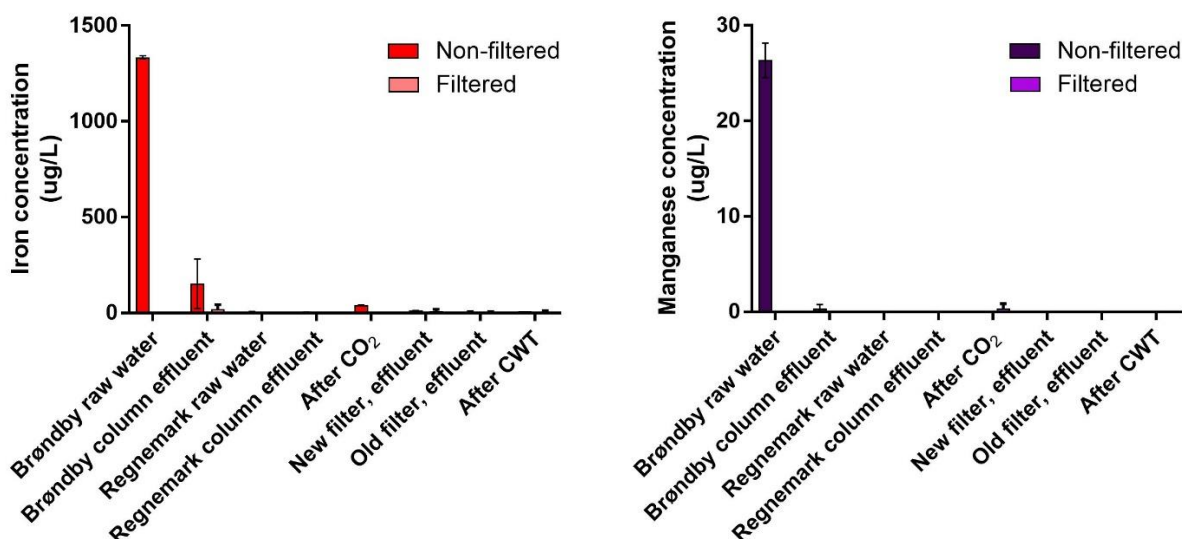
For at kunne vurdere hvordan implementering af blødgøringskolonner påvirker de efterfølgende sandfiltre, er det nødvendigt at vide, hvordan blødgøringskolonnerne ændrer vandkvaliteten.

I blødgøringskolonnernes bund tilsættes sand og lud (NaOH). Sandkornene holdes svævende i vandfasen ved et bestemt flow. Tilsætning af lud forårsager en pH-stigning, og på denne måde forskubbes karbonatsystemet, så det primært er karbonat CO_3^{2-} , der er tilstede i vandfasen. Karbonat udfælder med calcium (Ca^{2+}), som calciumcarbonat (CaCO_3), på sandet, og dermed starter dannelsen af pellets. Pellets vokser og bliver tungere, jo mere calciumcarbonat der udfældes, og graviterer mod bunden af kolonnen, hvor de fjernes fra systemet.

Dermed reducerer blødgøringskolonnerne koncentrationen af calcium og carbonat, men derudover ændres koncentrationen af en række metaller, idet de udfælder sammen med calciumcarbonat (3).

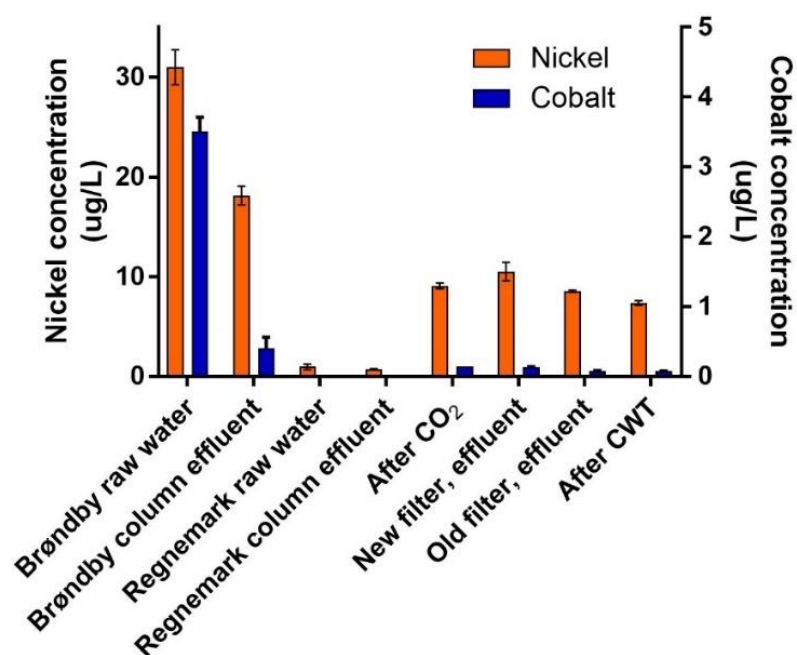
3.1 Metaller

Blødgøringskolonnerne påvirker koncentrationen af jern og mangan, som tidligere blev fjernet i sandfiltrene (Figur 5). I den blødgøringskolonne, der behandler vand fra Brøndby kildeplads, bliver koncentrationen af jern således reduceret med ca. 89%, mens mangankoncentrationen bliver reduceret med 99%. Vandet fra Regnemark er allerede behandlet på et konventionelt vandværk, før det blødgøres og indeholder derfor kun meget lave koncentrationer af jern, mangan og ammonium (Figur 5).



Figur 5 Koncentrationen af jern og mangan metaller igennem processtrinnene på Brøndbyvester vandværk. Vandet fra de to kolonner blandes før prøvetagningshanen 'After CO₂' (After CO₂ = Efter tilsætning af CO₂ – oprindelig placering; After CWT = Efter rentvandsbeholder).

Blødgøringskolonnerne reducerer også koncentrationen af nogle spormetaller. I vandet fra Brøndby kildeplads reduceres nikkelkoncentrationen således med 44%, imens kobolt reduceres med 93% (Figur 6). Ligesom for jern og mangan indeholder vandet fra Regnemark kun nikkel og kobolt i meget lave koncentrationer, derfor 'fortyndes' vandet, når Brøndby og Regnemark vand blandes, og koncentrationen af både nikkel og kobolt reduceres med ca. 42% inden sandfiltrene (Figur 6). I sandfiltrene reduceres koncentrationen af nikkel og kobolt yderligere, men dette beskrives i afsnit 4.3 Metalfjernelse.



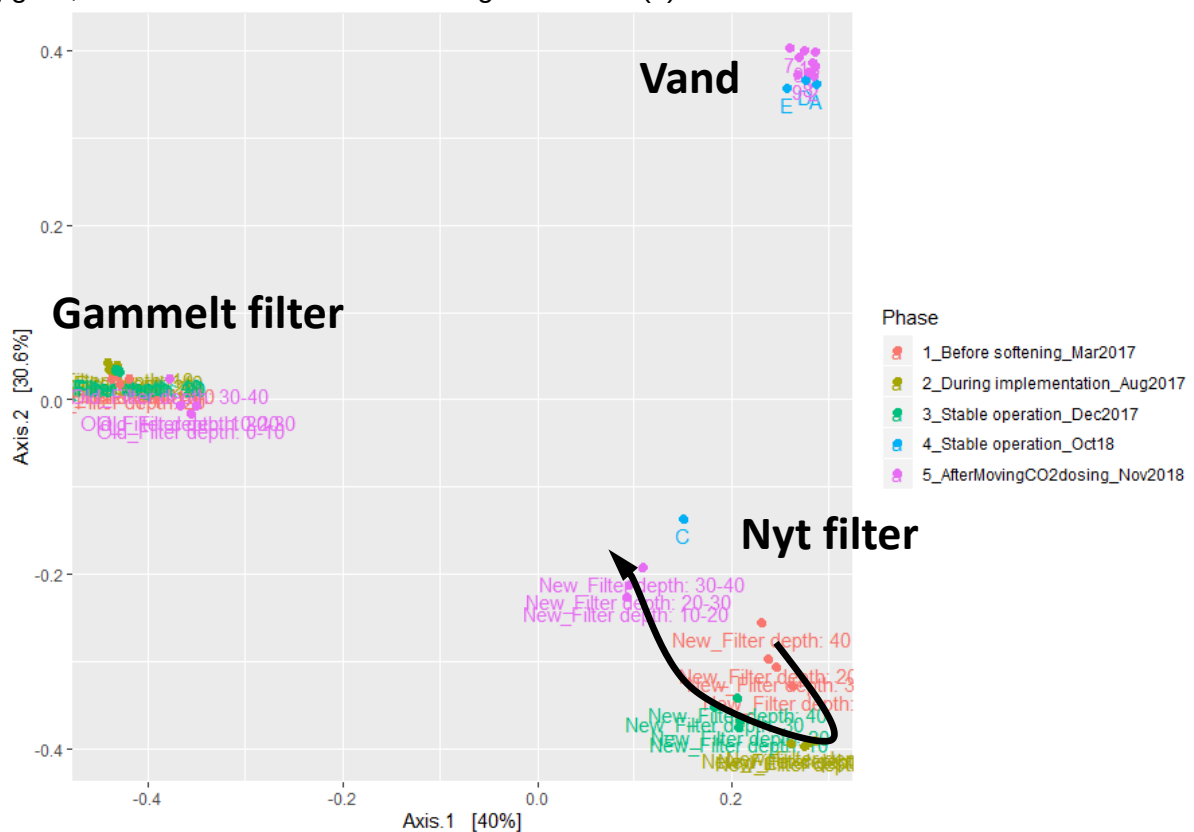
Figur 6 Koncentrationen af nikkel og kobolt igennem procestrinnene på Brøndbyvester vandværk. Vandet fra de to kolonner blandes før prøvetagningshanen 'After CO₂' (After CO₂ = Efter tilsætning af CO₂ – oprindelig placering; After CWT = Efter rentvandsbeholder).

4 Blødgøringskolonnernes påvirkning på sandfiltrene

Da de primære metaller bliver fjernet i blødgøringskolonnerne, er sandfiltrenes primære funktion, efter implementering af kolonnerne, at tilbageholde fines (calciumkarbonat) fra blødgøringsprocessen, samt at oxidere ammonium. I dette afsnit er det beskrevet, hvordan implementering af blødgøringskolonnerne påvirkede det mikrobielle samfund, nitrifikationen, fjernelsen af spormetaller samt akkumulering af fines i sandfiltrene.

4.1 Det mikrobielle samfund

Det mikrobielle samfund blev undersøgt i prøver af filtersand, udtaget over dybden af det nye og det gamle filter, samt i vandfasen igennem vandværket, ved at analysere prøver udtaget over projektperioden. Sammensætningen af det mikrobielle samfund adskilte sig tydeligt mellem vand, sand fra det gamle og sand fra det nye filter (Figur 7). Således var prøverne mere forskellige mellem filtrene og over tid, end de var over dybden af hver af filtrene. I det gamle filter var sammensætningen af det mikrobielle samfund stabil over tid, og blev kun påvirket i ringe grad af implementering af blødgøringsprocessen. I det nye filter udviklede sammensætningen af det mikrobielle samfund sig over projektperioden og kom med tiden i højere grad til at ligne det gamle filter. Den mikrobielle sammensætning af vandprøverne var meget stabil og ændrede sig ikke igennem vandværket. Dermed påvirker det mikrobielle samfund i sandfiltrene altså, overraskende nok, ikke vandet i særlig høj grad, hvilket er i kontrast til flere tidligere studier (4).



Figur 7 Sammensætningen af det mikrobielle samfund i sand- og vandprøver, udtaget i løbet af projektperioden på Brøndbyvester vandværk. Afstanden mellem punkterne viser hvor forskelligt/ens det mikrobielle samfund er i prøverne. Vandprøver markeret med et bogstav er udtaget i oktober 2018, mens vandprøver markeret med et tal er udtaget i november 2018 (A=Brøndby Råvand, C=Efter CO₂-dosering, D=Udløb nyt filter, E=Udløb gammelt filter, 1=Rentvandsbeholder, 2=Brøndby råvand, 3=Regnemark råvand, 4=Udløb Regnemark kolonne, 5=Udløb Brøndby kolonne, 6=Indløb nyt filter, 7=Indløb gammelt filter, 8=Udløb nyt filter, 9=Udløb gammelt filter).

4.2 Nitrifikation

Ammoniumoxidationen er en mikrobiologisk proces, hvor ammonium oxideres til nitrit og efterfølgende til nitrat. Denne proces kan foregå på to måder:

- Ved en to-delt proces, hvor en gruppe af bakterier, som fx *Nitrosomonas*, oxiderer ammonium til nitrit. Herefter oxideres nitrit til nitrat af andre bakterier, som fx *Nitrotoga* og *Nitrospira*.
- Ved en fuld proces, hvor ammonium oxideres hele vejen til nitrat – denne proces kaldes comammox, og udføres af nogle typer *Nitrospira* (5,6).

For at undersøge funktionaliteten af sandfiltrene ift. ammoniumoxidationen, målte vi vandets koncentration af ammonium, nitrit og nitrat over dybden af sandfiltrene og undersøgte tilstedeværelsen af bakterier knyttet til ammoniumoxidationen i filtersandet.

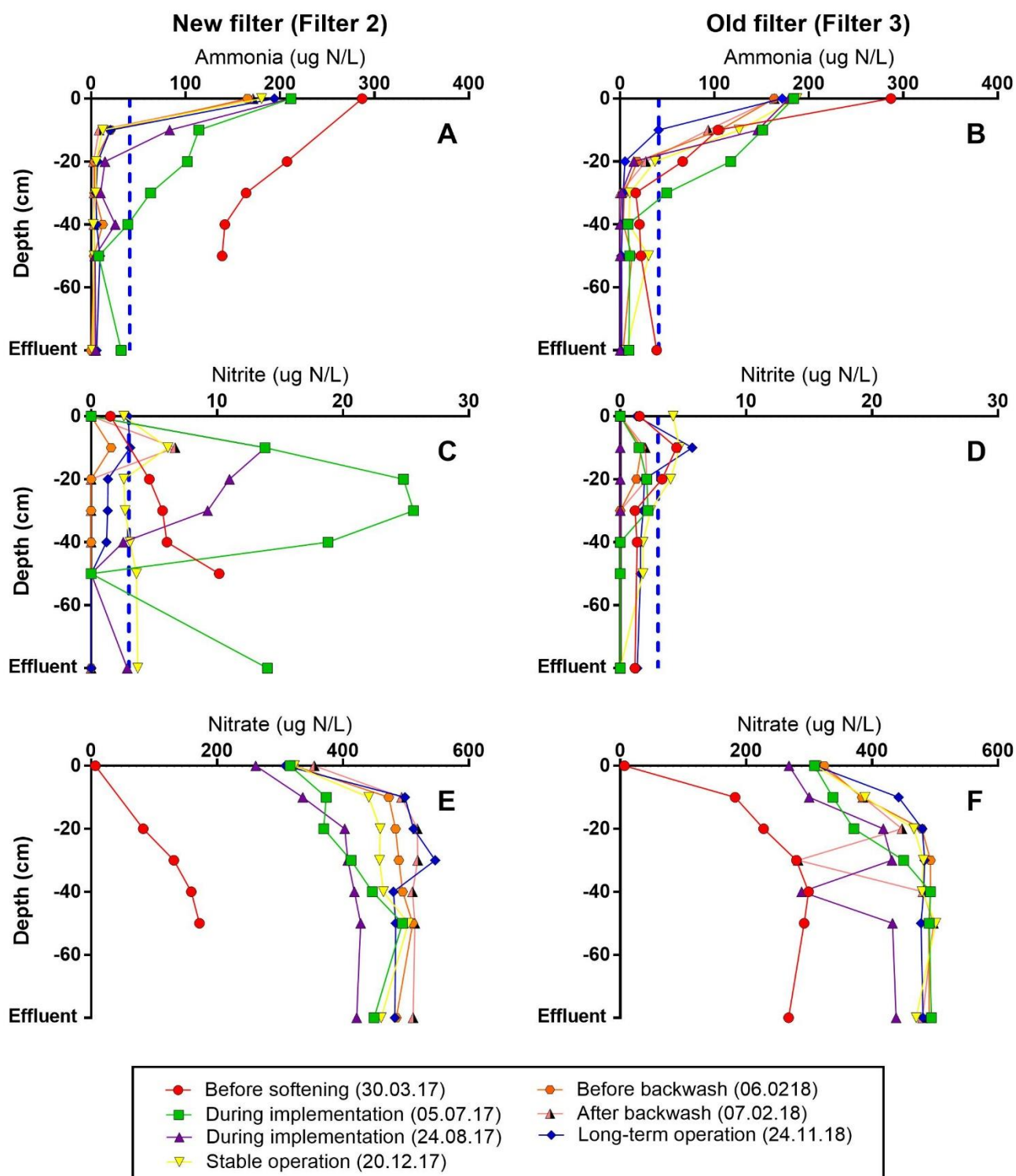
I begge filtre udgjorde *Nitrosomonas* en betydelige fraktion af alle ammoniumoxiderende bakterier ved alle prøvetagningsrunder, og fraktionen voksede i løbet af projektperioden (Figur 9).

Tilstedeværelse af *Nitrosomonas* viser, at ammonium bliver delvist oxideret som en to-delt proces i begge filtre. Hvis der ikke er tilstrækkeligt nitritoxiderende bakterier i toppen af filteret, vil denne proces altså kunne akkumulere nitrit, som presses ned i de dybere lag i filteret.

Før igangsættelse af blødgøring var vandtilførslen til filtrene lav og bestod udelukkende af vand fra Brøndby kildeplads, hvilket betød, at startkoncentrationen af ammonium var 287 $\mu\text{g-N/L}$. I det gamle filter blev ammonium oxideret og kom under grænseværdien (41 $\mu\text{g-N/L}$ = 56 $\mu\text{g-NH}_4\text{/L}$), i løbet af de øverste 30 cm af filteret. Ammoniumoxidationen medførte en mindre akkumulering af nitrit, i en dybde på 10 cm i det gamle filter, men dette blev oxideret i de dybere lag, og nitrit koncentrationen kom under grænseværdien i løbet af de øverste 30 cm af filteret (3 $\mu\text{g-N/L}$ = 10 $\mu\text{g-NO}_2\text{/L}$) (Figur 8D). I overensstemmelse med dette, steg koncentrationen af nitrat i de øverste 30 cm, svarende til den oxiderede mængde ammonium (Figur 8F).

I det nye filter blev ammonium reduceret til ca. 50% af indløbskoncentrationen (Figur 8A), og selvom størstedelen af det oxiderede ammonium kunne genfindes som nitrat (Figur 8E), så var der på dette tidspunkt en akkumulering af nitrit ned gennem filteret (30/3-2017) (Figur 8C). Ved en dybde på 50 cm var både ammonium- og nitritkoncentrationen således over grænseværdien i det nye filter.

Da blødgøringen startede i juni 2017, blev vandtilførslen i første omgang øget til 30 $\text{m}^3\text{/filter/h}$, og ved målingen d. 5/7-2017 blev ammonium nu presset længere ned i det gamle filter, på trods af en lavere indløbskoncentration (idet halvdelen af det vand, der tilføres, allerede er behandlet på Værket ved Regnemark). Men ved 40 cm dybde var ammoniumkoncentrationen under grænseværdien (Figur 8B). I det nye filter var ammoniumoxidationen ved at starte op, og koncentrationen var lige omkring grænseværdien i 40 cm dybde (Figur 8A). Det var dog tydeligt, at nitritoxidationen ikke startede lige så hurtigt op i det nye filter (Figur 8C), som i det gamle filter. Ved udløb af det nye filter var nitritkoncentrationen ca. 15 $\mu\text{g-N/L}$, og således over grænseværdien (efter filteret blev vandet fortyndet med vand fra de 3 gamle filtre, samt vand fra Værket ved Regnemark, inden det blev ledt til forbruger).



Figur 8 Ammonium-, nitrit- og nitratkoncentrationsprofiler gennem sandfiltrene på Brøndbyvester vandværk ved forskellige prøvetagningsrunder fordelt over 1½ år, før, under og efter etablering af blødgøring. **A)** Ammoniumkoncentration over dybden af det nye filter, **B)** Ammoniumkoncentration over dybden af det gamle filter, **C)** Nitritkoncentration over dybden af det nye filter, **D)** Nitritkoncentration over dybden af det gamle filter, **E)** Nitratkoncentration over dybden af det nye filter, **F)** Nitratkoncentration over dybden af det gamle filter.

I det nye filter kunne nitritoxidationen således ikke kan følge med ammoniumoxidationen ved de første prøvetagningsgange, hvilket formodentligt også forklarer den betydelige fraktion af *Nitrotoga* i det nye filter på dette tidspunkt (Figur 9 top). *Nitrotoga* oxiderer nitrit til nitrat, og det er tidligere observeret, at *Nitrotoga* bliver naturligt selekteret ved høje nitritkoncentrationer (7).

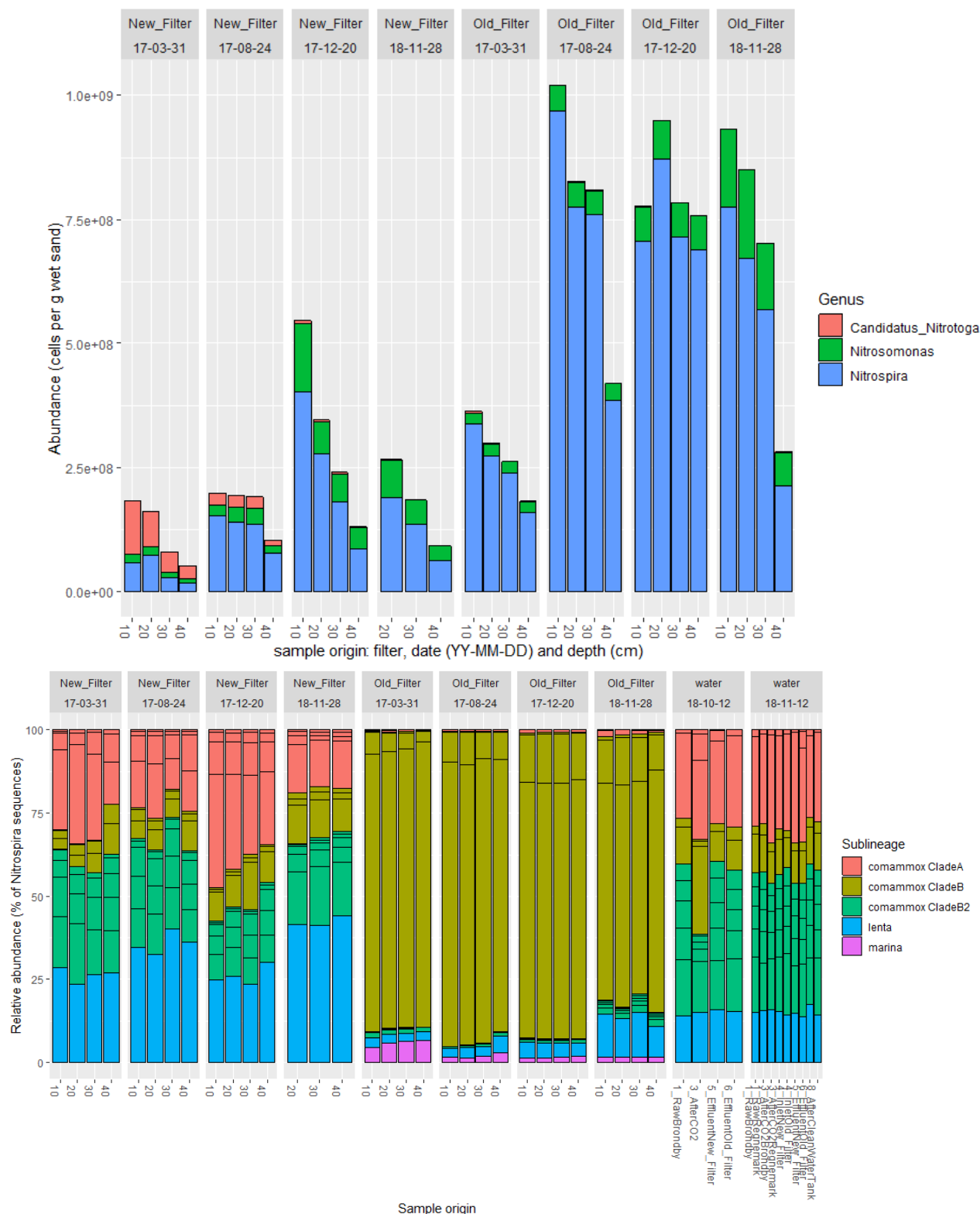
De næste prøvetagningsrunder viste, at ammoniumoxidationen hurtigt blev mere effektiv i begge filtre, imens nitritoxidationen fortsat var mest effektiv i det gamle filter. Ved 30 cm dybde var nitritkoncentrationen således under grænseværdien i det gamle filter ved alle prøvetagningsrunder (Figur 8D). I det gamle filter må der derfor enten være etableret et mikrobielt miljø, der hurtigt kunne oxiderede det dannede nitrit, eller også omdannes ammonium direkte til nitrat.

I det nye filter blev nitritoxidationen også mere effektiv med tiden, og samtidigt blev fraktionen af *Nitrotoga* mindre, mens fraktionen af *Nitrosomonas* og *Nitrospira* voksede (Figur 9 top). Således var nitritkoncentrationen i udløb fra det nye filter under grænseværdien i februar 2018 (Figur 8C).

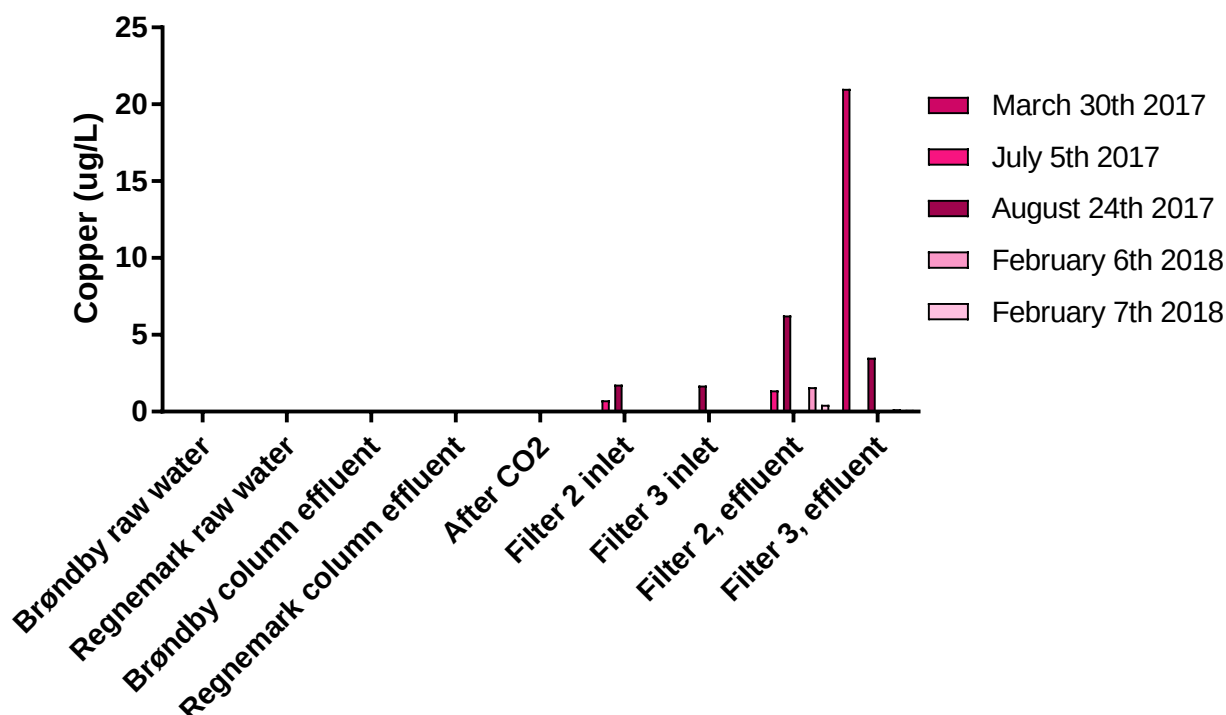
I det gamle filter voksede fraktionen af *Nitrospira* imellem de to første prøvetagningsrunder og nåede over $7,5 \times 10^8$ celler/g_{sand} i de øverste 30 cm, hvorefter koncentrationen var stabil i disse lag i resten af projektperioden. I det nye filter voksede fraktionen af *Nitrospira* også, men nåede maksimalt 4×10^8 celler/g_{sand} (toplaget fra det nye filter fra prøven d. 18/11-2018 er dog ikke analyseret). Derudover var sammensætningen af bakterier indenfor slægten af *Nitrospira* meget forskellige i de to filtre. I det nye filter var sammensætningen af *Nitrospira* meget lig sammensætningen i vandfasen, hvor > 25% tilhørte arten *Nitrospira lenta*, som oxiderer nitrit, og kun 25-50% tilhører typerne Clade A og Clade B, der begge med stor sandsynlighed er comammox (8). Herimod var > 80% af *Nitrospira* i det gamle filter Clade B. Dermed var dette filter domineret af comammox, og ammoniumoxidationen må forventes i højere grad at foregå i et enkelt trin i det gamle filter, end i det nye filter. Dette stemmer overens med, at der *ikke* blev observeret akkumulering af nitrit i det gamle filter, men i det nye filter.

Ved den sidste prøvetagningsrunde faldt antallet af *Nitrospira* i de dybe lag af begge filtrene. Det var formodentligt fordi, ammoniumoxidationen nu var mere effektiv i toppen af filteret, og således var ammoniumkoncentrationen under grænseværdien i begge filtre allerede i 10 cm dybde (Figur 8A og B). Ligeledes var nitratkoncentrationen stabil ved 20 cm dybde.

Nitrifikationen i sandfiltre kan blive hæmmet, hvis der ikke er tilstrækkeligt kobber i systemet (9). Derfor blev det undersøgt, om der var kobber i vandet igennem behandlingsprocessen. Det viste sig, at der var målbare koncentrationer af kobber både i vandet over og i udløbet fra sandfiltrene (Figur 10). Analyser af filtersandet viste også, at belægningen (coatingen) på filtersandet fra begge filtre indeholdt kobber (se nedestående afsnit om filtersand) (Figur 10). Under opstarten af sandfiltrene har der altså været kobber tilstede i systemet. Da sandfiltrene er en del af det gamle vandværk, er det er uvist, hvor i systemet kobberet stammer fra – det kunne fx stamme fra messing fittings eller -haner. Ved implementering af blødgøring på nye værker, vil der blive installeret kobberelektroder, så nitrifikationen ikke bliver begrænset pga. mangel på kobber.



Figur 9 Sammensætning af ammonium oxiderende bakterier i filtrene på Brøndbyvester vandværk over projektperioden. **Top)** Fordeling mellem familier og antal af bakterier associeret med ammoniumoxidationen. **Bund)** Fordeling mellem typer af *Nitrospira* i filteret. Clade A og Clade B er med stor sandsynlighed comammox og kan således oxidere ammonium hele vejen til nitrat. Det er Clade B2 formodentligt også, men det er mere usikkert. Herimod er *Nitrospira lenta* og *Nitrospira marina* nitrit oxiderende bakterier.



Figur 10 Koncentrationen af kobber i vandfasen igennem procestrinnene på Brøndbyvester vandværk (After CO₂ = Efter tilsætning af CO₂ – oprindelig placering; After CWT = Efter rentvandsbeholder).

4.2.1 Returskyls påvirkning på ammoniumoxidationen

I februar 2018 blev der udtaget vandprøver umiddelbart før og efter et returskyl. Returskyllet havde ingen påvirkning på ammoniumoxidationen i nogle af filtrene (Figur 8A og B). Nitritkoncentrationen ved 10 cm dybde var herimod højere efter returskyl (8 µg-N/L) end før returskyl (1 µg-N/L) i det nye filter, imens der ikke var nogen forskel i det gamle filter (Figur 8C og D).

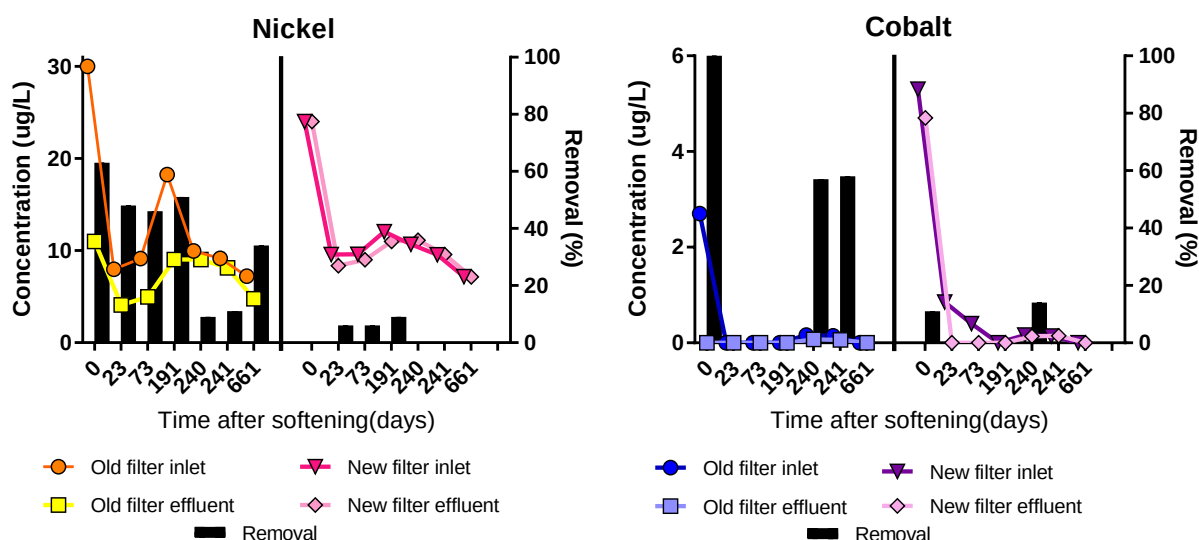
Ved returskyl skylles der formodentligt en betydelig mængde nitritoxiderede bakterier ud af toplaget på det nye filter, imens der i det gamle filter enten skylles en mindre fraktion bakterier ud, eller også indeholder dette filter en større resiliens, og genetablerer dermed nitritoxidationen hurtigere efter returskyllet.

4.3 Metaller – fjernelse fra vandfase og akkumulering på filtersand

Opløste metaller i vandet kan danne komplekser, hvilket er afgørende for deres udfældningspotentiale. Kompleksdannelsen afhænger af vandets kemiske sammensætning og metallernes speciering (afhængigt af redox-potentiale og pH). Nogle spormetaller kan under bestemte forhold udfælde sammen med fx jernoxider (fx Gude, Rietveld and van Halem, 2018a). For at undersøge hvordan blødgøring påvirkede fjernelsen af metaller og spormetaller i filtersandet, målte vi koncentrationen i vandet gennem filtrene, samt på filtersandet, før og efter blødgøring.

Blødgøringskolonnerne reducerede jern- og mangankoncentrationen med 89-99% (Figur 5), og efter implementeringen af kolonnerne var jern og manganudfældning altså reduceret til et minimum i sandfiltrene. Ved at undersøge coatingen på filtersandet kunne det ses, at det nye filter indeholdte < 1 mg jern/ g_{sand} og < 1 mg mangan/g_{sand}, både før og efter igangsætning af blødgøring ("efter prøven" var undtaget efter 1½ års drift) (Figur 12). Koncentrationen af jern (28-35 mg/g_{sand}) og mangan (6-10 mg/g_{sand}) var uændret i det gamle filter (Figur 12) før og efter igangsætning af blødgøring, og dermed må jern og mangan være bundet så fast på sandet, at det ikke fjernes ved returskyl. Målingerne før blødgøring viste, at i vandet svarede mangankoncentrationen til 2% af jernkoncentrationen, men i filtersandets coating svarede mangankoncentrationen til 23% af jernkoncentrationen. Mangan er derfor bundet fastere til sandet end jern.

Råvandet fra Brøndbyvester kildeplads indeholder nikkelkoncentrationer tæt på grænseværdien (20 µg/L). Da fjernelsen af spormetaller kan afhænge af fx jern- eller manganfjernelsen, blev det undersøgt, om etablering af blødgøring påvirkede fjernelsen af spormetaller (Figur 11).



Figur 11 Fjernelse af nikkel og kobolt i det nye og det gamle filter før blødgøringen og i perioden efter etablering af blødgøringskolonnerne.

Inden blødgøringen startede, blev nikkel fjernet med 63%, og kobolt med 100% (100 % for zink – ikke vist her) i det gamle sandfilter, imens der ikke blev fjernet nikkel og kun 11% kobolt i det nye filter. Efter blødgøring mistede det gamle filter langsomt kapaciteten til at fjerne nikkel og kobolt, hvor der efter 240-241 dages drift kun blev fjernet 9-11% nikkel og 57-58% kobolt. I det nye filter blev der ikke opbygget nogen betydelig kapacitet i perioden, og efter 240-241 dage fjernes der fortsat 0% nikkel og 0-14% kobolt (Figur 11).

I overensstemmelse med dette indeholdt coatingen på det gamle filtersand 0,4-1,1 mg nikkel/g_{sand} både før og efter igangsætning af blødgøring, mens der var $\leq 0,01$ mg/g_{sand} i det nye filter efter 1½ år (Figur 12). Det tyder på, at nikkel bandt sig til den 'faste' del af jern/mangan coatingen på det gamle filtersand og ikke blev fjernet ved returskyl. Da der også var nikkel i vandet efter blødgøring (Figur 6 og 11), og der kunne måles noget nikkel på det nye filtersand, indikere dette, at jern/mangan coatingen på det gamle filtersand er essentiel for tilbageholdelsen af nikkel.

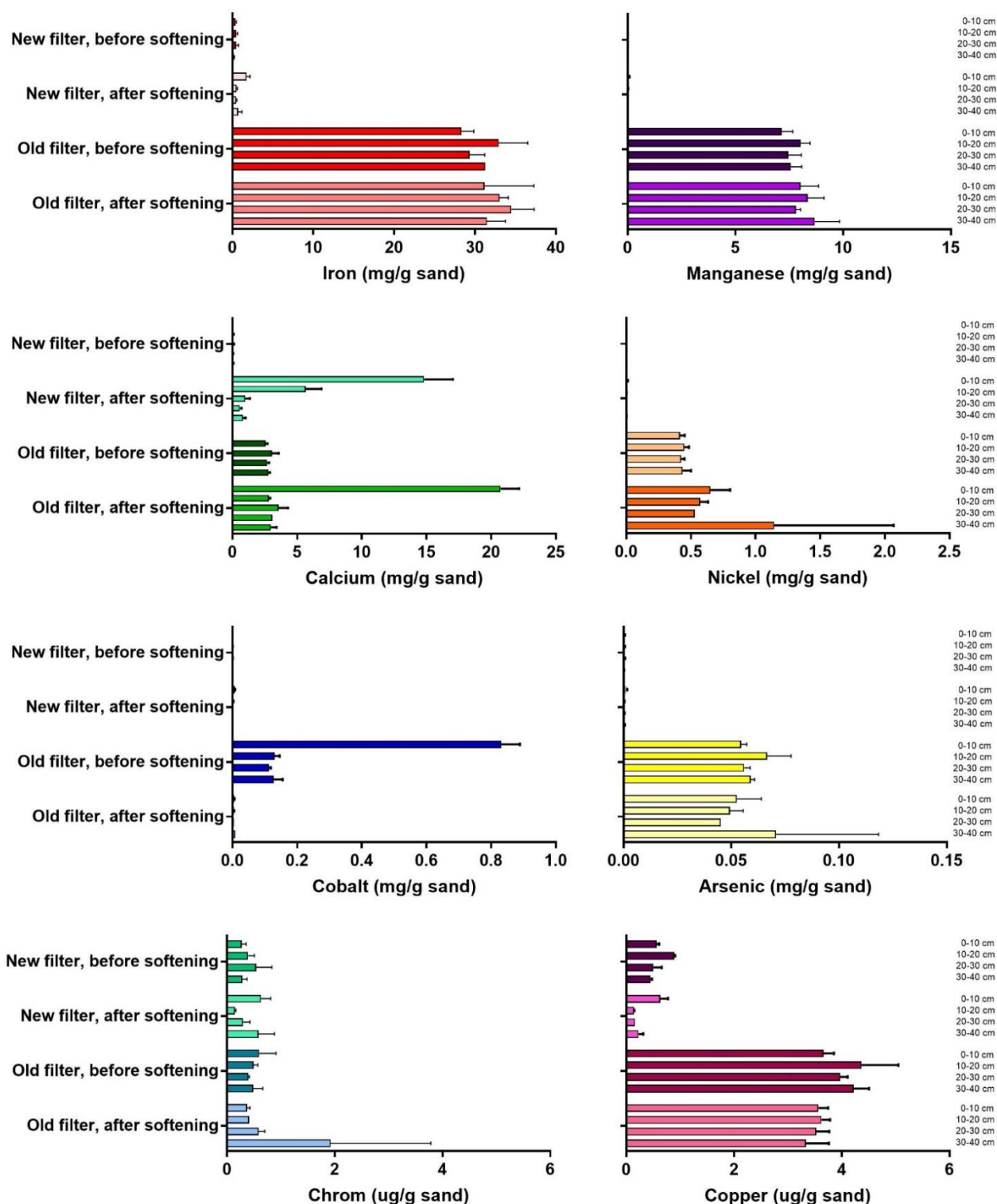
Koboltkoncentrationen var $> 0,01$ mg kobolt/g_{sand} både før og efter blødgøring i det nye filter. I det gamle filter sand var koboltkoncentrationen 0,1-0,9 mg kobolt/g_{sand} før blødgøring, mens den var reduceret til $> 0,01$ mg kobolt/g_{sand} efter blødgøringen blev implementeret (Figur 12). Det indikerer, at kobolt binder sig til okkerslam i sandfilteret. Da det meste jern og kobolt nu bliver fjernet i blødgøringskolonnerne, findes denne fraktion ikke længere i filteret, og det der må have været før, er blevet vasket ud af filteret.

Arsenfjernelse afhænger af jernoxidationen (11), men pga. meget lave arsenkoncentrationer i vandfasen, var det ikke muligt at påvise en arsenfjernelse fra vandfasen over dybden i filteret. Til gengæld var der tydeligt forskel på arsenkoncentrationen i det nye og det gamle filtersand. Således var koncentrationen af arsen 0,059 mg/g_{sand} på det gamle filter sand før blødgøring, og 0,054 mg/g_{sand} efter blødgøring, mens koncentrationen var $\leq 0,001$ mg/g_{sand} i det nye filtersand (Figur 12).

Mængden af calcium steg i sandfiltrene efter blødgøring – især i det nye filter (Figur 12). Efter blødgøring startede, kom der et toplag på filtrene, der indeholder høje koncentrationer af calcium. Dette er et tegn på, at calciumcarbonat-fines fra blødgøringsprocessen transporteres til sandfiltrene, hvor de aflejres.

Kobber findes i små mængder i coatingen på både det nye og det gamle filtersand, hvilket stemmer overens med kobbermålinger fra vandfasen (Figur 12). Dette kan, som tidligere nævnt have haft en betydning for etableringen af nitrifikationsprocessen.

Krom findes ligeledes i små koncentrationer i begge filtre, både før og efter blødgøring (Figur 12). Forekomsten af krom er dermed uafhængig af den eksisterende coating samt af blødgøringen.



Figur 12 Koncentrationen af udvalgte metaller og spormetaller i filtersand fra Brøndbyvester vandværk. Koncentrationen i hhv. det nye og det gamle filter er målt før blødgøring (marts 2017) og ca. 1½ år efter blødgøring startede (november 2018) og er angivet som vægt/total vægt af coating og sandkorn. **A)** Jern, **B)** Mangan **C)** Calcium, **D)** Nikkel, **E)** Kobolt og **F)** Kobber.

4.4 Fines og op stuvning

Efter implementering af blødgøringskolonnerne, er en af sandfiltrenes primære funktioner at tilbageholde fines fra blødgøringsprocessen. Efter implementering af blødgøringsprocessen var det tydeligt, at der kom hvide aflejringer på toppen af alle sandfiltrene (Figur 13 top venstre). Da dette ikke kun forekom i det nye filter, var det var aflejringer der stammede fra blødgøringsprocessen. Prøver af disse aflejringer viste, at de primært bestod af sandpartikler, men 9-15% af prøverne kunne opløses med syrer, og bestod således af fx kalk- eller jernpartikler.

Ved en prøvetagningsrunde blev en klump af meget fine partikler desuden fundet i 30-40 cm dybde i det gamle filter (Figur 13 top højre). Disse områder med fine partikler kan skabe kanaldannelse og 'døde zoner' i filteret. Dette er uønsket, da det på sigt kan give udfordringer med at opretholde en god vandkvalitet.



Figur 13 Fines i filtrene på Brøndbyvester vandværk. a) Hvide aflejringer på sandfiltre på Brøndbyvester vandværk, b) Fine partikler i en dybdeprofil fra sandfilter, c) Udtagning af dybdeprofil, d) Vakuumpumpe til analyse af vandprøve e) Filter med partikler fra vandprøve.

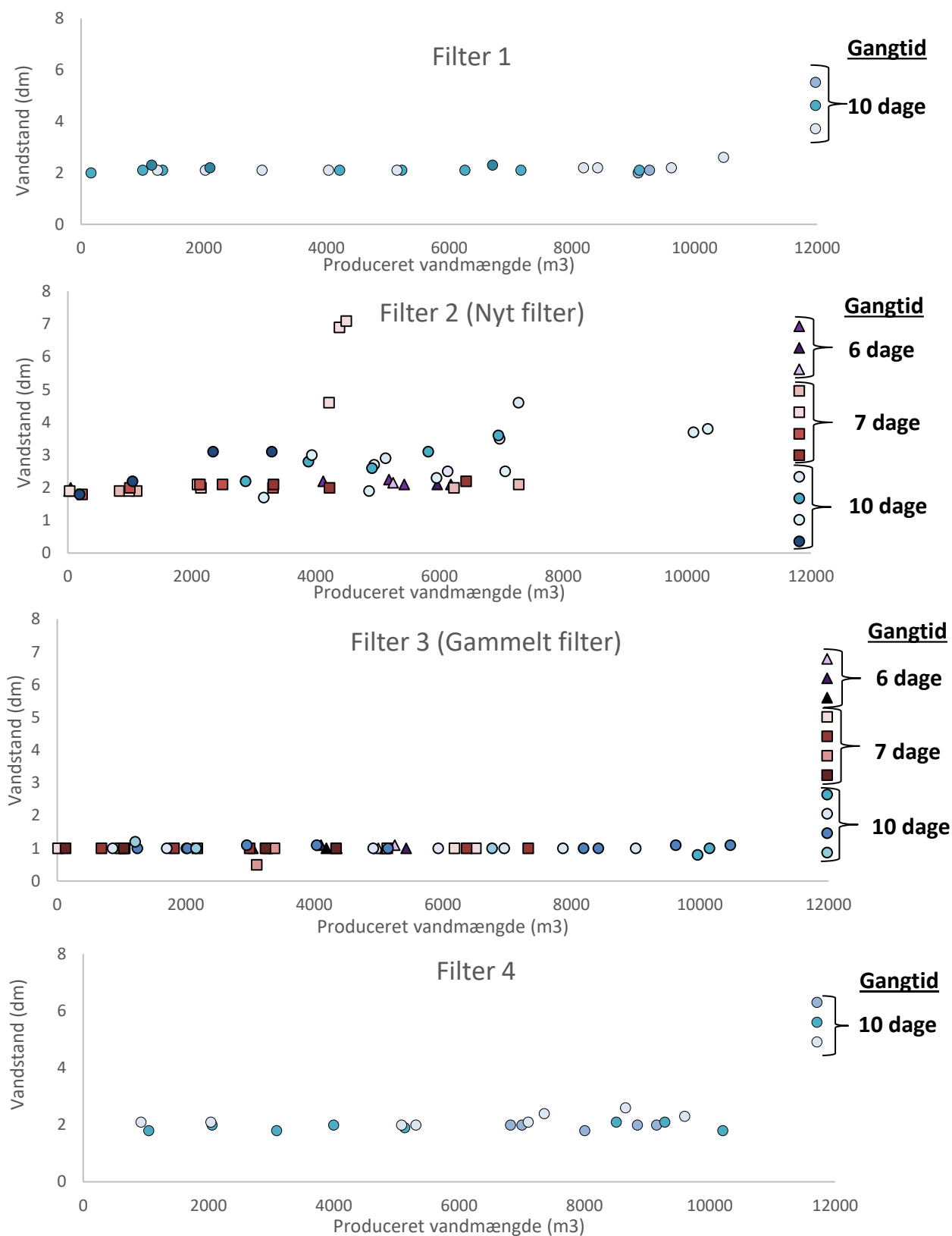
For at undersøge omfanget af fines-tilførslen fra blødgøringskolonnerne, blev der udtaget 1 L vand før sandfiltrene, og denne blev filtreret på 0,2 μm filtre (Figur 13 nederste midt og højre). Ved filtreringen var det tydeligt, at der kom et lag af fines på filtrene. Grundet usikkerheden på metoden var det dog ikke muligt at kvantificere mængden af fines.

For at undersøge i hvor høj grad filtrene blev påvirket af fines, blev der opsat målebarer i sandfiltrene og vandstanden blev aflæst over filterenes returskylleperiode. Trykopbygning på filtrene kan til dels påvirkes af fines, til dels af reduceret jern- og mangantilførsel efter implementering af blødgøringskolonnerne.

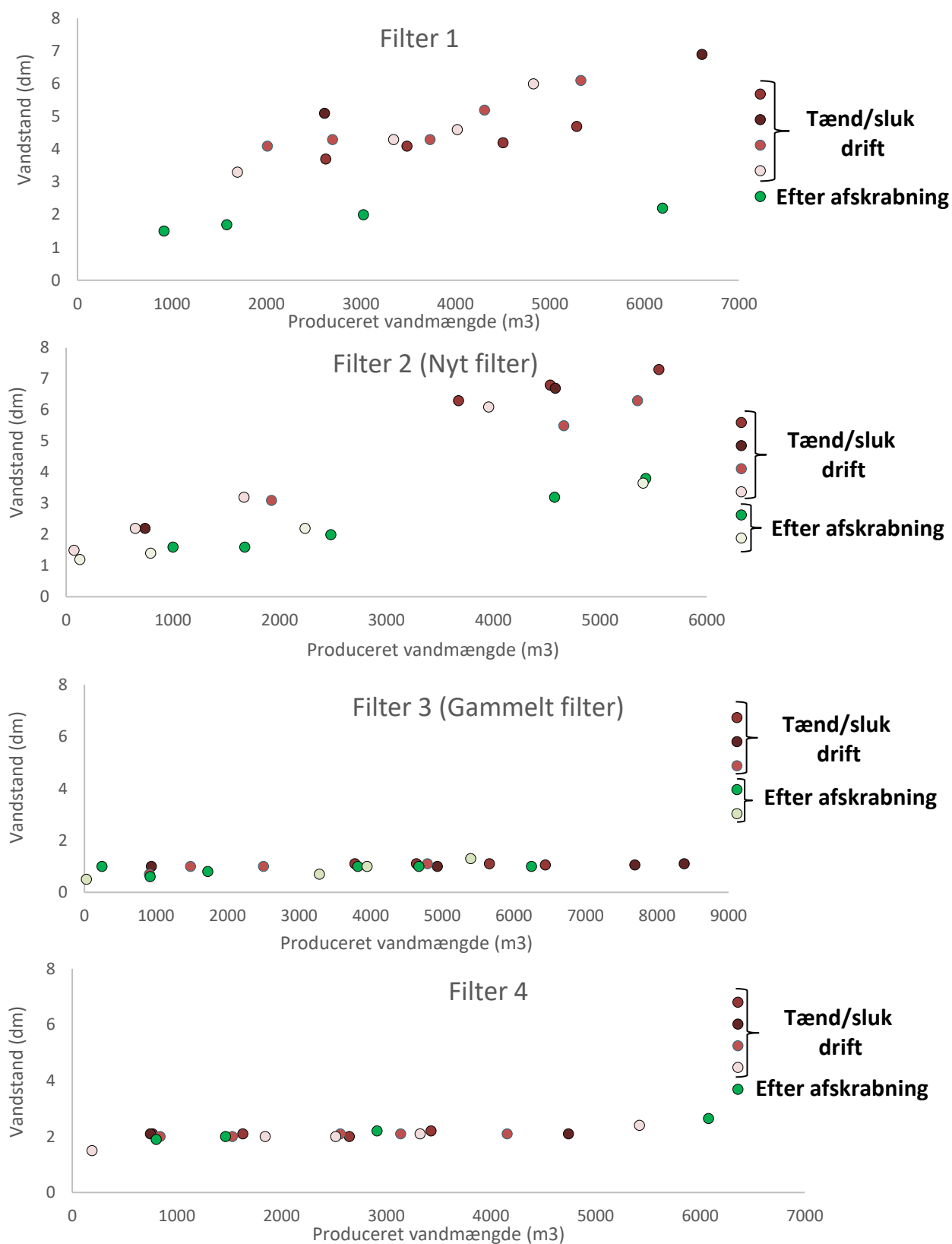
Sandfiltrene havde en oprindelig returskylleperiode på seks døgn, svarende til en produceret vandmængde på op til ca. 6000 m^3 . Da der hverken var målbar trykopbygning på det nye eller det gamle filter (filter 2 og 3) (Figur 14), blev det undersøgt, om gangtiden på filtrene kunne øges. En øget gangtid, kan medføre et reduceret vand- og energiforbrug.

I første omgang blev gangtiden på filtrene øget til syv døgn, svarende til en produceret vandmængde på ca. 7500 m^3 . Den øgede belastning gav ikke anledning til trykopbygning på det gamle filter (Filter 3), mens der blev aflæst en høj vandstand i det nye filter (Filter 2) i en af returskylleperioderne (Figur 14). I den efterfølgende returskylleperiode, var der ingen trykopbygning på filteret, og den høje vandstand var i nye filter var derfor grundet en særlig hændelse, og ikke almindelige driftsforhold. Gangtiden blev øget yderligere til 10 døgn, svarende til en produceret vandmængde på ca. 10500 m^3 , og trykopbygningen på alle fire filtre blev monitoreret. Driftsændringen gav ikke anledning til trykopbygning på nogen af tre gamle filter, men vandstanden steg fra ca. 20 cm til 31-46 cm på det nye filter, i alle de undersøgte returskylleperioder (Figur 14). Da stigningen kun forekom i det nye filter, var denne formodentligt forårsaget af, at filteret trængte til at blive afskrabet, som en del af indkøringen. Det var dermed muligt at øge gangtiden på sandfiltrene fra seks til ti dage efter implementering af blødgøringskolonnerne. Det blev ikke undersøgt om gangtiden kunne øges yderligere.

Efter perioden med øget gangtid på filtrene, kørte blødgøringskolonnerne i en periode på ca. 3 måneder med ændret drift, hvor kolonnerne blev slukket og startet dagligt. På trods af at gangtiden blev reduceret til seks dage, var der i denne periode en markant stigning i trykopbygningen på Filter 1 (fra 21 cm op til 69 cm) og Filter 2 (fra 21 cm op til 73 cm), imens der ikke var trykopbygning på Filter 3 og 4 (Figur 15). Eftersom vandstanden i Filter 1 og 2 kom tilbage til det oprindelige niveau efter hvert returskyl, var det tydeligt, at trykopbygningen var forårsaget af den aktuelle drift af blødgøringskolonnerne, og at størstedelen af de overførte fines blev fjernet igen ved returskyl. Såfremt blødgøringskolonnerne skal startes og stoppes dagligt, anbefales det derfor, at opstart af blødgøringskolonnerne optimeres, så turbulens og dermed overførsel af fines begrænses.



Figur 14 Trykophbygning på sandfiltre under almindelig drift samt ved øget returskylleperiode.



Figur 15 Trykopbygning på sandfiltre i periode hvor blødgøringskolonnerne tændes og slukkes dagligt, samt efter afskrabning.

4.4.1 Afskrabning

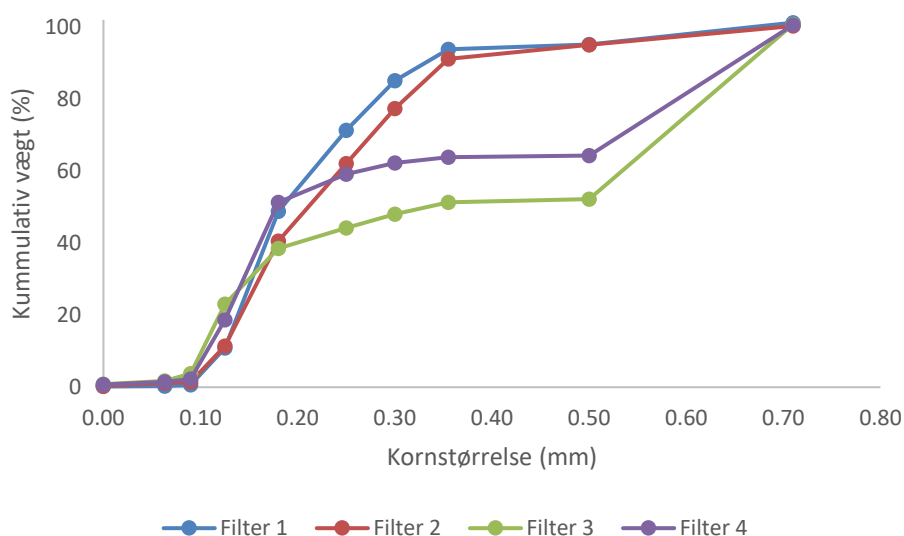
Sandfiltrene på Brøndbyvester vandværk blev afskrabet i november 2019 (Figur 16). Det blev undersøgt om afskrabning havde en positiv effekt på trykopbygningen, samt om det øverste lag filtrene primært var sandpartikler, eller udfældninger/partikler der kunne opløses med syre, og hvilke metaller udfældningerne/partiklerne bestod af. Ved afskrabningen var det tydeligt, at der lå et jævnt lag fines over hele overfladen på Filter 1 og 2, imens laget forekom i plamager på Filter 3 og 4 (Figur 16).



Figur 16 Afskrabning af Filter 2 (Nyt filter, øverst) og Filter 3 (Gammel filter, nederst), efter lidt mere end 2 års drift med blødgøringskolonner. Billeder til venstre er taget før afskrabning og billeder til højre er under afskrabning (foto: HOFOR A/S).

Efter afskrabningen var trykopbygningen i Filter 1 (fra 15 cm til 22 cm) og Filter 2 (fra 12 cm til 37 cm) blevet reduceret (Figur 15). I Filter 3 og 4 var der fortsat ingen trykopbygning. Afskrabningen havde derfor umiddelbart den ønskede effekt.

Sigtekurven for prøven fra Filter 1 og 2 var næsten identisk og var begge normalfordelt. Prøven fra Filter 2 (Nyt filter) var normalfordelt omkring en kornstørrelse på 0,25 mm ($d_{50} = 0,3$ mm). Prøven fra Filter 3 og 4 også næsten identiske og de var begge asymmetrisk fordelt. Prøven fra Filter 3 havde størst vægt ved to kornstørrelsesintervaller hhv. 0,18 mm og 1 mm ($d_{50} = 0,25$) (Figur 17). Dette indikerer at imens prøverne fra Filter 1 og 2 kun indeholdt fines fra toplaget, så indeholdt prøven fra Filter 3 og 4 både fines fra toplaget, samt det originale filtersand, der havde en større kornstørrelse.



Figur 17 Sigtekurve for afskrabningsprøver fra alle fire filtre på Brøndbyvester vandværk ved afskrabning i november 2019 – 2 år efter implementering af blødgøringskolonner på værket.

Det blev undersøgt, hvor stor en fraktion der kunne syreopløses for hver enkelt sandfraktion i Filter 2 og 3, og hvilke metaller de opløste udfældningen/partikler bestod af (Appendiks B). For de fire fraktioner med kornstørrelse $< 0,355$ mm var de to filtre næsten identiske (Tabel 2). Her kunne 5-16% af prøven opløses med syre, og de opløste udfældninger/partikler var domineret af calcium (Ca), der udgjorde op til 4,1% af den samlede prøve. Da der ikke forekom jern (Fe) og mangan (Mn) i fraktionerne med kornstørrelse $< 0,355$ mm, var det tydeligt, at disse fines var aflejret på filterne efter at blødgøringen var blevet implementeret (hvorefter jern og mangan blev fjernet i kolonnerne). De overførte fines fra blødgøringskolonnerne bestod altså primært af sand og men også af en betydelig mængde kalk (Tabel 2). Et lag af fine sand- og kalkpartikler vil, som der blev observeret før afskrabning på Filter 1 og 2, sænke filterets hydrauliske ledningsevne og dermed medfører trykophugning.

For de store kornstørrelser i Filter 3 bestod de af helt op til 33% coating, og udfældningerne var primært jern (Fe), mangan (Mn) og Nikkel (Ni) - dette var altså det originale filtersand (Tabel 2).

Prøverne fra afskrabningen viste altså en tydelig forskel mellem det originale filtersand og fines, der er blevet tilført filterne efter implementering af blødgøringskolonnerne. Prøverne viste også, at de tilførte fines primært er sandpartikler, men også består af en betydelig mængde kalk.

Tabel 2 Sammensætning af sand fra afskrabning af Filter 2 og 3 på Brøndbyvester vandværk.

	Størrelse	Mængde syreopløst	Sand	Andel syreopløst	Mængde (mg/g opløst)						Andel af total							
	(mm)	(g)	(g)		Na	Mg	Ca	Fe	Mn	Sr	Ni	Na	Mg	Ca	Fe	Mn	Sr	Ni
Filter 2	-	0.090	-	10%	2.0	7.3	295	40.5	1.6	4.1	0.3	-	-	-	-	-	-	-
	0,125-0,180	0.025	0.468	5%	4.0	9.2	248	84.9	3.2	3.2	1.0	0.4%	0.0%	1.2%	0%	0.0%	0.0%	0.0%
	0,180-0,250	0.055	0.485	11%	1.8	7.1	308	38.3	1.5	4.5	0.5	0.0%	0.1%	3.1%	0%	0.0%	0.0%	0.0%
	0,250-0,355	0.059	0.486	12%	2.1	6.9	336	29.3	1.2	4.6	0.4	0.0%	0.1%	3.7%	0%	0.0%	0.0%	0.0%
	0,355-0,600	0.051	0.496	10%	2.5	7.3	317	27.8	1.2	4.4	0.5	0.0%	0.1%	3.0%	0%	0.0%	0.0%	0.0%
	0,600-1,00	0.011	0.534	2%	8.7	10	149	93.9	3.9	1.6	2.2	0.0%	0.0%	0.3%	0%	0.0%	0.0%	0.2%
	1,00-2,00	0.008	0.538	2%	11.8	6.0	199	49.3	2.3	1.5	2.9	0.0%	0.0%	0.3%	0%	0.0%	0.0%	0.3%
Filter 3	-	0.132	-	11%	1.8	6.2	211	159	35.1	3.7	2.5	-	-	-	-	-	-	-
	0,125-0,180	0.026	0.487	5%	3.9	7.1	210	73.1	3.0	2.9	1.0	0.0%	0.0%	1.1%	0%	0.0%	0.0%	0.1%
	0,180-0,250	0.070	0.449	15%	1.4	5.2	252	19.9	0.8	3.6	0.4	0.0%	0.1%	3.4%	0%	0.0%	0.0%	0.0%
	0,250-0,355	0.087	0.533	16%	1.3	5.6	291	18.5	0.8	4.1	0.3	0.0%	0.1%	4.1%	0%	0.0%	0.1%	0.0%
	0,355-0,600	0.139	0.424	33%	1.6	6.6	227	136	30.8	3.8	2.2	0.0%	0.2%	5.6%	3%	0.8%	0.1%	0.2%
	0,600-1,00	0.105	0.533	20%	1.7	4.2	26	304	77.9	2.1	5.6	0.0%	0.1%	0.4%	5%	1.3%	0.0%	0.6%
	1,00-2,00	0.053	0.590	9%	1.9	4.2	29	294	79.6	2.0	5.6	0.0%	0.0%	0.2%	2%	0.7%	0.0%	0.6%
	> 2,00	0.046	0.932	5%	3.4	4.6	20	199	97.4	1.6	7.3	0.0%	0.0%	0.1%	1%	0.5%	0.0%	0.7%

5 Diskussion og perspektivering

Blødgøring af drikkevand implementeres i disse dage i mange områder i Danmark med hårdt og særdeles hårdt vand. Årsagen er det store forbrugerønske, samt de store samfundsøkonomiske gevinster, der følger med blødgøring i disse områder (1). Teknologivalg samt placering af blødgøringen i systemet har stor betydning for hvordan, og i hvor høj grad, implementeringen af blødgøring påvirker de resterende vandbehandlingsprocesser. I HOFOR er det besluttet, at blødgøring på de 7 største vandværker (ud af i alt 14 vandværker) skal foregå vha. blødgøringskolonner, og placeres som det første trin i behandlingsprocessen. I dette projekt er det undersøgt, hvordan implementeringen af denne proces påvirker de efterfølgende processer i hhv. nye og gamle sandfiltre.

Ammoniumoxidationen startede op i både det nye og det gamle filter. I det nye filter var nitrifikationen dog langsommere om at starte op end i det gamle filter. Det er dog som forventet ved opstart af et nyt filter, og kan ikke tilskrives implementering af blødgøringsprocessen. Alt i alt var ammoniumoxidationen i sandfiltrene mere påvirket af opstart end af implementering af blødgøringskolonnerne. Hvis blødgøringsprocessen fjernede kobber fra vandet, ville ammoniumoxidationen kunne blive påvirket, da kobber-mangel kan begrænse opstarten af denne (9). Ved implementering af blødgøringen på Brøndbyvester vandværk var kobber ikke begrænsende, og der kunne måles kobber i vandet over filtrene, samt i filtrenes coating. Da der ikke var noget kobber i råvandet, stammer dette sandsynligvis fra kobber-fittings eller lignende, der sidder i den del af vandværket, der ikke blev renoveret. På vandværker, hvor blødgøringskolonner etableres som det første behandlingstrin og sandfiltrene er nye, anbefales det at sikre en tiltrækkelig nitrifikation ved monitoring af kobberkoncentrationen, eller kobbertil sætning til sandfiltrene.

Nikkel blev fjernet med 63% i det gamle sandfilter før blødgøring og idet blødgøringskolonnerne kun fjernede 44% nikkel på Brøndbyvester vandværk, mistes der således kapacitet (op til 19%) til at fjerne nikkel fra vandfasen. Ydermere vil der formodentligt slet ikke blive fjernet nikkel, hvis blødgøringsprocessen er ude af drift, og der ikke er en eksisterende coating på filtersandet.

Arsen kan fjernes primært i sandfiltre ved at As(III) oxideres biologisk til As(V) (12), der efterfølgende adsorberes til oxideret partikulært jern (Fe(III)) (10). Dermed forøges fjernelsen af arsen i sandfiltre væsentligt af tilstedeværelsen af jern (11). Ved blødgøring af anaerobt grundvand bliver arsen således ikke fjernet i blødgøringskolonnerne, idet arsen skal oxideres før det kan adsorbere. Men da det meste jern fjernes i blødgøringskolonnerne, kan arsen ikke længere udfælde sammen med jern i filter sandet. Ved at blødgøre som det første trin i vandbehandlingsprocessen mister systemet således sin kapacitet til at fjerne arsen. Koncentrationen af arsen er generelt set lav i HOFORs forsyningsområde, og kompromitterer således ikke vandkvaliteten. I områder med høje koncentrationer af arsen, bør kapacitetstab af arsenfjernelse tænkes ind i vandværkets design.

6 Konklusion

I dette projekt har vi undersøgt, hvordan implementeringen af blødgøring med blødgøringskolonner påvirker funktionen af sandfiltre på et grundvandsbaseret vandværk. Det kan konkluderes at:

- Etablering af blødgøringskolonner påvirkede ikke nitrifikationen, hverken i et nyt eller i et gammel filter.
- Ammoniumoxidationen startede hurtigt op i både det gamle og det nye sandfilter, og ammoniumkoncentrationen var under grænseværdien ved udløb fra filtrene inden for en måned efter idriftsættelse. Dog akkumulerede nitrit i toplagene på det nye filter i de første måneder efter opstart, imens der kun blev observeret lave nitrit koncentrationer i det gamle sandfilter. Dette stemte godt overens med mikrobielle samfund i filtrene, hvor der var en langt større fraktion af commamox bakterier i det gamle filter, end i det nye filter.
- Da kobber er et mikronæringsstof kan koncentrationen af kobber kan være afgørende for en hurtig etablering af nitrifikationsprocessen. På Brøndbyvester vandværk kunne kobber måles både i vandfasen samt i coatingen på det nye og det gamle filter. Dermed har kobber formodentligt ikke været begrænsende for etablering af nitrifikationen.
- Jern- og mangankoncentrationen blev reduceret med 89-99% i blødgøringskolonnerne, og derfor indeholdt coatingen på det nye filtersand meget lidt jern og mangan ($< 1 \text{ mg/g}_{\text{sand}}$). I det gamle filter var jern- og mangankoncentrationen uændret før og efter blødgøring, og coatingen blev dermed ikke fjernet ved returskyl.
- På grund af den reducerede jernudfældning i sandfiltrene, mistede (op til 19 procent) Brøndbyvester vandværk kapacitet til at fjerne nikkel, idet nikkel ligesom andre spormetaller (kobolt, zink mm) udfælder sammen med jern. På samme måde kunne arsen, der var fjernet fra vandet, måles i det gamle filtersand på Brøndbyvester vandværk, der fortsat havde en coating af jern og mangan, men ikke i det nye. Arsenkoncentrationen på Brøndbyvester vandværk er langt under grænseværdien for drikkevand.
- Den reducerede belastningen af jern og mangan på sandfiltrene betød, at gangtiden på filtrene kunne øges fra 6 til 10 dage uden at trykopbygningen steg væsentligt.
- Daglige afbrydelser af blødgøringskolonnerne (tænd/sluk), medførte forøget trykopbygning i to af filtrene, pga. turbulens og overførsel af fines ved opstart af blødgøringskolonnerne.
- Afskrabning af filtrene viste at de overførte fines fra blødgøringskolonnerne bestod af kalk, men var dog primært sand (84-95%).

Ved implementering af blødgøringskolonner anbefales det at:

- Sikre en tilstrækkelig nitrifikation ved monitoring af kobberkoncentrationen, eller kobbertil sætning til sandfiltrene på vandværker, hvor blødgøringskolonner etableres som det første behandlingstrin og sandfiltrene er nye.
- I områder med høje koncentrationer af spormetaller, især arsen, bør blødgøringskolonner implementeres mellem to filtreringstrin, så disse spormetaller fortsat kan udfælde med jern i det primære sandfilter.
- Placering af CO_2 -doseringen til neutralisering efter iltningen, gav anledning til massiv kalkbelægning. Det anbefales derfor, at neutralisering sker allerede i toppen af kolonnerne.
- Ved daglige afbrydelser af blødgøringskolonnerne (tænd/sluk), og anbefales det at opstart af blødgøringskolonnerne optimeres, så turbulens og dermed overførsel af fines reduceres.

Referencer

1. Godskesen B, Albrechtsen H-J, Rygaard M. Før- og eftermålinger af effekter af blødgøring i Brøndby - Et samarbejdsprojekt mellem DTU og HOFOR. 2019;
2. GEUS & Danish Ministry of Climate Energy and Utilities. Hårdhedskortet [Internet]. 2020. Available from: https://data.geus.dk/geusmap/?mapname=drikkevand&lang=da#baslay=baseMapDa&optlay=&extent=242277.77777777775,5994097.222222222,1086722.222222222,6455902.77777778&layers=drikkevandets_haardhed
3. Tang C, Jørgensen Hedegaard M, Lopato L, Albrechtsen HJ. Softening of drinking water by the pellet reactor - Effects of influent water composition on calcium carbonate pellet characteristics. *Sci Total Environ.* 2019;
4. Bruno A, Sandionigi A, Bernasconi M, Panio A, Labra M, Casiraghi M. Changes in the Drinking Water Microbiome: Effects of Water Treatments Along the Flow of Two Drinking Water Treatment Plants in a Urbanized Area, Milan (Italy). *Front Microbiol.* 2018;
5. Daims H, Lebedeva E V., Pjevac P, Han P, Herbold C, Albertsen M, et al. Complete nitrification by *Nitrospira* bacteria. *Nature.* 2015;
6. Van Kessel MAHJ, Speth DR, Albertsen M, Nielsen PH, Op Den Camp HJM, Kartal B, et al. Complete nitrification by a single microorganism. *Nature.* 2015;
7. Kinnunen M, Gülay A, Albrechtsen HJ, Dechesne A, Smets BF. *Nitrotoga* is selected over *Nitrospira* in newly assembled biofilm communities from a tap water source community at increased nitrite loading. *Environ Microbiol.* 2017;
8. Fowler SJ, Palomo A, Dechesne A, Mines PD, Smets BF. Comammox *Nitrospira* are abundant ammonia oxidizers in diverse groundwater-fed rapid sand filter communities. *Environ Microbiol.* 2018;
9. Wagner FB, Nielsen PB, Boe-Hansen R, Albrechtsen HJ. Copper deficiency can limit nitrification in biological rapid sand filters for drinking water production. *Water Res.* 2016;95:280–8.
10. Gude JCJ, Rietveld LC, van Halem D. As(III) removal in rapid filters: Effect of pH, Fe(II)/Fe(III), filtration velocity and media size. *Water Res.* 2018;
11. Gude JCJ, Joris K, Huysman K, Rietveld LC, van Halem D. Effect of supernatant water level on As removal in biological rapid sand filters. *Water Res X.* 2018;
12. Gude JCJ, Rietveld LC, van Halem D. Biological As(III) oxidation in rapid sand filters. *J Water Process Eng.* 2018;
13. Callahan BJ, McMurdie PJ, Rosen MJ, Han AW, Johnson AJA, Holmes SP. DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nat Methods.* 2016;
14. McMurdie PJ, Holmes S. Phyloseq: An R Package for Reproducible Interactive Analysis and Graphics of Microbiome Census Data. *PLoS One.* 2013;

Appendiks A – Materialer og metode

Prøvetagning på Brøndby

En dag før prøvetagning, blev sandfiltrene returskyllet. Vandprøver igennem vandbehandlingsprocessen blev udtaget ved værkets prøvetagningshaner, som blev skyllet ca. 30 sekunder før prøven blev udtaget. Vandprøver blev udtaget over dybden af filtrene igennem en PTFE slange i et stift prøvetagningsrør i rustfritstål. Prøvetagningsrøret blev presset ned i sandfiltrene i en vinkel på 45°, og der blev udtaget prøver ved 0, 10, 20, 30, 40 og 50 cm dybde. Vandprøverne blev udtaget ved hjælp af en peristaltisk pumpe (Ole Dich, 101 ACR) med en pumpehastighed på ca. 70 mL/min. Inden prøven blev udtaget, blev slangen skyllet med vand svarende til min. 3 Empty-Bed-Volumes fra det nye prøvetagningsniveau. Derudover blev der udtaget en prøve fra prøvetagningshanen ved udløbet af filteret. En samlet vandprøve blev udtaget i 0,5 L syrevaskede blue-cap flasker, som var skyllet med demineraliseret vand. Udfra denne prøve blev der udtaget delprøver til analyse for diverse vandkvalitetsparametre.

20 mL vandprøve til ammonium, nitrit og nitrat analyser blev øjeblikkeligt filtreret med 0,45 µm filtre, og ved ankomst til laboratoriet blev de frosset ved -20°C, indtil de blev analyseret, indenfor 2 uger. Der blev udtaget dobbeltprøver a 40 mL til metalanalyse, den ene prøve blev filtreret med 0,45 µm filtre, mens den anden forblev ufiltreret. Ved ankomst til laboratoriet, blev prøverne til metalanalyse forsuret til pH < 2 med 65% salpetersyre, og prøverne blev opbevaret ved 4°C indtil analyse.

Der blev udtaget prøver af filtersandet over dybden af filteret. Der blev udtaget dybdeprofiler 2-3 forskellige steder i filteret, og profilen blev delt op i prøver svarende til lag af 10 cm. For hvert lag blev delprøverne samlet og blandet til en kompositprøve, og ud fra denne blev der udtaget delprøver til metalanalyse og kortlægning af det mikrobielle samfund.

For at analysere filtersandets coating, blev sandprøverne syreoplukket og koncentrationen af forskellige metaller blev analyseret med ICP.

Filtersand til kortlægning af mikroorganismer blev opbevaret i 50 mL centrifugerør og sat på køl indtil hjemkomst på laboratoriet indenfor 4 timer. Her blev prøven opbevaret ved -18°C indtil DNA ekstraktion.

Analyse metoder

Ammonium, nitrit and total N- analysis

Ammonium og nitrit blev bestemt med kolorimetriske metoder efter standarderne: APHA 4500-NH₃-F (Kvantifikationsgrænse 0,01 mg N/L) og APHA 4500-NO₂-B (Kvantifikationsgrænse 0,002 mg N/L) (APHA, AWWA, WEF, 2005).

Metal analyser

Vandprøverne blev analyseret for 15-20 udvalgte grundstoffer. Metallerne calcium, jern, mangan, natrium, kalium og magnesium blev målt ved ICP-OES (Inductively Coupled Plasma - Optical Emission Spectroscopy), imens spormetaller blev analyseret ved ICP-MS (Induktiv Coupled Plasma – Mass Spectroscopy).

16S rRNA sekventering

En delprøve på 2 gram blev udtaget fra 50 ml centrifugerør efter optøning. Genomisk DNA blev ekstraheret med FastDNA™ SPIN kittet (MP Biomedical, Solon, USA). Mængden og kvaliteten af det ekstraherede DNA blev bestemt ved brug af nanodrop (ThermoFisher Scientific, Rockwood, USA). DNA koncentrationerne varierede imellem ~10 og 230 ng/μl for de forskellige prøver. En delmængde af det ekstraherede DNA blev brugt til amplifikation og oprensning af 16S rRNA genet. Illumina Miseq platformen hos DTU Multi Assay Core Center (Kgs. Lyngby, DK) blev brugt til sekventering af 16S rRNA genet. Sekvenserne blev som parrede fasta-filer kvalitetstjekket, trimmet, analyseret og sammensat til parrede sekvenser med DADA2 software (Version 1.4)(13). Selve kortlægningen af sekvenserne blev foretaget med Silva reference database v123. Mere end 40.000 sekvenser for hver prøve gik igennem kvalitetstjekket, hvorefter de blev analyseret og plottet ved hjælp af Phyloseq R Pakken (version 1.7.12) (14).

Kornstørrelsesanalyse

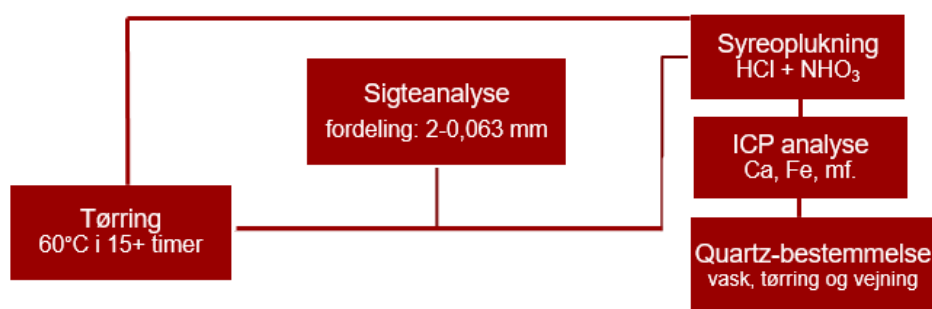
Sandet fra afskrabningen af filtrene på Brøndbyvester vandværk blev vurderet ved en kornstørrelsesanalyse (EN 933-1:2013, Sigteanalyse). Forud for analysen blev sandet tørret ved 90 °C i 15+ timer. Til kornstørrelsesanalysen afvejes 60-100 g tørret sand og sigtes gennem maskestørrelserne: 0,71, 0,5, 0,355, 0,300, 0,25, 0,18, 0,125, 0,09 og 0,063 mm. Derudover blev en delprøve afsyret, for at bestemme mængden af sand og udfældninger (kalk, jern etc.).

Appendiks B – Analyse af afskrabning

Analyse af afskrabning fra sandfiltre Brøndbyvester

I forbindelse med implementering af blødgøring på Brøndbyvester vandværk er det blevet forsøgt at afdække, i hvilket omfang der overføres fines fra blødgøringsprocessen til sandfiltrene. Overførslen af fines kan være i form af fine sandkorn (quartz) og/eller kalkudfældninger (kalkkrystaller) fra pelletreaktoren til sandfiltrene. Da der efter implementering af pelletreaktoren blev observeret akkumulering af hvide plamager og fint sand på toppen af filtrene, har man valgt at skrabe filtrene rene.

Formålet med analyserne er at vurdere afskrabning fra filtrene, for at besvare: Hvad den akkumulerede mængde af fines fra pelletreaktoren består af hhv. quartz-sand og kalk? Dette er forsøgt besvaret gennem 1) en vurdering kornstørrelsesfordelingen og 2) en ICP analyse af sandet, Figur 1.

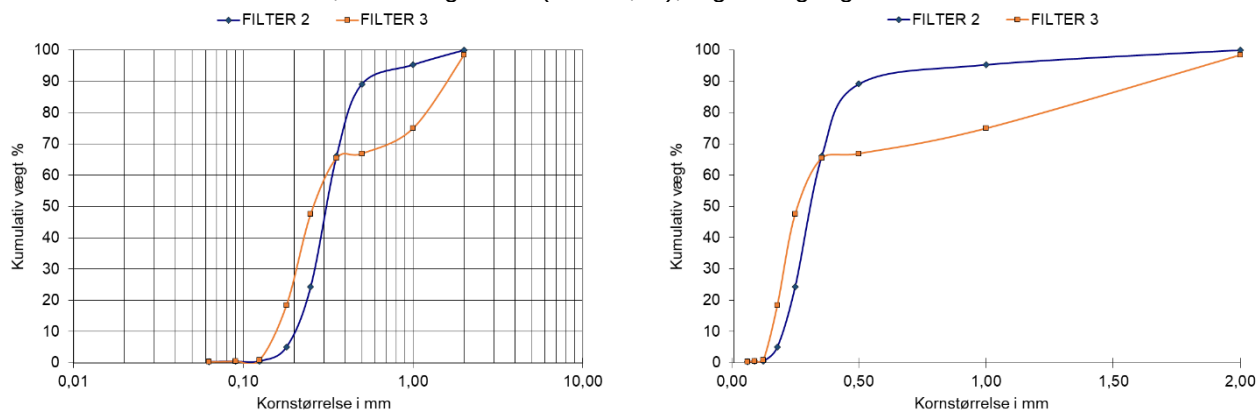


Figur 1: Strategi for undersøgelse af afskrabning fra sandfiltre på Brøndbyvester vandværk.

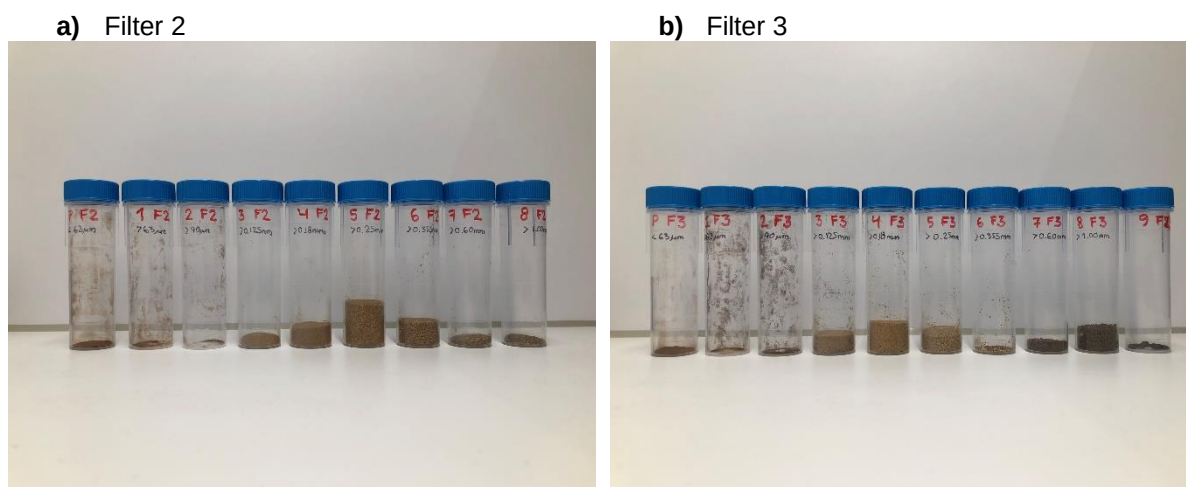
1) Kornstørrelsesfordeling

Størrelsen af sandet fra afskrabningen vurderes kvantitativt ved at bestemme massen af materiale inden for forskellige størrelsesfraktioner. Analysen tager udgangspunkt i metodestandarden: EN 933-1:2013 "Sigteanalyse", for lette tilslag i størrelsesorden 0,06-90 mm (diameter kornstørrelse). Forud for analysen er sandet tørret ved 60 °C i 15+ timer. Kornstørrelsesfordelingen er foretaget af 60 g tørret sand, som er en delmængde udtaget fra den totale tørret sandprøve. Denne procedure kan have påvirket repræsentativiteten, og betydet et tab/underestimering af de mindste fraktioner. Til sigteanalysen er der anvendt følgende maskestørrelser: 2, 1, 0,5, 0,355, 0,25, 0,18, 0,125, 0,09 og 0,063 mm.

Det nye filter (Filter 2) har en normalfordeling af kornstørrelser med størst vægt ved 0,25 mm ($d_{50} = 0,3$ mm), imens det gamle filter (Filter 3) har en asymmetrisk fordeling, med størst vægt om to kornstørrelsesintervaller hhv. 0,18 mm og 1 mm ($d_{50} = 0,25$), Figur 2 og Figur 3.



Figur 2: Kornstørrelsesfordeling for afskrabning fra filter 2 (blå) og filter 3 (orange), Brøndbyvester vandværk.



Figur 3: Kornstørrelsesfordeling for afskrabning af a) Filter 2, nyt filter og b) Filter 3, gammelt filter på Brøndbyvester vandværk.

2) ICP analyse

Der foretages ICP analyse af den totale heterogene afskrabning fra de to filtre samt af de enkelte fraktioner fra sigteanalysen. På baggrund af tidligere ICP analyser af sand fra Brøndbyvester samt pellets fra blødgøringsreaktoren er der udvalgt syv stoffer som kvantificeres, Tabel 1. Metoden følger US EPA 3051A, som anvender MOK digestion med 9 ml HNO_3 og 3 ml HCl efterfulgt af behandling i mikrobølgeovn. Vægten af sandet noteres før og efter analysen, så den opløste masse (coating) kan estimeres. Det antages dermed, at den resterende masse som ikke opløses ved behandlingen, udgøres af quartz-sand.

Tabel 1: ICP analyse for udvalgte stoffer i filtersand (0-40 cm) og pellets fra blødgøringsreaktor målt ≥ 1 mg/g.

	Sand ¹⁾	Pellets ²⁾
	[mg/g]	[mg/g]
Ca	5-50	300-450
Fe	1-50	0.01-10
Mg	0.01-0.2	3-5
Mn	0.01-10	0.001-1
Sr	0.001-0.2	1-13
Na	0.01-0.05	0.1-2
Ni	0.001-1	<0.04

Referencer:

- 1) Tidl. analyser fra projekt Pelletreaktoren & RSF
- 2) Tang et al./ Sci. Total Environ. 652 (2019) 538-548

De ikke-fraktionerede prøver (ufrakt. i Tabel 2 og Tabel 3) er udtaget af de våde sandprøver, og derfor mest repræsentativ for den totale afskrabning. Analysen af de ikke-fraktionerede sandprøver viser, at coating (belægning på sandet samt syreopløselige partikler) udgør 10-11 % af afskrabningen, og samtidig at andelen af denne er uafhængig af filteret. Dette kunne indikere, at afskrabning primært består af materiale, som ikke er iboende for filtrene, men at det stammer fra pelletreaktoren. Den akkumulerede coating af hver fraktion fra sigteanalysen viser, at coatingen af afskrabning på Filter 3 er overestimeret i fraktionerne, imens coatingen af afskrabningen fra Filter 2 er sammenlignelig med den

estimerede coating på den ikke-fraktionerede afskrabning. Dette kan indikere, at der ved sigteanalysen for Filter 3 er mistet noget af de mindre fraktion, som generelt har mindre coating per masse. De mindste fraktioner fra sigteanalysen (<0,125 mm) udgør ca. 1 % af den samlede masse af afskrabningen. Da massen af disse fraktioner er < 0,5 g, er der ikke foretaget ICP-analyse heraf. Usikkerheden forbundet med massebalancen under syreoplukning vil i disse tilfælde overstige estimatet af den tilgængelige masse.

Tabel 2: Karakterisering af sand fra afskrabning af Filter 2 og Filter 3 på Brøndbyvester vandværk. Akkumuleret andel fra syre-oplukning, summere andelen af coating/syreopløselige partikler baseret på massefordelingen fra hver størrelsesfraktion ud fra coatingen i den ikke-fraktionerede prøve.

Prøve information			Kornstørrelsesfordeling			Syre-oplukning			
	ID	Størrelse [mm]	Masse [g]	Andel [%]	Akkumuleret [%]	Sand [g]	Coating [g]	Andel [%]	Akkumuleret [%]
Filter 2 - Nyt filter	Total	ufrakt.	-			0,8594	0,0899	10,5%	100%
	Bund	<0,063	0,23	0%	0%	-	-	-	-
	1	0,063-0,09	0,05	0%	0%	-	-	-	-
	2	0,09-0,125	0,06	0%	1%	-	-	-	-
	3	0,125-0,180	2,69	4%	5%	0,4679	0,0248	5%	2%
	4	0,180-0,250	11,55	19%	24%	0,4849	0,0546	11%	23%
	5	0,250-0,355	25,06	42%	66%	0,4857	0,0594	12%	72%
	6	0,35-0,600	13,78	23%	89%	0,4958	0,0514	10%	95%
	7	0,600-1,00	3,70	6%	95%	0,5335	0,0115	2%	96%
	8	1,00-2,00	2,82	5%	100%	0,5383	0,0085	2%	97%
Filter 3 - Gammelt filter	Total	ufrakt.	-			1,1566	0,1317	11,4%	100%
	Bund	<0,063	0,17	0%	0%	-	-	-	-
	1	0,063-0,09	0,11	0%	0%	-	-	-	-
	2	0,09-0,125	0,27	0%	1%	-	-	-	-
	3	0,125-0,180	10,48	17%	18%	0,4873	0,0258	5%	8%
	4	0,180-0,250	17,53	29%	48%	0,4493	0,0696	15%	48%
	5	0,250-0,355	10,74	18%	65%	0,5331	0,0873	16%	74%
	6	0,35-0,600	0,84	1%	67%	0,4236	0,1385	33%	78%
	7	0,600-1,00	4,84	8%	75%	0,5326	0,1046	20%	91%
	8	1,00-2,00	14,09	23%	98%	0,5898	0,0530	9%	110%
	9	> 2,00	0,95	2%	100%	0,9321	0,0456	5%	111%

Den største andel coating/syreopløselige partikler i afskrabningen stammer fra sandkorn i størrelsen 0,25-0,6 mm (Tabel 2). Det gamle filter (Filter 3) har generelt mere coating i de større fraktioner fra sigteanalysen end det nye filter (Filter 2), hvilket bekræfter en filtermodning, akkumulering af materiale samt større kornstørrelser.

ICP analysen af afskrabningens fraktioner viser, at der er en større mængde jern og mangan aflejret på sandet i Filter 3, som resultat af filterets længere levetid (Tabel 3). Det er imidlertid interessant, at Filter 2 generelt har en større mængde calcium end Filter 3. Dette kan indikere, at de to filtre ikke belastes i samme grad, hvilket også blev observeret ved afskrabningen, at en større mængde fines var aflejret på Filter 2 sammenlignet med Filter 3.

Tabel 3: Sammensætning af sand fra afskrabning af Filter 2 og Filter 3 på Brøndbyvester vandværk opgjort i [mg/g coating] og masse [ug] (for Ca og Fe er massen angivet i [mg]). Kvant er andel af identificeret masse (Na, Mg, Ca, Fe, Mn, Sr og Ni) af den totale coating. Koncentrationer angivet som < er målt under detektionsgrænsen, og massen kan derfor ikke kvantificeres.

	ID	Størrelse	Sand	Coating	Na		Mg		Ca		Fe		Mn		Sr		Ni		Kvant
		[mm]	[g]	[g]	[mg/g]	[ug]	[mg/g]	[ug]	[mg/g]	[mg]	[mg/g]	[mg]	[mg/g]	[ug]	[mg/g]	[ug]	[mg/g]	[ug]	[%]
Filter 2 - Nyt filter	Total	ufrakt.	0,8594	0,0899	2,01	181	7,28	654	295	27	40,5	3,6	1,61	144	4,07	365	0,30	27	35,1
	Bund	<0,063	-	-															
	1	0,063-0,09	-	-															
	2	0,09-0,125	-	-															
	3	0,125-0,180	0,4679	0,0248	< 4,03		9,19	228	248	6	84,9	2,1	3,15	78	3,20	79	< 1,01		35,3
	4	0,180-0,250	0,4849	0,0546	< 1,83		7,08	387	308	17	38,3	2,1	1,55	85	4,46	243	< 0,46		36,2
	5	0,250-0,355	0,4857	0,0594	2,10	125	6,92	411	336	20	29,3	1,7	1,25	74	4,57	271	< 0,42		38,0
	6	0,35-0,600	0,4958	0,0514	2,52	129	7,31	376	317	16	27,8	1,4	1,19	61	4,42	227	< 0,49		36,1
	7	0600-1,00	0,5335	0,0115	< 8,70		10,1	116	149	2	93,9	1,1	9,94	45	1,5	18	< 2,17		27,0
	8	1,00-2,00	0,5383	0,0085	< 11,80		6,05	51	199	2	49,3	0,4	2,31	20	< 1,47		< 2,94		27,3
	9	>2,00																	
Filter 3 - Gammelt filter	Total	ufrakt.	1,1566	0,1317	1,78	234	6,22	820	211	28	159	21	35,1	4624	3,74	493	2,50	329	41,9
	Bund	<0,063	-	-															
	1	0,063-0,09	-	-															
	2	0,09-0,125	-	-															
	3	0,125-0,180	0,4873	0,0258	< 3,88		7,14	184	210	5	73,1	1,9	2,99	77	2,88	74	< 0,97		30,1
	4	0,180-0,250	0,4493	0,0696	< 1,44		5,19	361	252	18	19,9	1,4	0,76	53	3,64	254	< 0,36		28,3
	5	0,250-0,355	0,5331	0,0873	1,31	114	5,61	489	291	25	18,5	1,6	0,78	69	4,11	359	< 0,29		32,2
	6	0,35-0,600	0,4236	0,1385	1,57	217	6,57	910	227	31	136	18,8	30,8	4267	3,82	529	2,19	303	40,8
	7	0600-1,00	0,5326	0,1046	1,68	175	4,22	442	25,9	3	304	31,8	77,9	8151	2,12	221	5,56	581	42,1
	8	1,00-2,00	0,5898	0,0530	1,91	101	4,15	220	28,6	2	294	15,6	79,6	4219	1,99	106	5,63	298	41,6
	9	> 2,00	0,9321	0,0456	3,40	155	4,59	210	20,3	1	199	9,1	97,4	4442	1,63	74	7,28	332	33,4

ICP analysen viser endvidere, at calcium overvejende findes i mindre størrelsesfraktioner end jern og mangan. Vurderes massen af hhv. jern, mangan og calcium i afskrabningens fraktioner, ser man forskellige udfældningsmønstre (Tabel 3). Hvor jern og mangan udfældes ligeligt over de forskellige fraktioner i afskrabningen, findes calcium primært i de mindre størrelsesfraktioner, overvejende i størrelsen 0,250-0,355 mm. Dette kan tyde på, at de fines, som akkumuleres i filtrene, er forbundet med betydelige mængder calcium. At forekomsten af calcium i disse fraktioner ikke svarer til fordelingen af jern og mangan, tyder på at der ikke er tale om en egentlig udfældning af calcium, men at calcium i disse fraktioner er tilført partikulært.

Ud fra ICP analysen kan det estimeres, at ca. 40 % af massen fra coating udgøres af de undersøgte stoffer (Tabel 3, Kvat. [%]). Resten af massen kan tilskrives forbindelse med C, H og O eller andre macro-stoffer så som S, P og N.

På baggrund af disse analyser kan det konkluderes at:

- De overførte fines fra pelletreaktoren til sandfiltrene (afskrabningen) er karakteriseret ved en korn størrelse på 0,18-0,355 mm.
- De overførte fines er karakteriseret ved at have 11-16 % coating eller syreopløselige partikler (fx kalk), og en restende andel på 89-84 %, som antages at bestå af quartz-sand.
- Coatingen af disse fines består primært af calcium (21-30 % Ca).
- Jern og mangan er aflejret ligeligt over de forskellige fraktioner, men calcium er primært til stede i fraktionen, som karakteriserer de overførte fines (0,250-0,355 mm). Dette indikere, at der med fines fra pelletreaktoren overføres partikulært calcium.