

Vurdering af renseteknologier til at fjerne arsen fra drikkevand

Orientering fra
Miljøstyrelsen nr. 61

April 2023

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Frederik Tinus Jeppesen, DTU Sustain

Anne Holm Thomsen, DTU Sustain

Hans-Jørgen Albrechtsen, DTU Sustain

ISBN: 978-87-7038-508-4

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings-og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse

Indhold

1.	Sammenfatning	4
2.	Indledning	8
2.1	Formål	8
3.	Baggrund	9
3.1	Arsen	9
3.2	Arsen i grundvand	10
3.3	Kvalitetskrav og toksikologi	12
4.	Oversigt over teknologier	14
5.	Arsenoxidation	16
5.1	Kemisk oxidation af arsen	16
5.2	Biologisk oxidation af arsen	18
6.	Jerndosering (koagulering)	20
6.1	Effektivitet	20
6.2	Implementering	21
6.3	Økonomi	22
6.4	Erfaringer & Overvejelser	22
7.	Elektrokoagulering	23
7.1	Effektivitet	23
7.2	Implementering	24
7.3	Økonomi	24
7.4	Erfaringer & Overvejelser	24
8.	Adsorptionsmedie	26
8.1	Effektivitet	26
8.2	Implementering	27
8.3	Økonomi	28
8.4	Erfaringer & Overvejelser	29
9.	Ionbytning	30
9.1	Effektivitet	30
9.2	Implementering	31
9.3	Økonomi	32
9.4	Erfaringer & Overvejelser	33
10.	Membranfiltrering	34
10.1	Omvendt Osmose	35
10.2	Nanofiltrering.	36
10.3	Effektivitet	36
10.4	Implementering	36
10.5	Økonomi	37
10.6	Overvejelser & Erfaringer	37
11.	Fremtidige Teknologier	39
12.	Helhedsvurdering for valg af rensemetode	41
13.	Litteraturliste	42

1. Sammenfatning

Arsen (As) er et grundstof, der forekommer naturligt i undergrunden og findes primært som uorganisk arsenit- (As(III)) og arsenat-oxider As(V) i grundvandet. Uorganisk arsen er giftigt, kræftfremkaldende, og der er ikke fastsat en nedre koncentration uden øget risiko for kræft (Bissen and Frimmel, 2003; Kjølner and Larsen, 2007). WHO og EU's drikkevandsdirektiv har fastsat en parameterværdi på 10 µg/L (Directive (EU) 2020/2184, 2020; WHO, 2018). Imidlertid anbefales koncentrationen af arsen i drikkevand burde være så lav som muligt (DTU Fødevareinstituttet, 2012; WHO, 2018). I 2003 blev kvalitetskravet i Danmark sænket til 5 µg/L, hvilket stadig er gældende (Miljøministeriet, 2022). For nylig har en danske undersøgelse indikeret at arsenkoncentrationer ned til 0,5 µg/L i drikkevand øger risikoen for medfødt hjertesygdom hos børn, hvis mødre har drukket disse koncentrationer (Richter et al., 2022). Så det er fortsat relevant at overveje, om kvalitetskravet bør sænkes yderligere.

Da kvalitetskravet i Danmark i 2003 blev sænket, var den hyppigste løsning hos forsyningerne at lukke vandværker eller boringer med for højt arsenindhold (Ramsay et al., 2021). 20% af de vandværker, som ikke levede op til det nye krav, tilpassede i stedet deres vandbehandling for at sænke arsenkoncentrationen i drikkevandet (Ramsay et al., 2021). En yderligere skærpelse af kvalitetskravet vil sandsynligvis resultere i, at stadigt flere vandværker må udvide vandbehandlingen med arsenfjernelse. Justering af indvinding og opblanding med vand fra boringer med lavere arsenkoncentration kan bidrage til at reducere arsenkoncentrationen, men kan være udfordrende for vandværker med pressede grundvandsressourcer.

Formålet med denne rapport har været at sammenstille den nyste viden om teknologier til at fjerne arsen i drikkevand samt at vurdere metodernes effektivitet, omkostninger, problematikker bl.a. vedrørende sænkning af arsenkoncentrationen under det nuværende kvalitetskrav på 5 µg/L.

I Danmark er jerndosering og adsorptionsmedie de hyppigst anvendte vandbehandlingsteknologier til at reducere arsenkoncentrationen, men elektrokoagulering, ionbytning, og membranfiltrering er også tilgængelige metoder, som er anvendt i udlandet (TABEL 1). Da As(V) er nemmere at fjerne end As(III) (Gude, 2018; Kjølner and Larsen, 2007), vil oxidation af As(III) til As(V) inden sandfiltrering øge arsenfjernelsen både i sandfiltrene samt de følgende videregående vandbehandlingsteknologier.

Kemisk oxidation anvender dosering af stærke oxidanter (fx kaliumpermanganat) for tidligt i processen at oxidere arsen. Oxidanter kræver sikkerhedsforanstaltninger ved levering, håndtering og opbevaring, som særligt kan være udfordrende på små vandværker. Udenlandske vandværker har haft god succes med at kombinere dosering med oxidant og jerndosering.

Biologisk oxidation bidrager til As(III) oxidation ved arsenoxiderende bakterier (AsOB). AsOB kan tilføres direkte til sandfiltret, og efter 1-2 måneder er en passende population som regel etableret (Gude, 2018; Roy et al., 2021). Men AsOB kræver næringsstoffer, hvilket kan være problematisk, hvis der ikke er passende koncentrationer i råvandet, hvorfor biologisk oxidation er mindre pålidelig sammenlignet med kemisk oxidation.

TABEL 1. Etablerede teknologier til at reducere arsenkoncentrationen i drikkevand. Driftsomkostninger afhænger bl.a. af arsenindholdet i råvandet. Der er ikke taget højde for omkostninger vedrørende affaldshåndtering. Kapitalomkostningerne afhænger bl.a. af vandværkets kapacitet og arsenkoncentration i råvandet.

Metode	Jerndosering (koagulering/flokku- lering)	Elektrokoagulering	Adsorptionsmedie	Ionbytning	Membranteknologi
Forventet fjernelse [%]	30 - >80	30 - >90	>90	0* - >95	70 - >99.9
Min. konc. [µg/L]*	< 1	< 1	< 1	< 1*	< 1
Driftsomkostninger [kr./m ³]*	0,06 – 0,74	0,12 – 4,4	0,1 – 1,4	1,01 – 3,42	0,6 – 1,6
Kapitalomkostninger [kr.]*	40.000	600.000	200.000	4.000.000 – 40.000.000	1.700.000 – 11.000.000
Kapitalomkostninger normaliseret ift. Kapaciteten [kr. / (1000m ³ /år)	120	1800	10.500	1.000 – 20.000	11.000 – 22.000
Styrke	Meget udbredt / Dosering kan justeres efter behov	Undgår håndtering af kemikalier / Tilførsel kan justeres	Lav bemanding / Arsen i mediet (Affaldshåndtering)	Fjerner meget As(V)	Fjerner meget arsen og andre uønskede stoffer
Svaghed	Vedligeholdelse / Hyppigere tilbageskyl	Vedligeholdelse / Hyppigere tilbageskyl	Regenerering eller udskiftning af nyt medie / UV-behandling	Regenerering / Fjerner kun As(V) / Sulfat-interferens / Vandspild	Fouling / For- & efterbehandling / Vandspild med udgift anslået til 3 – 4 kr./m ³
Affaldshåndtering	Arsenholdigt okker-slam.	Arsenholdigt okker-slam.	Mindre affaldsvolumen men højere koncentration.	Arsenholdigt salt-spildevand.	Relativt stor volumen af koncentrat med højt indhold af arsen og andre stoffer.
Implementering (Overvejelse)	Håndtering af kemikalier / Toksisk affald.	Plads (Tilbygning) / Toksisk Affald.	Plads (Tilbygning) / Toksisk affald.	Plads (Tilbygning) / Toksisk affald.	Plads (Tilbygning) / Vandspild / Toksisk og komplekst rejectvand.

RO: Omvendt Osmose, NF: Nanofiltrering. *Ionbytning kan kun fjerne As(III). *Min. Konc. [µg/L]: Rapporteret koncentration mindre end 1 µg/L fra litteratur. kr.: Danske kroner justeret for inflation til ultimo 2022.

Metoderne kan kategoriseres i tre principper: Adsorption, ionbytning og (membran)filtrering. Jerndosering, elektrokoagulering og adsorptionsmedie anvender alle arsens affinitet for at adsorbere til jernoxider. Jerndosering og elektrokoagulering tilfører jern til vandet, som oxideres til jernoxider, adsorberer arsen og endelig udfældes i sandfiltret. Adsorptionsmedie har jernoxider bundet i et fast medie, som adsorberer arsen fra vandet. Ionbytning anvender As(V)-forbindelsers negative ladning til at ionbytte med en anden negativt ladet ion (fx Cl⁻). Membranfiltrering er en fysisk tilbageholdelse, som filtrerer både As(III) og As(V) direkte fra vandet ved nanofiltrering og omvendt osmose. Mikro- og ultrafiltrering kan frafiltrere arsen adsorberet til større molekyler.

Jerndosering anvendes på en række vandværker i Danmark (Bilag 1). kapitalomkostninger for jerndoseringspumperne anslås at være omkring 40.000 kr., men forøges, hvis det eksisterende

filter ikke er dimensioneret til at kunne håndtere den øgede jernmængde. Selve sandfiltret kan justeres for at optimere udfældning med jern, fx ved at øge vandhøjden over sandfiltret, eller ved at anvende grovere filtermateriale. Dette øger tilgængeligheden af jernoxider for at arsenadsorption (Gude, 2018). Driftsomkostninger anslås til at være 0,06 – 0,74 kr. per m³ (Groenendijk et al., 2016; Laugesen et al., 2012; Ramsay et al., 2021). Jerndosering medfører hyppigere tilbageskyl, med væsentlig højere arsenkoncentrationer end indløbskoncentrationen. Dette vil skabe mere arsenholdigt affald, som skal håndteres og vil lede til yderlige omkostninger. Udstyret til jerndosering skal renses med passende intervaller. Effektiviteten af jerndosering stiger ikke lineært med jernkoncentrationen, så høj effektivitet kræver eksponentielt stigende jernkoncentration.

Elektrokoagulering reducerer en jernanode, som afgiver jern til vandet. Ved denne metode undgår man direkte håndtering af kemikalier, og den er muligvis mere effektiv end jerndosering. Drifts- og kapitalomkostninger er ca. 0,13 kr. per m³ og 600.000 kr. (Laugesen et al., 2012). Driftsomkostningerne har været fundet til at være imellem 0,12 – 4,4 kr. per m³ baseret på nyere undersøgelser (Sandoval et al., 2021). Dette kan være på grund af særligt stigende elpriser de seneste par år.

Adsorptionsmedie kræver installation og plads til et yderligere filter efter sandfiltret, som indeholder adsorptionsmediet. Installationsomkostninger anslås til ca. 200.000 kr. med driftsomkostninger på 0,1 – 1,4 kr. per m³ (Chwirka et al., 2000; Nielsen - personlig samtale, 2022). Arsen adsorberes til mediet, og omkostninger ved bortskaffelse vil formodentlig være mindre sammenlignet med andre metoder, hvilket kan gøre denne løsning mere attraktiv. Adsorptionsmediet kræver monitorering for at undgå gennembrud af arsen. Efter installation og tilbageskyl kan der være forhøjet biologisk aktivitet, som kan kræve UV-efterbehandling

Ionbytning omfatter en kolonne, hvilket kræver yderligere plads. Ionbytteren skal regenereres med kemikalier, hvilket fjerner det bundne arsen fra ionbytteren. Både kemikalierne og affaldsproduktet skal håndteres. Drifts- og kapitalomkostninger er anslået til ca. 1,01 – 3,42 per m³ og 4 – 40 mio. kr. (Chwirka et al., 2000; Hilkert Colby et al., 2010; Sorg et al., 2015). Kapitalomkostningerne relativt til kapaciteten er 1 – 20 kr. per m³/år.

Ionbytter kan kun fjerne As(V), så metoden kræver en forbehandling i form af oxidation. Dette kan forudsætte dosering med oxidanter, hvilket vil øge driftsomkostningerne. Installationer til at håndtere affaldsproduktet udgør omtrent halvdelen af kapitalomkostningerne, og ionbytteren er særligt negativt påvirket ved høje sulfatkoncentrationer (>150 mg/L) (Chen et al., 2020).

Membranteknologi i form af omvendt osmose (RO) og nanofiltrering (NF) har en meget høj fjernelse af både arsen og andre uønskede stoffer. Til gengæld kræves der før- og efterbehandling samtidigt med at en betydelig del af råvandet bliver til vandspild. NF vil lede til mindre vandspild end RO, men til gengæld kan RO fjerne arsen mere effektivt. Ved nanofiltrering er det især vanskeligt at fjerne As(III). Driftsomkostninger ved membranfiltrering anslås til 0,6 – 1,6 kr. per m³. Kapitalomkostninger er ca. 1.200.000 – 8.000.000 kr. men afhænger meget af vandværkets kapacitet.

Driftsomkostninger kombineret med affaldsudgift er i en størrelse af 4,6 – 6,7 for RO, og 3,1 – 6,3 kr. per m³ for NF på grund af de store volumener af rejectvand (COWI A/S, 2011; WaterTech a/s, 2003). Affaldsudgifter er derfor et meget væsentligt aspekt for membranfiltrering.

Baseret på både danske og udenlandske erfaringer, kan der konkluderes at der er teknologier, som kan reducere arsenkoncentrationen i drikkevand til under 1 µg/L. En skærpelse af kvalitetskravet vil øge driftsomkostningerne i begrænset omfang ved implementering af en række af metoderne – ved andre metoder vil omkostningerne være betydelige. Implementering af renseteknologier til at fjerne arsen vil ultimativt kræve håndtering af kemikalier på vandværket

og bortskaffelse af arsenholdigt affald. Omfanget af denne opgave afhænger af arsenkoncentration i råvandet og hvilken renseteknologi man vælger. Udfordringer og omkostninger ved håndtering af det arsenholdige affald kræver yderligere belysning.

Jerndosering anvendes ofte og er den billigste metode. Ved anvendelsen af adsorptionsmediet opkoncentreres arsen i mediet, og affaldet er derfor nemmere at håndtere. Til gengæld er metoden dyrere og kræver betydelig mere af plads at implementere. Elektrokoagulering er et fint alternativ til jerndosering, men har højere kapital- og driftsomkostninger og potentielle vedligeholdelsesproblemer. Det er en forudsætning for ionbytning, at arsen forekommer som As(V) og højere driftsomkostninger betyder, at denne metode samlet set er mindre attraktiv.

Membranfiltrering giver mulighed for at reducere arsenkoncentrationen betydeligt mere end de andre metoder. Denne metode er formentlig kun hensigtsmæssig, når en høj effektivitet er påkrævet eller når flere forureninger kan håndteres samtidig af membranfiltrering, pga. metodens højere kapital- og driftsomkostninger. Derudover er der også væsentlige udgifter forbundet med at håndtere rejectvand, og metoden har et betydeligt vandspild.

2. Indledning

Arsen kan forekomme i grundvand, og dermed også i drikkevand, hvis vandbehandlingen ikke omfatter teknologier til at fjerne det. Forhøjet indtal af alle former for arsen kan lede til akut og kronisk forgiftning (Bissen and Frimmel, 2003). Uorganisk arsen er også kræftfremkaldende, og der er derfor ikke muligt at fastsætte en sikker nedre koncentration (Ahmad et al., 2020b). Ydermere har en nylig undersøgelse i Danmark indikeret øget risiko for medfødt hjertesygdom hos børn, hvis mødre har indtaget drikkevand med arsenkoncentrationer helt ned til 0,5 µg/L (Richter et al., 2022).

WHO anbefaler, at koncentrationen af uorganisk arsen i drikkevand bør være så lav som muligt, men har sat en guideline-værdi på 10 µg/L som et foreløbigt niveau, da det i særligt udsatte områder kan være meget vanskeligt at bringe arsenkoncentrationen under dette niveau (WHO, 2018). EU's drikkevandsdirektiv har ligeledes fastsat en parameterværdi på 10 µg/L (Directive (EU) 2020/2184, 2020).

I 2003 blev kvalitetskravet i Danmark sænket til 5 µg/L (Miljøministeriet, 2022). Der blev i den forbindelse udarbejdet en række rapporter for miljøstyrelsen, om arsenproblematikken og arsenfjernelse på danske vandværker: *'Arsenfjernelse på danske vandværker'* (Ramsay, 2005), *'Rensning af arsen i en traditionel vandbehandling på vandværker – Muligheder for at forbedre fjernelsen af arsen'* (Jessen et al., 2005), *'Manual om arsen i danske drikkevand med forslag til løsninger'* (Larsen et al., 2009) og *'Vejledning om videregående vandbehandling'* (Krüger A/S and Miljøstyrelsen, 2019).

Spørgsmålet er, om det nuværende kvalitetskrav på 5 µg/L er 'så lavt som muligt', eller om der nu er teknologisk grundlag for at sænke kvalitetskravet yderligere.

I forbindelse med denne rapport har en række personer stillet deres ekspertise til rådighed. Mange tak til Peter Borch Nielsen tidligere Chief proces ingeniør hos Krüger, Claus Hansen driftsleder Galtens Vandværk, Henrik Aktor AA – Water ApS og Inês Breda Silhorko-Eurowater A/S

2.1 Formål

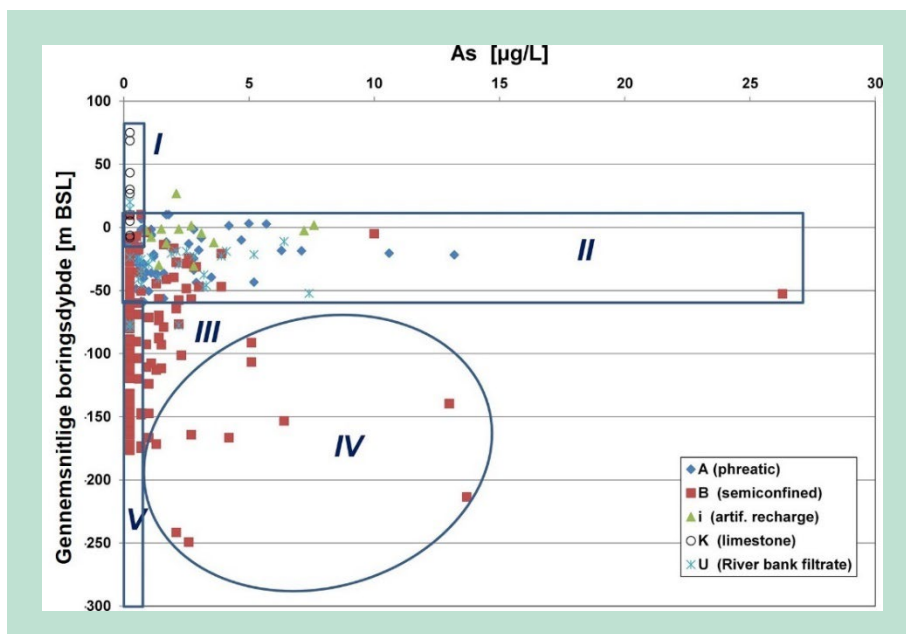
Formålet for denne rapport er at undersøge og vurdere teknologier til at fjerne arsen i drikkevand. Dette inkluderer, at redegøre for principperne bag metoderne, effektiviteten, implementering, økonomi samt opsamle erfaringer fra vandværker og undersøgelser.

3. Baggrund

3.1 Arsen

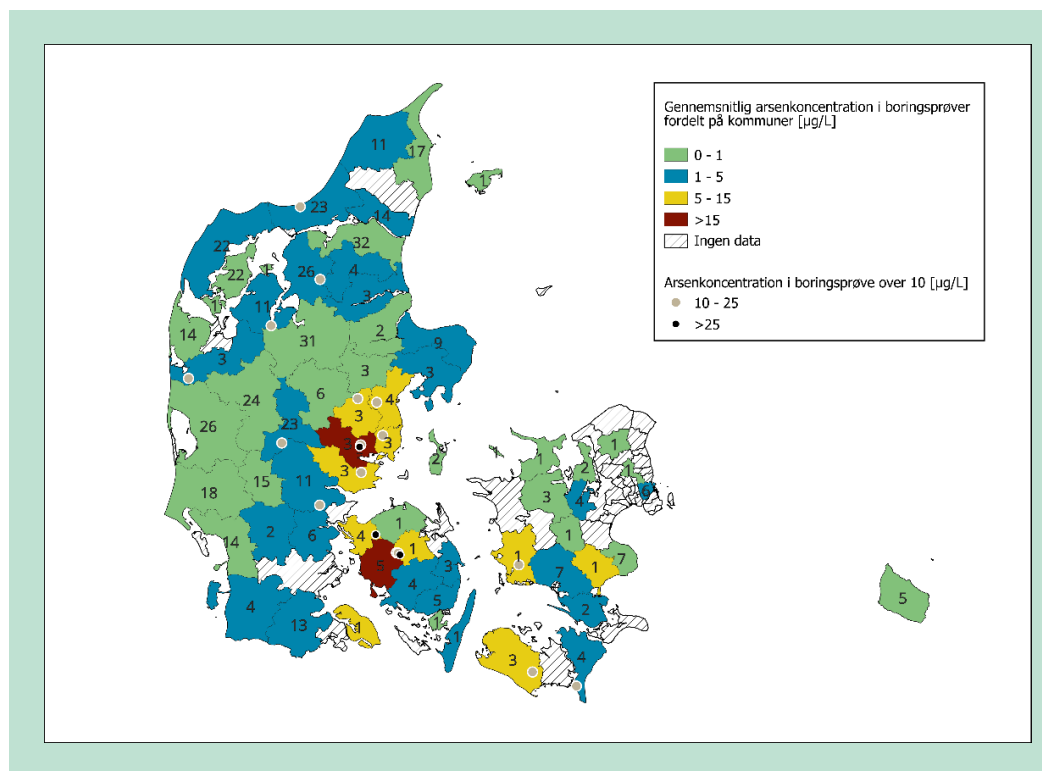
Arsen er et naturligt forekommende halvmetal i både grundvandsediment og grundvand. Det har som regel oxidationstrin -3 (arsan), 0 (arsen), +3 (arsenit) eller +5 (arsenat). Typisk vil arsen i sediment være adsorberet til jern, aluminium, mangan, eller ler (Bissen and Frimmel, 2003). I grundvandsmagasiner frigives arsen til grundvand fra mineraler aflejret i sedimentet, men antropogene aktiviteter kan også bidrage til arsen i grundvand (Karlby et al., 2014; Nielsen and Larsen, 2014). Arsen har tidligere været anvendt som pesticid, i imprægneringsmidler og i rengøringsmidler. Arsenkoncentration i jord varierer fra 6 mg/kg (baggrundskoncentration) op til 2.000 mg/kg i forurenede områder, fx punktkilder som træimprægneringsgrunde (Holm et al., 2000; Miljøstyrelsen, 2002).

Forekomst af arsen i grundvand kan skyldes en række forskellige forhold. Når mineraler som arsenholdigt pyrit ($\text{FeS}_2(+\text{As})$) i grundvandssediment oxideres ved eksponering til atmosfærisk ilt, så frigives arsen til grundvandet (Kjølner and Larsen, 2007). Konkurrence om adsorptionssites kan frigive arsen, da stoffer med højere affinitet adsorberes i stedet (Kjølner and Larsen, 2007). Neutral til lav pH og reducerende forhold reducerer arsenholdige jern- og mangan(hydr)oxider, som opløses og frigiver adsorberet arsen (Bissen and Frimmel, 2003; Kjølner and Larsen, 2007). Både sedimenttype og boringsdybde kan have indflydelse på arsenkoncentrationen (FIGUR 1), da det kan påvirke redoxforhold, pH, koncentration af konkurrerende adsorbater og tilstedeværelse af arsenholdige mineraler og lignende (Ahmad et al., 2020b; Holm et al., 2000; Kjølner and Larsen, 2007; van der Wens and Ahmad, 2018). Ifølge Larsen et al., 2009 er der ikke belæg for, at arsenindholdet i råvand kan mindskes ved mindre sænkningstragten, som har været en løsning vedrørende nikkel.



FIGUR 1. Arsenkoncentration og gennemsnitlig boringsdybde for forskellige sedimenttype. m BSL: meter below sea level, (Ahmad et al., 2020b).

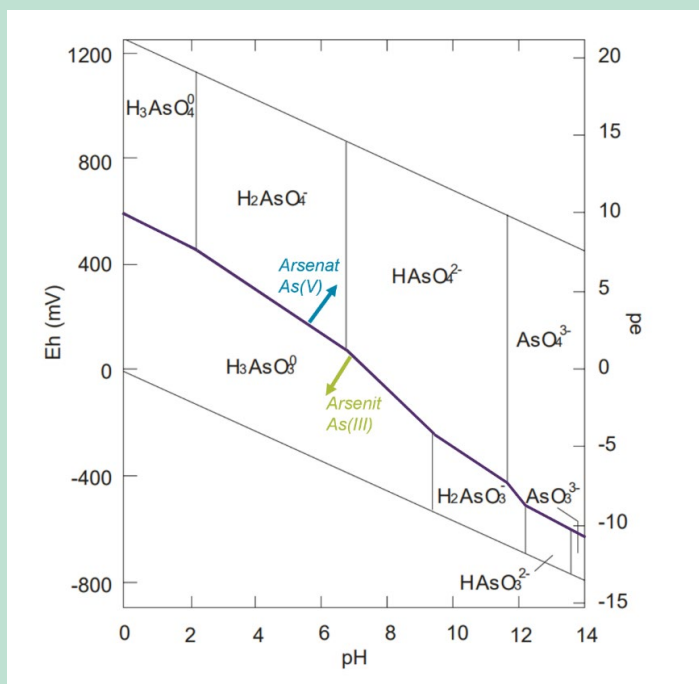
De forskellige sediment-forhold i Danmark giver betydelig variation i boringernes arsenkoncentration (FIGUR 2). Den gennemsnitlige arsenkoncentration i borer er overordnet set lav (≤ 5 $\mu\text{g/L}$), men i nogle kommuner er den op til 50 $\mu\text{g/L}$ (Hansen and Pjetursson, 2022).



FIGUR 2. Gennemsnitlig arsenkoncentration i grundvandsboringer i 2020 – 2022 fordelt på kommuner og boringsprøver over 10 $\mu\text{g/L}$. Tal i kommunen indikerer antal prøver taget i kommunen i perioden, (Hansen and Pjetursson, 2022).

3.2 Arsen i grundvand

I grundvand forekommer arsen primært som uorganisk arsen og kan enten være på reduceret (As(III)) eller oxideret form (As(V)) (Kjøller and Larsen, 2007). Arsen kan også forekomme i organiske forbindelser, men dette er sjældent en stor faktor i grundvand (Bowell et al., 2014). As(V) og As(III) indgår i forbindelse med ilt og hydroxider. As(V) forekommer overvejende som H_2AsO_4^- og HAsO_4^{2-} , og As(III) som H_3AsO_3 ved pH omkring 7 (FIGUR 3 & TABEL 2). Under reducerede forhold vil As(III) være den dominerende form, men under oxiderende forhold vil As(V) dominere (Nielsen and Larsen, 2014). I vandigt miljø kan arsen adsorbere til bl.a. jern- og mangan(hydr)oxider (Gude et al., 2017; Karlby et al., 2014; Kjøller and Larsen, 2007; Masue et al., 2007). As(V) forekommer primært som anion og vil generelt have højere affinitet for at adsorbere end neutralt ladet As(III) (Kjøller and Larsen, 2007). Dette betyder, at reduceret As(III) er mere opløseligt end det oxiderede As(V) . Dette er formodentlig årsagen til de højere arsenkoncentrationer i grundvand under reducerede forhold (Holm et al., 2000). Redoxforhold har derfor meget stor betydning for arsenkoncentrationen i grundvand.

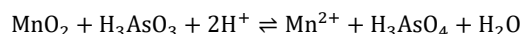


FIGUR 3. Stabilitetsdiagram for arsen i vandigt miljø som funktion af pH, redoxforhold (Eh i mV) og elektronaktivitet (pe), (Kjøller and Larsen, 2007). Arsenat (As(V)) er stoffer over den lilla skillelinje, hvor arsenit As(III) er stoffer under.

TABEL 2. pKa værdier for arsenat og arsenit forbindelser (Reid et al., 2020)

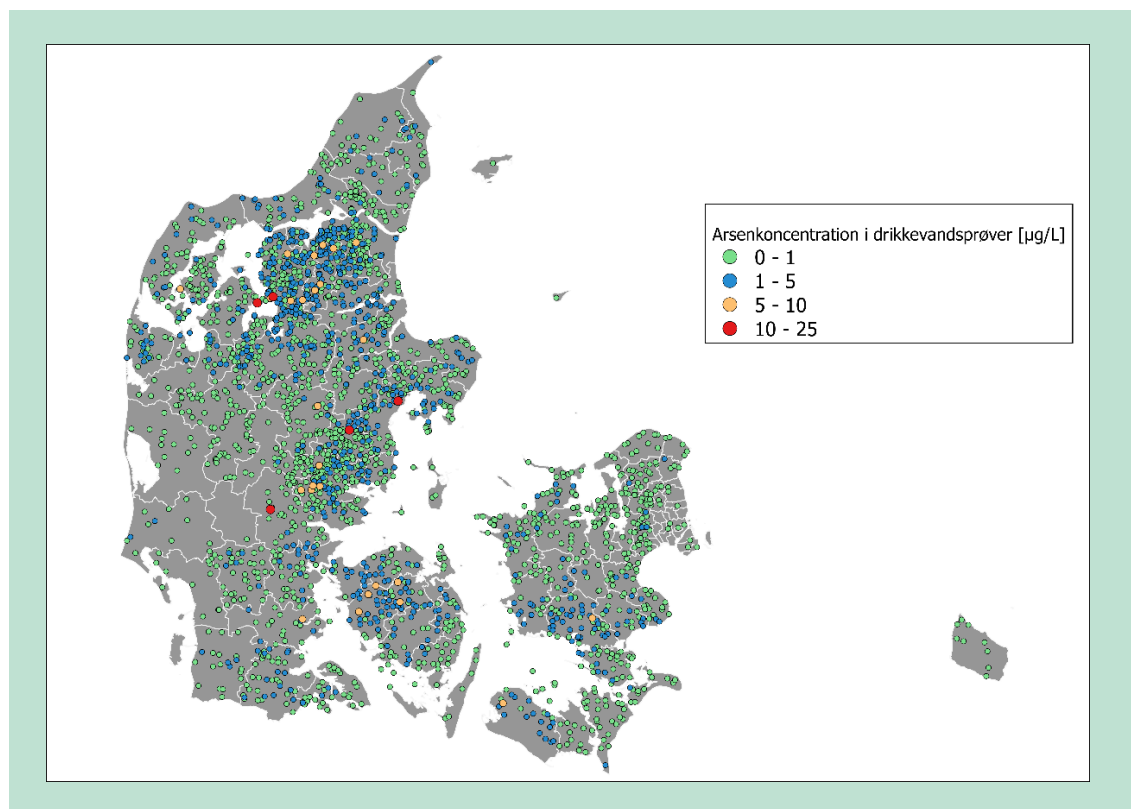
Arsen forbindelser	pKa
Arsenat	
$\text{H}_3\text{AsO}_4 \rightleftharpoons \text{H}_2\text{AsO}_4^- + \text{H}^+$	2.19
$\text{H}_2\text{AsO}_4^- \rightleftharpoons \text{HAsO}_4^{2-} + \text{H}^+$	6.98
$\text{HAsO}_4^{2-} \rightleftharpoons \text{AsO}_4^{3-} + \text{H}^+$	11.53
Arsenit	
$\text{H}_3\text{AsO}_3 \rightleftharpoons \text{H}_2\text{AsO}_3^- + \text{H}^+$	9.23
$\text{H}_2\text{AsO}_3^- \rightleftharpoons \text{HAsO}_3^{2-} + \text{H}^+$	12.13
$\text{HAsO}_3^{2-} \rightleftharpoons \text{AsO}_3^{3-} + \text{H}^+$	13.4

Grundvand indvindes som råvand via borer og indeholder både As(III) og As(V). I sandfiltre oxideres As(III) til As(V) bl.a. via manganoxider (brunsten). Brunsten dannes i vandværkets sandfilter (Bai et al., 2016; Manning et al., 2002), hvor net-støkiometrien for arsenoxidationen er:



Brunstens kemiske oxidation af arsen tager lang tid før koncentrationen af As(III) reduceres til tilstrækkeligt lave koncentrationer (Bai et al., 2016; Gude, 2018). Fe(II) og Mn(II) reagerer også med brunsten, hvilket overordnet hæmmer arsenoxidationen (Gude, 2018). Udover brunsten kan arsenoxiderende bakterier (AsOB) også oxidere arsen (Gude, 2018). Arsenkoncentrationen i råvand varierer betydeligt (FIGUR 2). Nogle kommuner og vandværker har arsenholdigt grund-

vand i så høje koncentrationer, at det skal håndteres. Arsenkoncentrationen i behandlet drikkevand er generelt meget lav ≤ 1 $\mu\text{g/L}$ i 2022 (FIGUR 4), i nogle tilfælde 5 – 10 $\mu\text{g/L}$, og i få tilfælde >10 $\mu\text{g/L}$ (TABEL 3).



FIGUR 4. Drikkevandsprøvers arsenkoncentration i 2022, (Hansen and Pjetursson, 2022).

TABEL 3. Oversigt over arsenkoncentration i drikkevandsprøver 2020-2022. *Detektionsgrænsen (DG) er ~ 0.03 $\mu\text{g/L}$ afhængig af anvendt udstyr (Hansen and Pjetursson, 2022). Kvalitetskravet på 5 $\mu\text{g/L}$ har ikke været overholdt i alle drikkevandsprøver (1,43%)

	Gennemsnit [$\mu\text{g/L}$]	Min [$\mu\text{g/L}$]	Max [$\mu\text{g/L}$]	<1 $\mu\text{g/L}$	≤ 5 $\mu\text{g/L}$	> 5 $\mu\text{g/L}$	≥ 10 $\mu\text{g/L}$
Arsen i drikkevandsprøver	0,9	$< \text{DG}^*$	250	73,8%	98,6%	1,43%	0,38%

3.3 Kvalitetskrav og toksikologi

Kvalitetskravet for arsen er ≤ 5 $\mu\text{g/L}$ for drikkevand i Danmark ved forbrugers taphane (Miljøministeriet, 2022). Denne værdi er relativt lav sammenlignet med internationale værdier, fx har WHO og EU's drikkevandsdirektiv en parameterværdi på 10 $\mu\text{g/L}$ (Directive (EU) 2020/2184, 2020; WHO, 2018). WHO anbefaler dog, at arsenkoncentrationen bør være så lav som muligt (WHO, 2018). Undersøgelser indikerer, at en koncentration på 5 $\mu\text{g/L}$ i gennemsnittet vil give et antal af 800 – 1.600 yderligere kræfttilfælde per million eksponerede person (Ahmad et al., 2020b). Korrelationen mellem arsenkoncentrationen og kræft er påvist helt ned til 1 $\mu\text{g/L}$ (TABEL 4).

TABEL 4. Arsenkoncentration i drikkevand og den gennemsnitlige yderligere risiko for kræft over en levetid, oversat fra (Ahmad et al., 2020b). KI: Konfidensinterval

Arsenkoncentration i drikkevand [µg/L]	Gennemsnitlige yderligere risiko for kræft over en levetid (95% KI) [%]
50	1.23 (0.84-1.62)
20	0.49 (0.34-0.65)
10	0.25 (0.17-0.32)
5	0.12 (0.08-0.16)
3	0.07 (0.05-0.10)
1	0.02 (0.02-0.03)

Ved 0,004 µg/L formodes kun en enkelt per million at have yderligere risiko for kræft. Dette er dog baseret på forsigtighedsprincippet og ekstrapoleret fra undersøgelser med højere arsenkoncentrationer (Ahmad et al., 2020b). Reduktion af arsenkoncentration i drikkevand til 0,004 µg/L vil ikke nødvendigvis have en stor helbredseffekt idet maden er den største kilde til arsen (Meacher et al., 2002). Ved meget lav arsenkoncentration udgør indtagelsen fra drikkevand således kun en mindre del af det totale arsenindtag (Ramsay et al., 2021).

As(III) er mere toksisk end As(V) og organiske forbindelser med arsen (Holm et al., 2000). Arsen har ingen kendt gavnlige virkning hos mennesker.

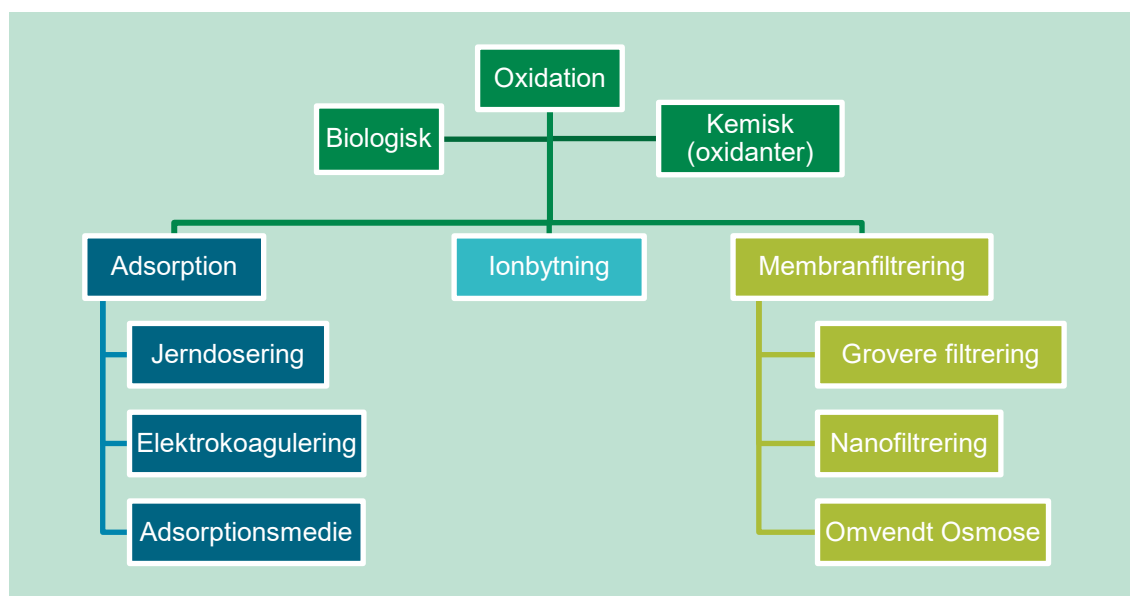
I 2015 satte Hollands vandforsyninger som mål at reducere arsenkoncentrationen i drikkevand ned til 1 µg/L. Dette var baseret på en cost-benefit-analyse mellem omkostninger ved at reducere arsenkoncentrationen og besparelser vedrørende nedsat risiko for kræft. Den årlige gevinst blev estimeret til næsten 80 mio. kr. (10,7 mio. EUR) (Ahmad et al., 2020b). Der er imidlertid ikke fundet publicerede resultater eller status på dette initiativ.

4. Oversigt over teknologier

En række teknologier til at fjerne arsen i drikkevandsbehandling er blevet undersøgt i denne rapport (FIGUR 5). Metoderne falder i 3 kategorier: Adsorption (jerdosering, elektrokoagulering og adsorptionsmedie), ionbytning og membranfiltrering. Der findes også andre metoder, der på laboratorie-skala kan fjerne arsen, men som endnu ikke er tilstrækkeligt udviklede og anvendt til at kunne vurderes i forhold til fuldskala i en dansk kontekst. De er kategoriseret som fremtidige/lovende teknologier (afsnit 11).

Inden vandbehandlingsteknologier for arsenfjernelse bringes i anvendelse, bør det overvejes om en ændret indvindingsstrategi kan reducere arsenkoncentrationen i råvandet. Lukning af boring(er) med høje arsenkoncentration kan være mere hensigtsmæssigt end at skulle implementere og drifte en rensningsmetode. Det vil imidlertid kræve en tilsvarende øget indvinding i aktive borer eller etablering af nye borer uden arsen for at opretholde sammen forsyning. Alternativt opblandes vand fra borer med forhøjet arsenkoncentration med vand fra borer med lavere arsenkoncentration eller med højt jernindhold.

I visse områder kan forsyningerne ikke finde alternative arsen-frie grundvandsressourcer, og der kan det være nødvendigt at anvende vandbehandling, der fjerner arsen.



FIGUR 5. Oversigt over de undersøgte teknologier til at fjerne arsen. Oxidation kan anvendes inden for at øge effektiviteten.

For alle teknologierne øges effektiviteten, når arsen oxideres, da den mest oxiderede form, As(V), er nemmere at fjerne end As(III) (Worou et al., 2021). Kemisk oxidation ved dosering af oxidanter vil ikke altid være muligt, da håndtering og opbevaring af kemikalier kan være udfordrende fx for mindre vandværker. Biologisk oxidation kan introduceres og optimeres på vandværket, men vil ikke nødvendigvis være effektivt nok.

Jerdosering, elektrokoagulering og adsorptionsmedie anvender As(V)'s og i mindre grad As(III)'s affinitet for at adsorbere først og fremmest til jernoxider. Aluminiumoxider er dog også en mulighed. Jernoxider er ofte naturligt til stede i råvand efter iltning. Alt efter råvandets karakteristika kan jerndosering være nødvendigt for at sikre en tilstrækkelig høj jernoxid:arsen-ratio.

Elektrokoagulering tilfører også jern til vandet ved at korrodere en stålanode. Alternativt kan jerngranulat anvendes som adsorptionsmedie, men der findes også andre varianter såsom aktiveret aluminium.

Ionbytning udnytter As(V)-forbindelsers negative ladning under neutral pH til at fjerne arsen fra vandet ved at optage As(V) og afgive tilsvarende negative ioner. Dette betyder, at teknologien ikke kan fjerne As(III), som ikke er ladet under neutral pH.

For membranteknologi kan omvendt osmose og nanofiltrering fjerne arsen direkte fra råvandet. Både As(V) og As(III) kan filtreres fra, men As(V) er nemmere at fjerne, hvorfor oxidation kan øge effektiviteten. Grovere filtrering (ultra- og mikrofiltrering) filtrerer arsen adsorberet til større molekyler.

Enhanced lime softening og fytofiltrering har tidligere være omtalt som potentielle løsninger (Ramsay, 2005). Men disse har efterfølgende ikke været anvendt på vandværker.

I de efterfølgende afsnit er hver teknologi beskrevet mere detaljeret med hensyn til princip, effektivitet, implementering, økonomi og erfaringer. De angivne drifts- og kapitalomkostninger er estimeret ud fra publiceret materiale og justeret for inflation til ultimo 2022. Beregningerne er baseret på den gennemsnitlige årlig inflationsrate i Danmark (Danmarks Statistik, 2023a). Priserne for el og kemikalier har steget markant de sidste par år, hvilket kan betyde, at omkostninger er højere end forventet.

5. Arsenoxidation

Arsenoxidation har til formål at oxidere As(III) til As(V). Oxidation bidrager til øget effektivitet af de efterfølgende teknologier til at fjerne arsen. I sandfiltre oxideres arsen bl.a. ved hjælp af manganoxider, men dosering med oxidanter (**kemisk oxidation af arsen**) kan være nødvendig for at oxidationen sker hurtigt og tidligt nok. Arsen kan også oxideres biologisk af mikroorganismer (**biologisk oxidation af arsen**).

5.1 Kemisk oxidation af arsen

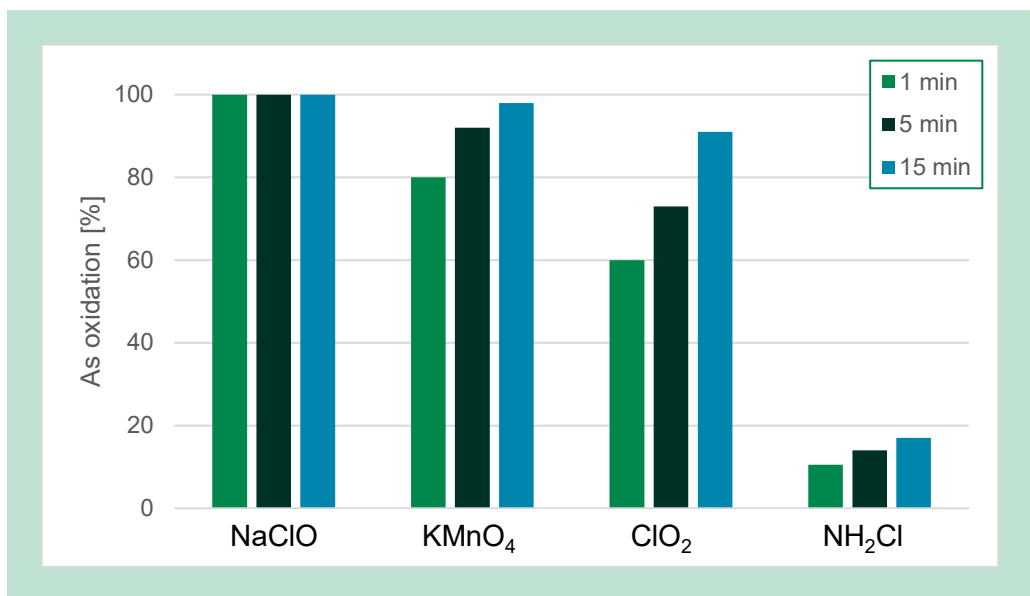
Oxidationen af arsen i sandfiltre med manganoxider vil ikke nødvendigvis være tilstrækkelig til at oxidere alt As(III) til As(V). For at oxidere As(III) effektivt og hurtigt kan en stærk oxidant være nødvendig (Ghosh (Nath) et al., 2019; Ghurye and Clifford, 2004; Sorlini and Gialdini, 2010). Der findes mange forskellige oxidanter (TABEL 5).

5.1.1 Effektivitet

Stærke oxidanter kan oxidere op til 100% af As(III) i løbet af et minut, afhængigt af oxidanten og forholdet mellem koncentration af oxidant og As(III) (FIGUR 6) (Sorlini and Gialdini, 2010). Støkiometrisk dosering af oxidant kan aflæses fra TABEL 5, men i praksis overdoseres oxidanten for at sikre effektiv og hurtig oxidation (Ahmad et al., 2018).

TABEL 5. Oxidanter og støkiometriske ratioer for oxidation af As(III), (Kim and Nriagu, 2000; Sorlini and Gialdini, 2010). *baseret på MnO₄, **angivet to ratioer.

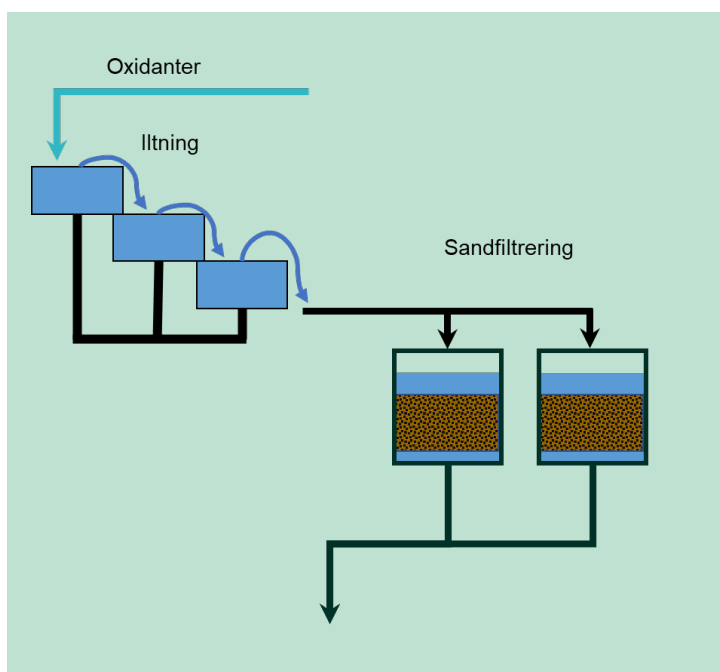
Oxidant	Støkiometri ratioer [mg / mg As(III)]	Kommentar	Kilde
Natriumhypoklorit, NaClO	0,95	Kan muligvis producere N-nitrosodimethylamin (kræftfremkaldende)	(Kim and Nriagu, 2000; Singh et al., 2015; Sorlini and Gialdini, 2010)
Kaliumpermanganat, KMnO ₄	1,06*	Anvendt i udlandet	(Groenendijk et al., 2016; Kim and Nriagu, 2000; Sorlini and Gialdini, 2010)
Klordioxid, ClO ₂	0,36** 1,8**	Kan producere THM	(Ghosh (Nath) et al., 2019; Kim and Nriagu, 2000; Sorlini and Gialdini, 2010)
Kloramin, NH ₂ Cl	0,69	Oxiderer langsomt	(Kim and Nriagu, 2000; Singh et al., 2015; Sorlini and Gialdini, 2010)
Ozon, O ₃	0,64	Meget effektiv Kræver fjernelse af residual ozon Kan producere bromat (kræftfremkaldende) hvis bromid er til stede	(Ghosh (Nath) et al., 2019; Kim and Nriagu, 2000; Singh et al., 2015; Sorlini and Gialdini, 2010)



FIGUR 6. Effekten af forskellige oxidanter på As(III)-oxidation i grundvand ved en initial koncentration på 14,6 µg/L As(III) og oxidant til arsen ratio omkring 200, (Sorlini and Gialdini, 2010).

5.1.2 Implementering

Oxidanter doseres inden sandfiltret, så arsen kan adsorbere til jernoxider i råvandet, som derefter filtreres fra vandet i sandfiltret.



FIGUR 7. Implementering af kemisk oxidation på vandværk.

5.1.3 Økonomi

Afhængigt af råvandets sammensætning vil omtrent 100 gange den støkiometriske mængde være nødvendig for at oxidationen forløber hurtigt nok (Ahmad et al., 2018). Den præcise mængde af oxidant kan estimeres ud fra batchforsøg, og dermed kan omkostningerne for kemikalier estimeres.

5.1.4 Erfaringer & Overvejelser

Mængden af oxidanter afhænger af bl.a. kontakttiden, og derfor kan det undersøges om filtreringshastigheden kan sænkes for at give mere tid til oxidationen, så den fulde oxidationskapacitet udnyttes, og doseringen dermed kan sænkes.

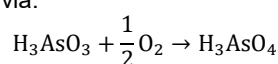
I nogle tilfælde kan det være fordelagtigt at anvende grovere filtermateriale i sandfiltret for at tillade jernoxiderne at trænge dybere ned i sandfiltret, så de er tilgængelige for arsen i længere tid (Ahmad, 2020; Gude, 2018).

Tilsætning af oxidanter kræver personale, til at håndtere kemikalierne, hvilket især kan være en udfordring på for mindre vandværker. Fe(II), Mn(II), sulfid, total organisk kulstof og samt andre stoffer opbruger oxidanter arsen, hvilket resulterer i, at der skal anvendes mere oxidant (Mondal et al., 2013). Dosering af oxidanter vil ændre karakteristika af slammet fra tilbageskyl, hvilket kan øge omkostningerne ved affaldshåndtering (van der Wens and Ahmad, 2018).

Dosering med oxidant er ikke særligt anvendt i Danmark men anvendes i udlandet. Fx har et vandværk i Dorst, Holland, med en produktion på 10,5 Mio. m³ per år anvendt oxidanter i kombination med jern dosering for at reducere arsenkoncentrationen i drikkevandet til <1 µg/L. Der blev anvendt 1,2 mg/L MnO₄⁻ og 1,8 mg/L Fe(III) (FeCl₃) for at behandle råvand med en arsenkoncentration på 11,5 µg/L, og Fe(II) koncentration på 1,4 mg/L ved en filtreringshastighed på 4,6 m/t. De samlede driftsomkostninger blev forøget med ca. 0,15 kr. per m³ (Ahmad et al., 2018; Groenendijk et al., 2016).

5.2 Biologisk oxidation af arsen

Arsenoxiderende bakterier (AsOB) i sandfiltre oxiderer As(III) til As(V). De er påvist både i grundvandsmagasiner og sandfiltre på vandværker (Gude, 2018; Lytle et al., 2007). AsOB oxiderer arsen (Ghosh (Nath) et al., 2019) via:



5.2.1 Effektivitet

Biologisk oxidation har bidraget til at oxidere As(III)-koncentrationer på over 200 µg/L ned til under 10 µg/L med en kontakttid på 7,3 minutter (Katsoyiannis and Zouboulis, 2004). AsOB kan med fordel anvendes under danske forhold med lavere arsenkoncentration. Biologisk oxidation har blevet fundet til at kunne sænke As(III)-koncentrationer fra 13 µg/L til under 1 µg/L med en filtreringshastighed på 1 m/s (Gude, 2018). Effektiviteten afhænger dog meget af biomassen, filtreringshastigheden (kontakttiden), initial koncentration og potentielt andre faktorer, såsom næringsstoffer (NH₄ eller NO₃), der kan fremme væksten af AsOB (Gude, 2018).

5.2.2 Implementering

AsOB vil formentlig allerede være til stede i sandfiltret, ellers kan der podes med AsOB. AsOB kan også stimuleres ved at tilsætte As(III) i høje koncentrationer (>100 µg/L As(III)) indtil en AsOB population er dannet i sandfiltret (Gude, 2018; Roy et al., 2021).

En bioreaktor til biologisk arsenoxidation kan muligvis implementeres inden sandfiltret. Det er blevet anvendt i forsøg (Lytle et al., 2020; Roy et al., 2021; Shakya and Ghosh, 2019), men endnu ikke på kommercielt niveau.

5.2.3 Økonomi

Alt efter implementeringsdesign kan der være forskellige omkostninger ved filteroptimering, herunder yderligere filtre eller en bioreaktor, eller podning med AsOB og stimulering ved næringsstoftilsætning. Introduktion af AsOB i filtret kan betyde, at efterfølgende desinfektion er nødvendigt, fx med UV-belysning. Derudover, skal der indkøbes As(III) til at stimulere AsOB populationen.

5.2.4 Erfaringer & Overvejelser

Det tager formentlig en til to måneder, før AsOB biomassen når en tilstrækkelig størrelse til at oxidere arsen tilstrækkelig hurtigt (Gude, 2018; Roy et al., 2021). Ved at anvende biologisk oxidation, er det essentielt at undgå desinficerende kemikalier før sandfiltret, eller der hvor den biologisk oxidation foregår, da det vil hæmme AsOB (Gude, 2018).

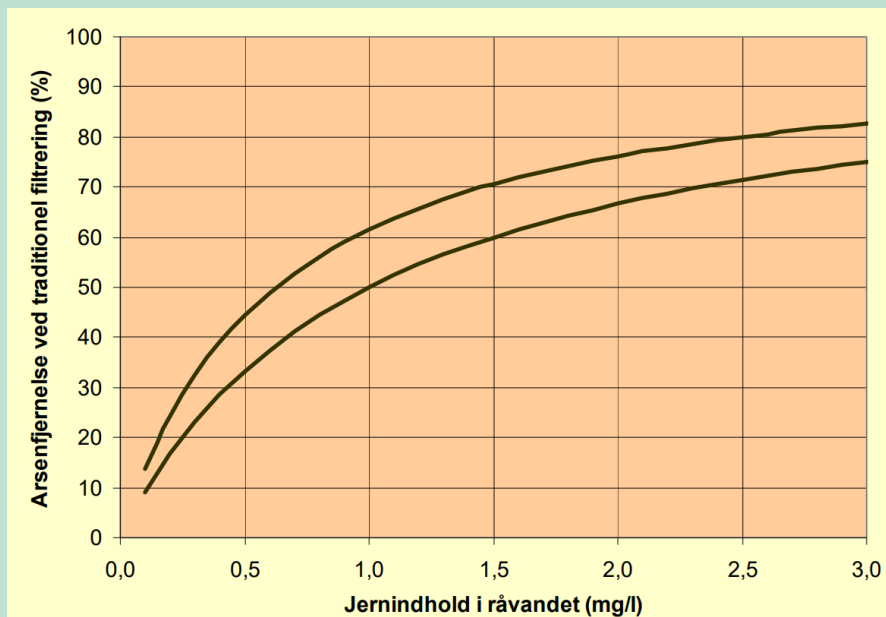
6. Jerndosering (koagulering)

Formålet med jerndosering er at øge mængden af jernoxider, som kan adsorbere arsen. Jernoxiderne med adsorberet arsen vil udfælde og dermed fjerne arsen fra vandet under sandfiltrering (koagulering og medudfældning). Ved neutral pH er adsorption til jernoxider langsommere for As(III) end for As(V) (Karby et al., 2014). Andre stoffer i vandet som fosfat, mangan og silikat hæmmer adsorption af arsen til jern på grund af konkurrence om adsorptionssites (Ahmad et al., 2020b). Dosering af jern i form af jernsalte kan tilføre tilstrækkeligt med adsorptionssites. Primært anvendes jernklorid (FeCl_2 & FeCl_3) eller jernsulfat (FeSO_4). Jernsulfat indeholder jern i reduceret form (Fe(II)), mens jernklorid både kan forekomme på reduceret (Fe(II)) og oxideret form (Fe(III)). Jerndosering til at fjerne arsen anvendes allerede på flere vandværker i Danmark (Bilag 1). Kemikalier, der anvendes i drikkevandsbehandling, skal være af en sådan kvalitet, at de ikke forurener drikkevandet. Dette kan være problematisk ved anvendelse af jernsulfat (Aktor - personlig samtale, 2022).

6.1 Effektivitet

Hvis jerndoseringen tilfører tilstrækkelige adsorptionssites, så adsorberer og medudfælder arsen relativt hurtigt. Raten og effektiviteten afhænger af struktur og koncentration af jernoxiderne i forhold til arsenkoncentrationen, formen for arsen (dvs. As(III) versus As(V)) og tilstedeværelsen af konkurrerende stoffer (Ahmad, 2020; Gude et al., 2017; Larsen et al., 2009; Nur et al., 2019; Singh et al., 2015). Ahmad et al., 2020a har vist, at ~75% af As(V) adsorberer til jernoxider efter få minutter, hvis der ikke er konkurrerende stoffer tilstede. Jernkoncentrationen i vandet påvirker arsenfjernelsen i filtrene (FIGUR 8), og arsenfjernelsen stiger som funktion af jernindholdet i råvandet. Men for at opnå højere arsenfjernelse skal der være betydeligt mere jern i råvandet (Larsen et al., 2009). Sulfat har en negativ effekt på As(III) og i mindre grad As(V) adsorptionen, imens calcium ved pH over 7 har en positiv effekt på As(V)-adsorptionen (Singh et al., 2015).

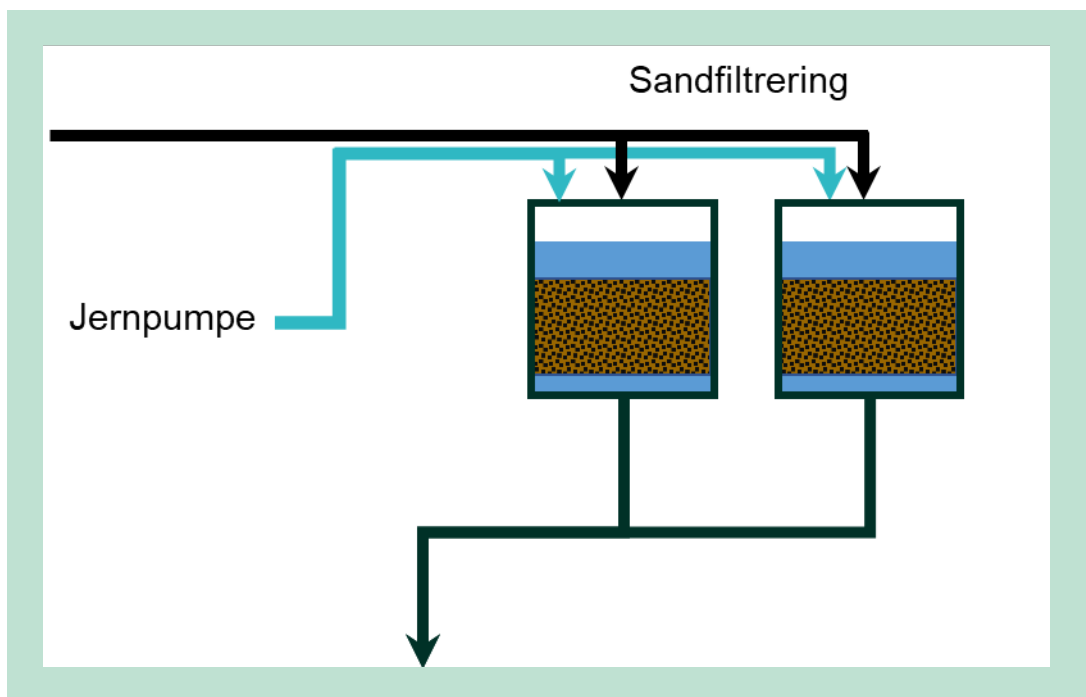
Dosering med Fe(II) fremfor Fe(III) er muligvis bedre, da mellemprodukter, produceret ved Fe(II) oxidation, bidrager til oxidation af As(III), og frisk dannede jernoxider fra Fe(II) har muligvis bedre adsorptionskapacitet (Hug and Leupin, 2003; Roberts et al., 2004; Vu et al., 2008). I andre undersøgelser, virker Fe(III) bedre end Fe(II) (Groenendijk et al., 2016). Der er således behov for yderligere forskning for at kunne anbefale Fe(II) fremfor Fe(III) (Ahmad et al., 2020b).



FIGUR 8. Forhold mellem jernindhold i råvandet og arsenfjernelse. Effektiviteten vil typisk ligge imellem de to streger, (Larsen et al., 2009).

6.2 Implementering

Jern doseres i sandfiltret, så jern er tilgængeligt for arsen i takt med, at arsen bliver oxideret og dannede jernoxider med adsorberet arsen udfældes i sandfiltret. Der kan opnås bedre arsenfjernelse ved at dosere jern i to filtre i serie fremfor at dosere samme mængde i enkelt filter (Larsen et al., 2009).



FIGUR 9. Implementering af jern dosering på et vandværk.

6.3 Økonomi

Jerndosering anslås at koste 0,45 - 0,74 kr. per m³ i driftsomkostninger baseret på en nylig undersøgelse (Ramsay et al., 2021).

Driftsomkostningerne for dosering alene er ca. 0,06 kr. per m³ for at reducere arsenkoncentrationen fra 40 µg/L til under 5 µg/L, for et vandværk med en produktion af 325.000 m³ per år (Hansen and Pjetursson, 2022; Laugesen et al., 2012). Doseringspumpen estimeres til at koste 19.000 kr. per styk (Larsen et al., 2009). Hvis der kræves en højere effektivitet, bør der anvendes dobbelt dosering i både for- og efterfiltret, hvilket vil kræve to pumper og resultere i kapitalomkostninger til omkring 38.000 kr. (Larsen et al., 2009). Hvis sandfiltret ikke er dimensioneret til den ekstra jernudfældning, kan denne metode kræve installation af et yderligere sandfilter og dermed øge omkostningen.

Større vandværker (fx Dorst vandværker, Holland med en produktion på 10,5 mio. m³ per år) har driftsomkostninger på ca. 0,15 kr. per m³ for både jerndosering (FeCl₃) og dosering af oxidant (KMnO₄). Denne kombination kan reducere arsenkoncentrationen fra 13 µg/L til under 1 µg/L (Groenendijk et al., 2016). Et andet vandværk (Albuquerque, USA med en produktion på 3 mio. m³ per år) har driftsomkostninger på 0,84 kr. per m³ for jerndosering (FeCl₃) i kombination med et mikrofiltreringsanlæg (Chwirka et al., 2000).

6.4 Erfaringer & Overvejelser

Dosering med jern er især relevant for grundvand med høj arsenkoncentration og relativt lavt jernindhold. Jerndosering giver dog hurtigere ophobning af jern i sandfiltret og derfor behov for hyppigere tilbageskyl (Ahmad et al., 2018; Groenendijk et al., 2016).

Jerndosering kan imidlertid også fjerne vigtige sporstoffer fra råvandet, som er nødvendige for andre processer. Fx har det været nødvendigt på et dansk vandværk at installere et yderligere filter på grund af hæmning af nitrifikation. Det bør derfor altid undersøges, om det eksisterende filter kan håndtere den yderligere jern mængde (Aktor - personlig samtale, 2022; Hansen - personlig samtale, 2022; Larsen et al., 2009; Nielsen - personlig samtale, 2022).

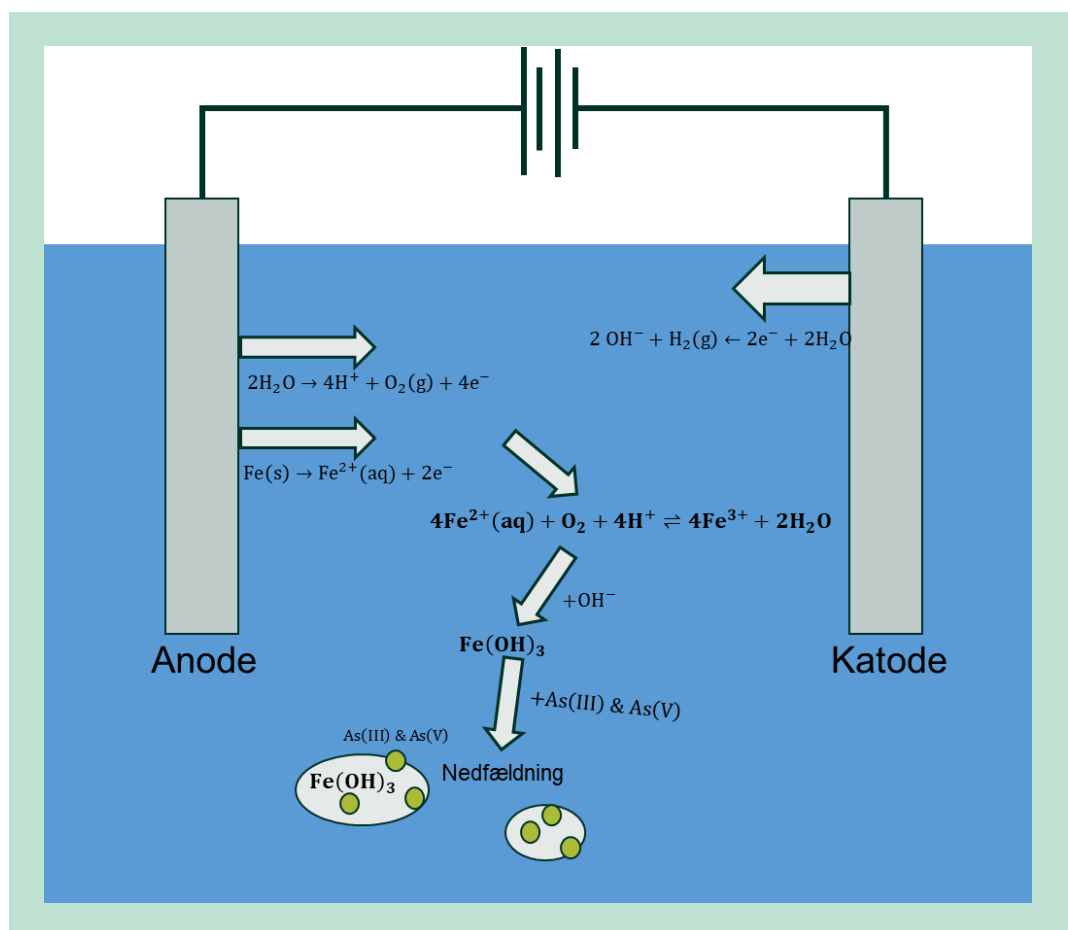
Hvis jernoxiderne udfældes tæt på overfladen i sandfiltret, så er der ikke jernoxider tilgængeligt for arsenadsorptionen dybere i sandfiltret. Grovere filtermedie tillader, at jernoxider trænger dybere ned i sandfiltret, så det er tilgængeligt for arsen i længere tid gennem filtret (Gude, 2018). En øget vandstand over sandfiltret har ført til højere arsenfjernelse (Gude, 2018). Sænkning af pH kan også have en positiv effekt på arsenadsorption (Gude, 2018). Det skal undersøges om disse ændringer hæmmer de andre processer på vandværket.

Blødgøring via pellet reaktor kan udfælde jern. Hvis et vandværk afhænger af jernkoncentrationen i råvandet for at fjerne arsen, skal det sikres at jernkoncentrationen efter implementering af blødgøring er tilstrækkelig (van der Wens and Ahmad, 2018).

7. Elektrokoagulering

Formålet med elektrokoagulering er det samme som for jern dosering, hvor jern tilsættes for at øge adsorption af arsen til jernoxider. Jern tilsættes til vandet ved hjælp af elektrokemiske celler. Cellen består af en anode og katode af jern nedsænket i vand, hvor jern anoden bliver oxideret og afgiver Fe(II) til vandet. Fe(II) reagerer derefter med vandet og oxideres af ilten og danner jernoxider, som arsen adsorberer til (Laugesen et al., 2012; Nidheesh and Singh, 2017; Sandoval et al., 2021).

Til forskel fra jern dosering, så resulterer elektrokoagulering i fænomenet **flotation**, hvor jernoxider der bliver dannet holdes sammen af gasboblerne i vandet, hvilket øger kontakt til stofferne i vandet (Karlby et al., 2014; Nidheesh and Singh, 2017; Tegladza et al., 2021). Elektrokoagulering afgiver kun Fe(II) og ikke Fe(III) (Karlby et al., 2014) (FIGUR 10). Der kan også anvendes andre materialer til anoden end jern, fx aluminium (Hering et al., 2017).



FIGUR 10. Elektrokoagulering og fældning af arsen (As(III) & As(V)) med jernoxider ($\text{Fe}(\text{OH})_3$), inspiration fra (Nidheesh and Singh, 2017; Sandoval et al., 2021).

7.1 Effektivitet

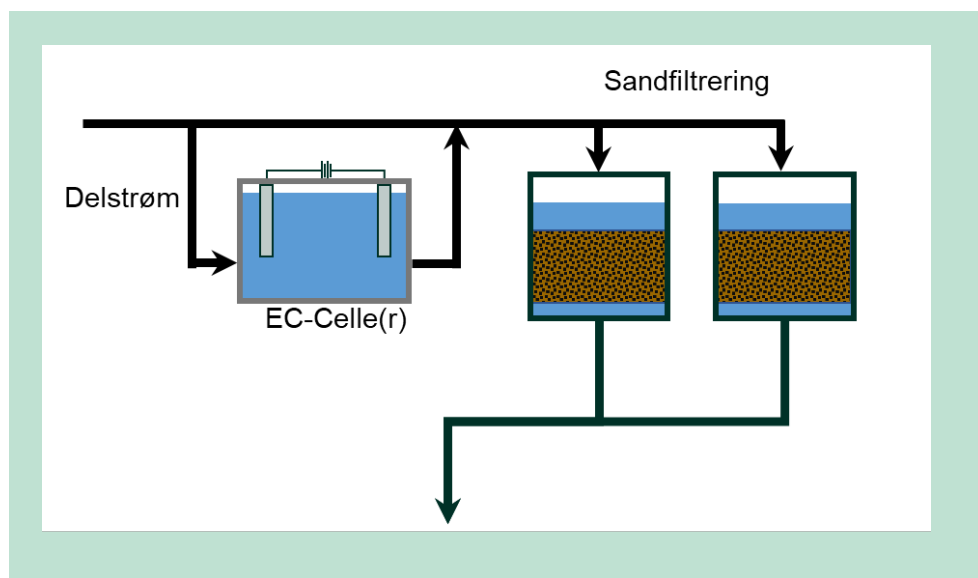
Effektiviteten af elektrokoagulering er sammenlignelig med jern dosering (FIGUR 8), men elektrokoagulering resulterer i flotation, hvilket øger effektiviteten. Derudover afgives Fe(II), som muligvis resulterer i en mere effektiv arsenfjernelse end dosering med Fe(III) (Hug and Leupin,

2003; Roberts et al., 2004; Vu et al., 2008). Tilførelsen af jern styres ved at justere på strømtætheden (Tegladza et al., 2021).

Undersøgelser har vist at elektrokoagulering kan udvise en meget høj effektivitet. >90%, selv når arsenkoncentrationen ikke meget høj (<25 µg/L) (Sandoval et al., 2021).

7.2 Implementering

Elektrokoaguleringscellen installeres inden sandfiltre, så arsen kan adsorbere til de dannede jernoxider og dernæst fjernes i sandfiltret. En delstrøm af vandet sendes igennem elektrokoaguleringscellerne alt efter, hvor meget jern cellen kan dosere og behovet.



FIGUR 11. Implementering af elektrokoagulering (EC-Celle(r)) på et vandværk inden sandfiltrering.

7.3 Økonomi

Et dansk pilotforsøg på Nørre Åby vandværk med elektrokoagulering viste, at det kostede omkring 0,13 kr. per m³ i driftsomkostninger (Laugesen et al., 2012). Kapitalomkostninger blev estimeret ca. 600.000 kr. eller relativt til kapaciteten 1,8 kr. per m³/år (Laugesen et al., 2012). Arsenkoncentrationen blev i pilotforsøget reduceret fra 40 µg/L til under 5 µg/L og råvandet havde en jernkoncentration på 1,6 mg/L. Driftsomkostningerne omfattede indkøb af elektroder samt elforbrug.

Sandoval et al., 2021 anslår driftsomkostninger til at være 0,12 – 4,4 kr./m³ baseret på estimater i litteraturen. Driftsomkostningerne kan derfor være betydelig højere end estimaterne fra (Laugesen et al., 2012).

7.4 Erfaringer & Overvejelser

Ved pilotforsøg med elektrokoagulering blev driftsomkostninger estimeret til at være mere end dobbelt så dyre som ved jern dosering (0,12 – 4,4 versus 0,06 kr. per m³), men til gengæld skal der ikke håndteres kemikalier (Laugesen et al., 2012; Sandoval et al., 2021). Dette kan muligvis forsvare den højere pris. Elektrokoagulering kan således være en løsning for vandværker, som ikke har mulighed for at drifte og vedligeholde et jern doseringsanlæg. Prisen for elektricitet er

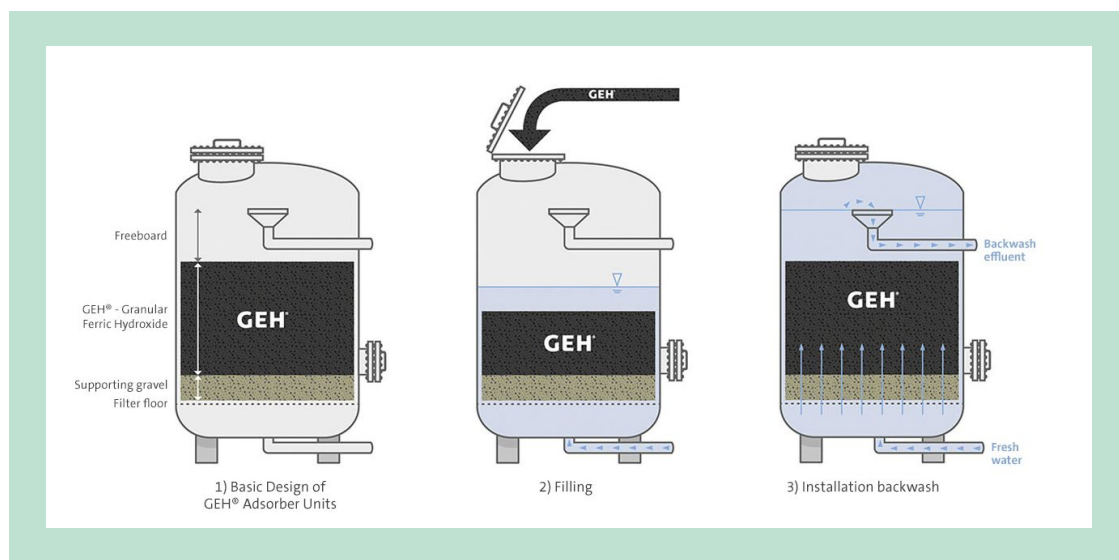
dog steget meget det seneste per år (Danmarks Statistik, 2023b), hvilket vil øge driftsomkostningerne.

Ligesom for jerndosering, vil elektrokoagulering lede til hyppigere tilbageskyl og slam med højere arsen- og jernindhold. Det formodes også, at elektrokoagulering vil have samme problematikker med hæmning af nitrifikation, som kan lede til behov for et ekstra filter.

Elektrokoagulering kan lede til passivering af anoden, hvilket resulterer i sænket effektivitet. Ændring af strømstyringen fra 'direct current' til 'cyclic energization' kan formodentlig afhjælpe dette og derfor øge effektiviteten og levetiden for elektroden (Tegladza et al., 2021).

8. Adsorptionsmedie

Adsorptionsmedie er et filtermedie af granulerede jernoxider (FIGUR 12). Mediet adsorberer As(III) og As(V) (Karlby et al., 2014; Ramsay, 2005). Der findes også andre typer af adsorptionsmedie, fx aktiveret aluminium (Karlby et al., 2014). Adsorptionsmedie vil fortrinsvist have et stort overfladeareal, så der er mange adsorptionssites (Karlby et al., 2014). Adsorptionsmediet vil ikke kun adsorbere arsen men også andre stoffer, såsom fosfat og sulfat (Ramsay, 2005).



FIGUR 12. Adsorptionsmedie (GEH: Granular Ferric Hydroxide), Design af tryksat filter og installation, (GEH Wasserchemie, 2023).

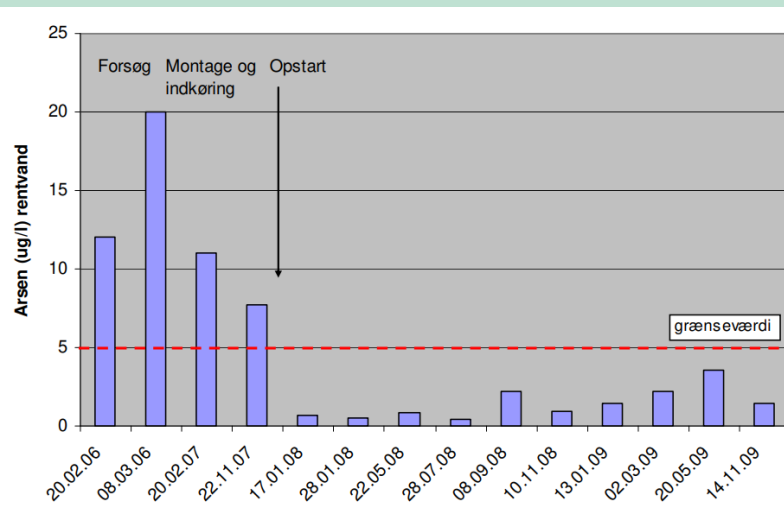
Efterhånden som arsen adsorberes til mediet, reduceres antallet af tilgængelige adsorptionssites og derved falder effektiviteten. Dette resulterer til sidst i et gennembrud, hvor arsenkoncentrationen i vandet, der kommer ud af adsorptionsmediet, er højere end ønsket eller tilladt. Mediets kapacitet er derved opbrugt, og mediet skal udskiftes eller regenereres. Den tid det tager før mediet skal udskiftes kaldes mediets levetid (Larsen et al., 2009; Siegel et al., 2008) og afhænger af arsenkoncentrationen i råvandet men også af adsorptionsmediet og andre stoffer i vandet (FIGUR 14). Mediets levetid kan også være udtrykt som funktion af 'bed volumes' (volumen af adsorptionsmediet).

Regenerering kræver meget stærke syrer og baser, og den stærke syre kan lede til opløsning af adsorptionsmediet (Chen et al., 2015; Sorg et al., 2017). Batchforsøg har vist at adsorptionsmedie kan regenereres og opnå lignende fjernelse af arsen som nyt medie (Chen et al., 2015), men det kan være anderledes i praksis. Mulighederne for regenerering afhænger af det valgte adsorptionsmedie samt koncentrationen af arsen og andre stoffer, som vil opbruge mediet (Chen et al., 2015). Regenerering kræver håndtering af det adsorberede arsen samt farlige kemikalier (Hering et al., 2017).

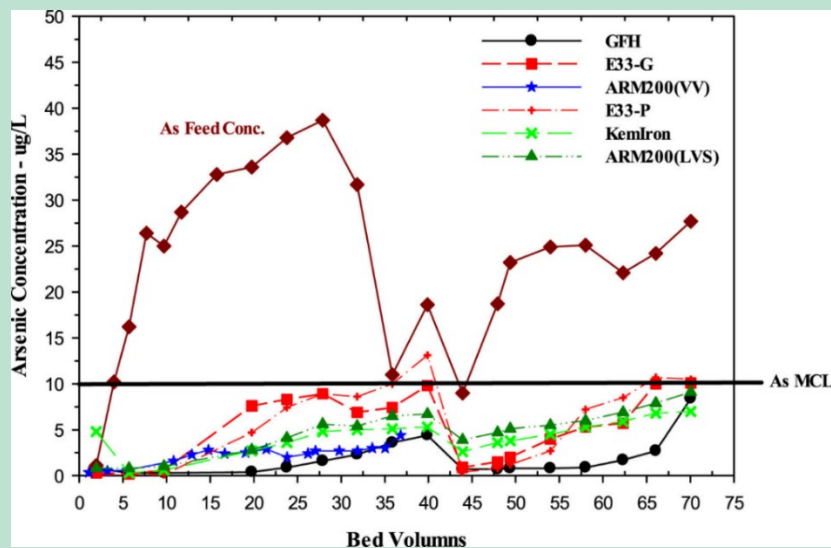
8.1 Effektivitet

Adsorptionsmedie kan reducere arsenkoncentration til $<5 \mu\text{g/L}$ for danske forhold (FIGUR 13) og endda $\leq 1 \mu\text{g/L}$ (Jeworrek et al., 2018; Westerhoff et al., 2006). Men effektiviteten falder i takt med, at adsorptionssites bliver opbrugt af både arsen samt andre stoffer i råvandet (FIGUR 14)

(Krüger A/S and Miljøstyrelsen, 2019). For at opretholde en effektiv arsenfjernelse skal adsorptionsmediet enten erstattes eller regenereres med en frekvens, som passer med den ønskede arsenkoncentration i drikkevandet og over hyppige tilbageskyl. Hvis filtret bliver dimensioneret korrekt, og adsorptionsmediet udskiftet som nødvendigt, kan det opnå en meget høj (>90%) fjernelse af arsen (Chen et al., 2015; Möller et al., 2011). Forholdet mellem As(V) og As(III) er afgørende for effektiviteten, da As(V) fjernes nemmere. Derudover øges effektiviteten ved at justere pH tættere på 7 (Sorg et al., 2021).



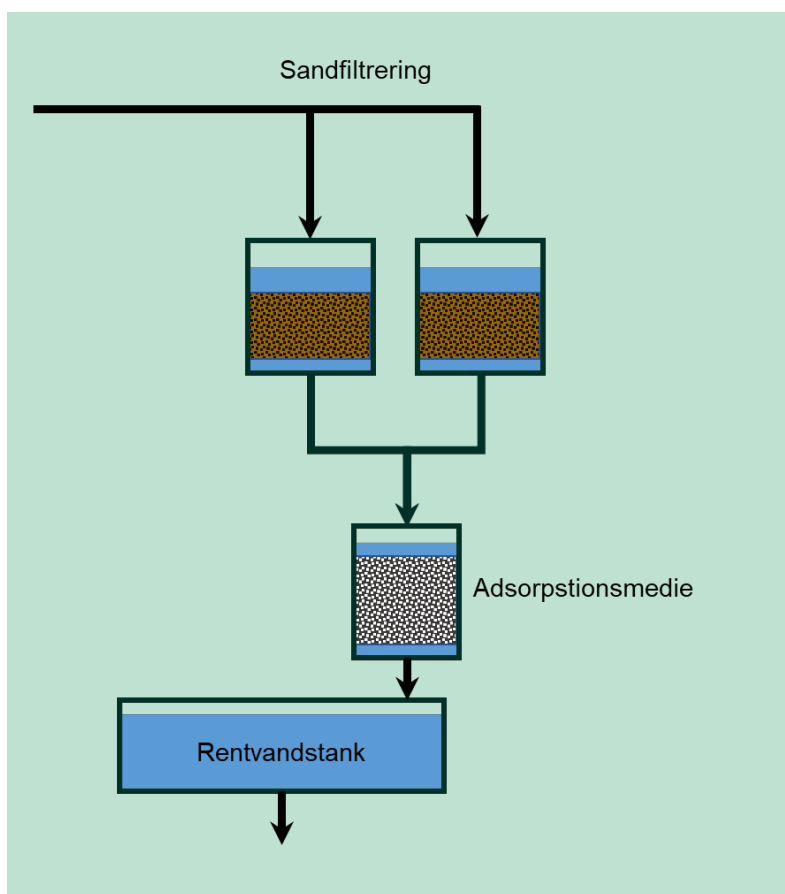
FIGUR 13. Arsenkoncentrationen ved afgang fra Sandby Vandværk adsorptionsmedie. Indløb arsenkoncentration på 11 µg/L og 80.000 bed volumes før mediet udskiftes (Krüger A/S, 2009).



FIGUR 14. Arsenkoncentration som funktion af bed volumes for forskellige adsorptionsmedier, (Chen et al., 2015).

8.2 Implementering

Adsorptionsmediet implementeres i et tryksat filter og installeres efter sandfiltret (FIGUR 15). Rensemetoden installeres efter sandfilter, for at mest muligt af både arsen samt andre stoffer er fjernet. Mediet i filtret er typisk 1-2 meter højt, og mediet udvides ved returskylning (20-30%), hvilket filtret skal dimensioneres efter (Krüger A/S and Miljøstyrelsen, 2019; Ramsay, 2005).



FIGUR 15 Implementering af adsorptionsmedie i vandværk, Inspiration fra (Krüger A/S and Miljøstyrelsen, 2019)

8.3 Økonomi

Driftsomkostninger anslås til at være 1,5 – 5,2 kr. per m^3 (Ramsay et al., 2021). Kapitalomkostninger for et tryksat filter ligger i en størrelsesorden af 0,200 - 33 mio. kr. (Chwirka et al., 2000; Nielsen - personlig samtale, 2022). Hvilket relativt til kapaciteten giver 10,5 kr. per $\text{m}^3/\text{år}$ (Chwirka et al., 2000). Omkostningerne vil formodentlig være større, hvis der ikke i forvejen er plads på vandværket (tilbygning)

Tidligere udenlandske rapporter estimerer driftsomkostninger til at være 0,9 - 1,4 kr. per m^3 (Chwirka et al., 2000; Westerhoff et al., 2006). Disse estimater er dog for at leve op til kvalitetskravet af 10 $\mu\text{g}/\text{L}$, hvorfor driftsomkostningerne kan være underestimeret.

Udskiftning af adsorptionsmedie udgør i gennemsnit 80% af driftsomkostninger, hvilket potentielt kan mindskes ved at regenerere mediet (Chen et al., 2015; Ramsay et al., 2021). Men ved regenerering vil udgifterne til affaldshåndtering stige, da affaldet ikke længere er bundet til det faste medie.

En amerikansk undersøgelse estimerer at mindre vandværker (design flow på mindre end 23 m^3/s) kan have betydeligt større driftsomkostninger forbundet med denne metode: 3,6 – 13,3 kr. per m^3 for at reducere arsenkoncentration fra 13 – 88 $\mu\text{g}/\text{L}$ til under 10 $\mu\text{g}/\text{L}$ (Sorg et al., 2015). Både råvandets arsenkoncentration og det gældende kvalitetskrav for arsen i drikkevand er lavere i Danmark (Hansen and Pjetursson, 2022), hvilket kan forklare højere estimerede amerikanske driftsomkostninger.

Bortskaffelse af brugt adsorptionsmedie formodes at være billigere end andre rensningsmetoder, da arsen adsorberet i et fast medie i højere koncentration og er nemmere at sende til deponering.

8.4 Erfaringer & Overvejelser

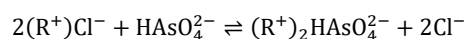
Andre stoffer i råvandet kan interagere både positivt og negativt med adsorption af arsen på adsorptionsmedie, hvilket har stor betydning for arsenfjernelsen (TABEL 6). Regenerering kræver, at personalet er i stand til at håndtere de farlige kemikalier, og dernæst skal det fjernede arsen håndteres.

TABEL 6. Stoffer og deres effekt på adsorption af arsen med adsorptionsmedie

Parameter	Interaktion	Effekt
Silicium	Negativ	Opbruger adsorptionspladser og polymeriserer overfladen
Fosfor	Negativ	Opbruger adsorptionsplader
Calcium	Positiv	Forbedrer adsorption
Andre metaller	Negativ	Opbruger adsorptionspladser
Naturligt organisk stof	Negativ	Opbruger adsorptionspladser

9. Ionbytning

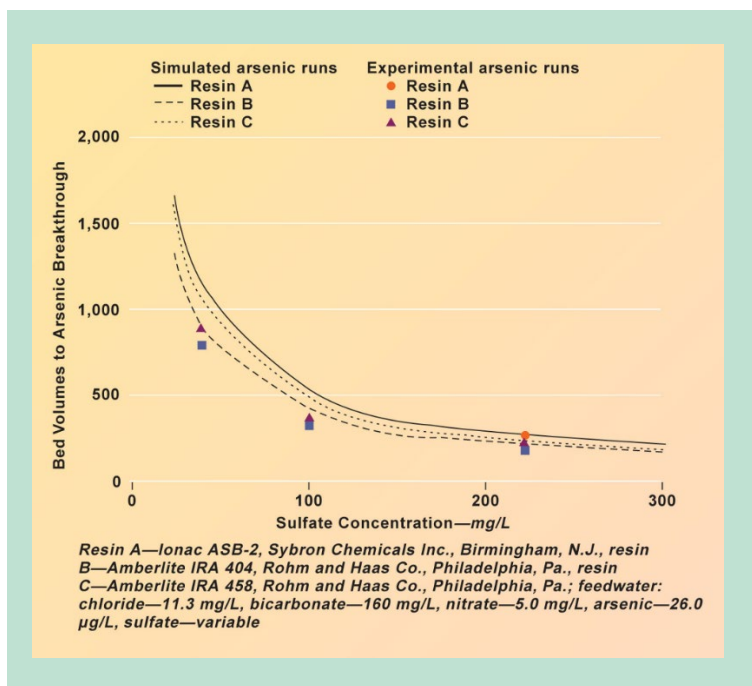
Ionbytning udveksler ioner bundet til en resin med uønskede ioner i råvandet (Winther et al., 2010). Med henblik på arsen, så vil der være tale om en anionbytter, idet As(V) vil optræde som en anion (H_2AsO_4^- eller HAsO_4^{2-}) ved neutral pH (Kjøller and Larsen, 2007; Vaaramaa and Lehto, 2003). Den relativt store negative ladning resulterer i en højere affinitet for binding til den positivt ladede resin frem for den allerede bundne anion (fx Cl^-). HAsO_4^{2-} bliver så byttet og derved fjernet fra vandet (Weerasundara et al., 2021). Den mest anvendte og undersøgte ionbytter for arsenfjernelse er 'Strong Base Anion (SBA) resin (Chen et al., 2020) og reaktionen forløber således:



Hvor R er resin med bundet klorid. Resinen bytter således 2 klorid-ioner for at optage en HAsO_4^{2-} ion. Ionbytning afhænger af ladningen. As(III) vil ved neutral pH primært optræde som H_3AsO_3 . Molekylet er neutralt ladet og kan derfor ikke fjernes ved ionbytning. Dette betyder, at oxidation af arsen er nødvendig for at opnå en fjernelse af arsen med denne metode. Ionbytteren er meget følsom overfor pH, koncentrationen af andre anioner, og metalloider (Algieri et al., 2022; Sipos et al., 2010; US EPA, 2015). Når størstedelen af ionerne på resinen er byttet, dvs. når ionbytteren har opbrugt sin ionbytningskapacitet, så skal den regenereres. Regenereringen foregår ved hjælp af salte (fx NaCl), base eller syre afhængigt af den valgte resin (Karlby et al., 2014; Kundu and Kanti Naskar, 2021).

9.1 Effektivitet

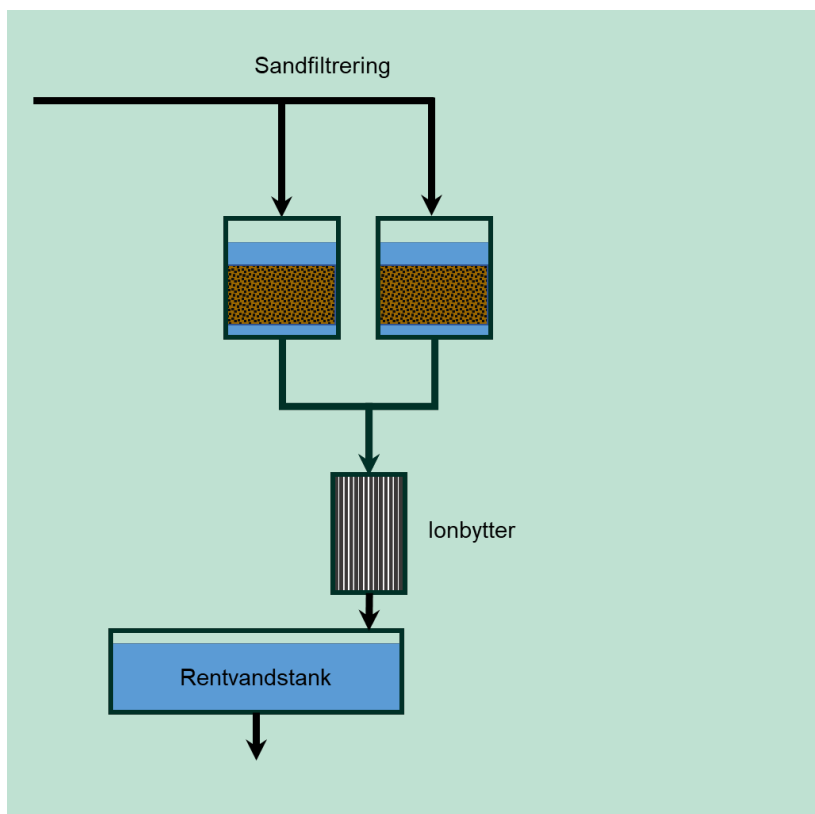
Ionbytning er i stand til at sænke arsenkoncentrationen til under 1 $\mu\text{g/L}$, selv fra arsenkoncentrationer højere end 40 $\mu\text{g/L}$ (Ghurye et al., 1999). Dette kræver, at arsen er oxideret, og at ionbytteren regenereres eller udskiftes hyppigt nok. Regenerering af ionbytteren vil med tiden reducere effektiviteten (Ghurye et al., 1999). Levetiden for ionbytteren afhænger af arsenkoncentrationen og koncentrationen af andre negativt ladede ioner, som kan opbruge ionbytteren. Fx er levetiden påvirket meget negativ af sulfat (FIGUR 16).



FIGUR 16. Forhold mellem sulfat koncentration og bed volumes igennem forskellige ionbyttere (A,B,C) før arsenkoncentrationen oversteg 2 µg/L, (Ghurye et al., 1999).

9.2 Implementering

Ionbytteranlægget installeres efter sandfiltret, så arsen har mulighed for at blive oxideret og en andel af de negativt interagerende ioner er fjernet. Det kan være nødvendigt at kombinere ionbytter med dosering med oxidanter, såfremt arsen primært forekommer som As(III).



FIGUR 17. Implementering af ionbytter efter sandfiltrering på vandværk.

9.3 Økonomi

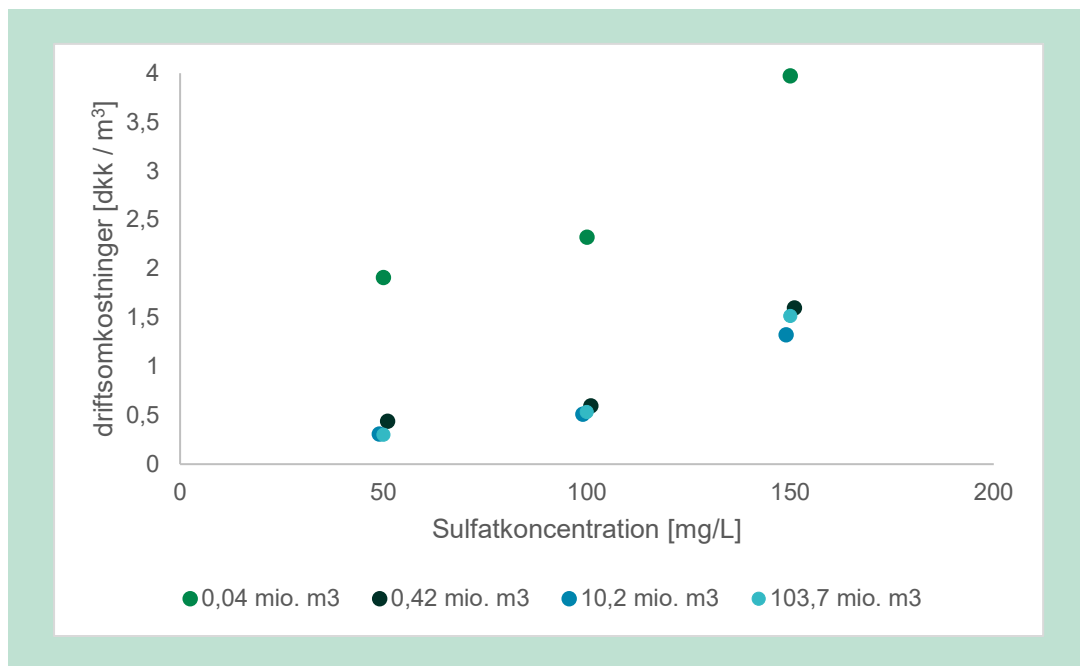
Amerikanske undersøgelser har estimeret driftsomkostninger ved ionbyttere til at være 1,01 – 3,42 kr. per m³ for at nedbringe arsenkoncentrationen fra 17-52 µg/L til ≤10 µg/L, ved behandling af 0,2 - 3 Mio. m³/år (Chwirka et al., 2000; Hilker Colby et al., 2010; Sorg et al., 2015). Dette er omtrent i samme størrelsesorden, som estimeret ved at anvende US EPA's model: *'Drinking Water Treatment Technology Unit Cost Models'* (FIGUR 18) (US EPA, 2022).

Kapitalomkostningerne anslås til at være 4 – 40 mio. kr. for en kapacitet mellem 1 – 4 mio. m³/år (Chwirka et al., 2000; Hilker Colby et al., 2010; Sorg et al., 2015). Ved at anvende US EPA's model, anslås kapitalomkostninger til at være 1 - 20 kr. per m³/år for en kapacitet mellem 0,04 – 103,7 mio. m³/år og sulfat koncentration 50 - 150 mg/L.

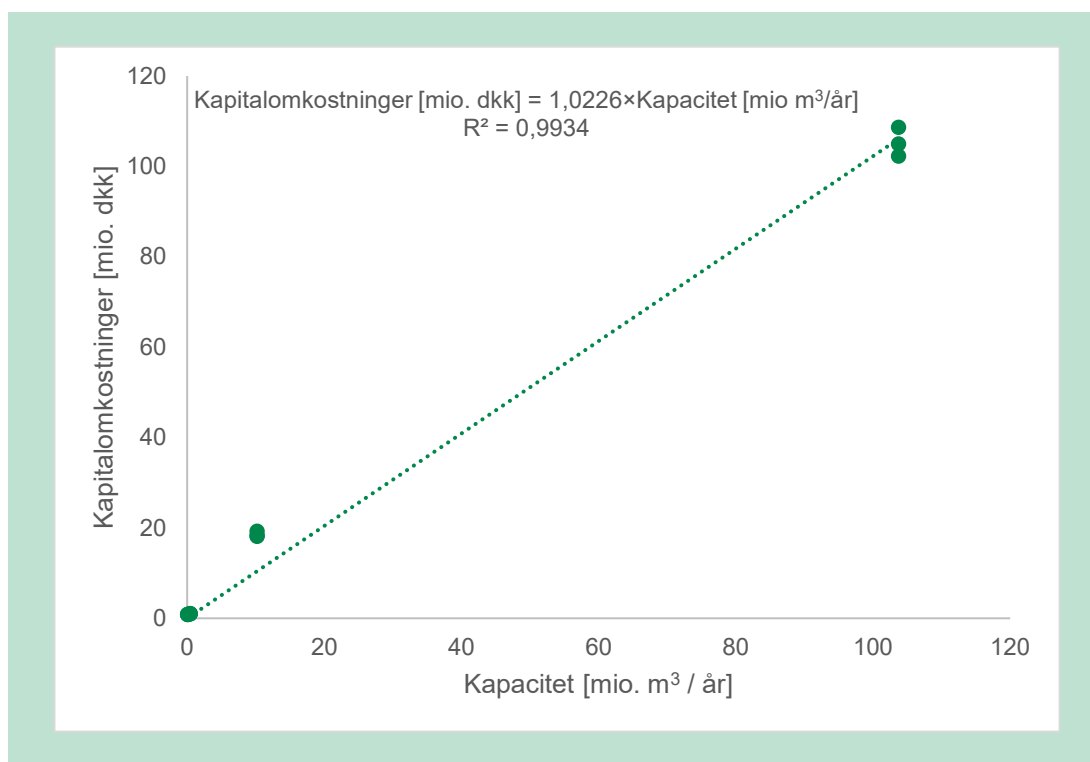
Omkostningerne er ikke særlig afhængige af arsenkoncentrationen men i stedet sulfatkoncentrationen. Sulfat forekommer i relativt højere koncentrationer, mg/L versus µg/L, og opbruger derfor ionbytterens kapacitet (US EPA, 2022).

Ifølge EPA's model, er der et lineært forhold mellem kapitalomkostningerne og vandværkets kapacitet (FIGUR 19). Omtrent halvdelen af kapitalomkostninger går til installation for håndtering af genereret affald (Chwirka et al., 2000). Pre-oxidation blev ikke anvendt ved estimering af disse omkostninger, hvilket kan være nødvendigt under danske forhold.

Ionbytter har ikke været fundet til at blive anvendt for at fjerne arsen i danske vandværker, og derfor har det ikke været muligt at angive eksempler på drifts- og kapitalomkostninger fra danske kilder.



FIGUR 18. Driftsomkostninger for ionbytter anlæg af varierende kapacitet (0,04 – 103,7 mio. m³) som funktion af sulfatkoncentrationen i råvandet (50, 100 og 150 mg/L, spredt for at kunne skelne imellem dem), (US EPA, 2022).



FIGUR 19. Kapitalomkostninger vedrørende ionbytter som funktion af årlig kapacitet, (US EPA, 2022).

9.4 Erfaringer & Overvejelser

Sulfat har især en negativ effekt på arsenfjernelse via ionbytning på grund af dets højere affinitet for at blive ionbyttet (Chen et al., 2020; Chwirka et al., 2000; Karlby et al., 2014). Derfor er det muligt, at ionbytning ikke er en hensigtsmæssig løsning for grundvand med højt indhold af sulfat (>150 mg/L). Derudover kan organisk materiale også have en negativ effekt (Chen et al., 2020).

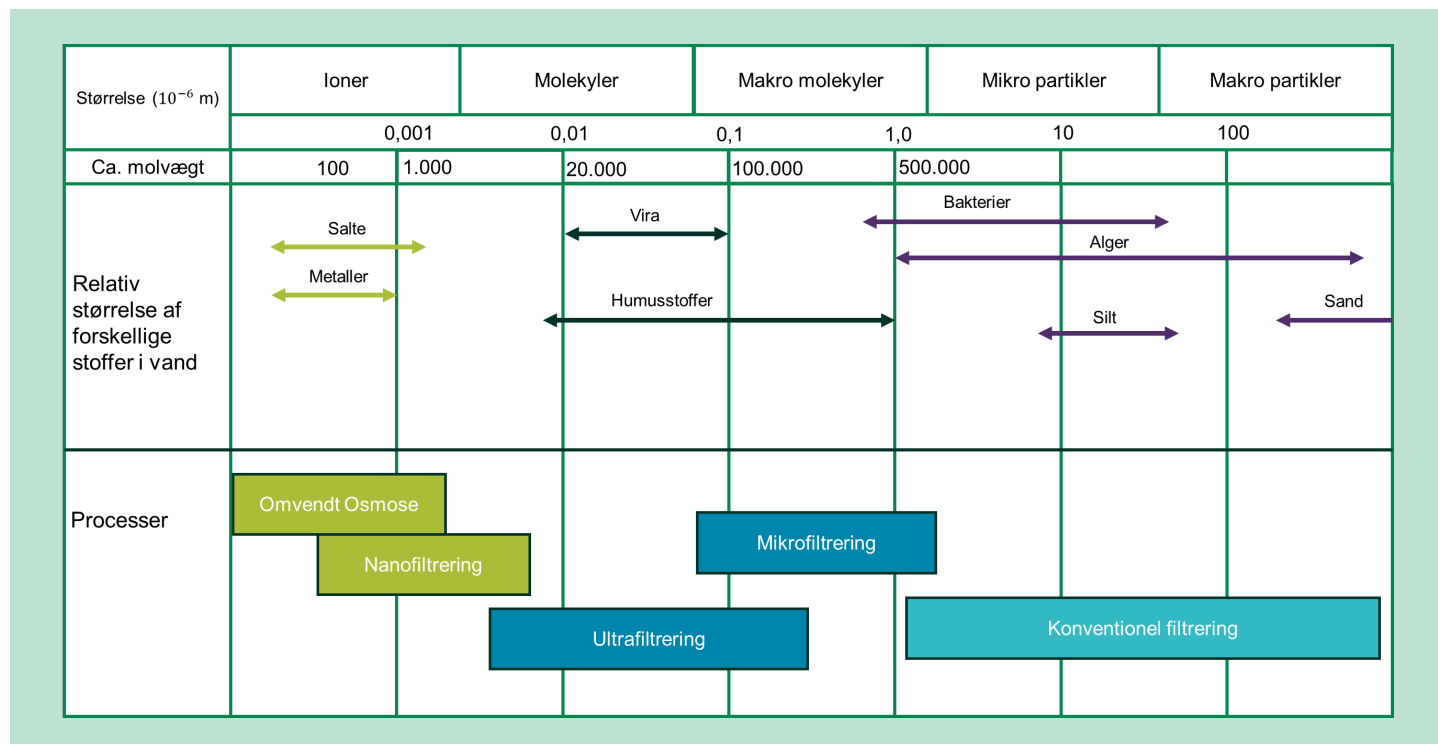
Ved regenerering med salt (NaCl) skal der anvendes relativt store mængder. Et vandværk i Albuquerque USA med en kapacitet på 3 mio. m³/år (8.700 m³/dag) krævede 0,21 kg NaCl per m³ og producerede 35 m³ saltvand om dagen (Chwirka et al., 2000). Dette svarer til et vandspild på ca. 0,5%.

For at fjerne arsen fra saltvandet kan det blandes med jernsalte i et bassin. Vandværket i Albuquerque ville bruge omtrent 1,5 g FeCl₃ per m³ til dette formål (Chwirka et al., 2000).

Ionbytter til at fjerne arsen er ikke anvendt på danske vandværker. Umiddelbart formodes det at være på grund af metodens relativt høje drifts- og kapitalomkostninger sammenlignet med fx jerndosering og adsorptionsmedie, forudsætning om at arsen findes som As(V), konkurrerende anioner og/eller personale, som skal kunne drifte et ionbytteranlæg.

10. Membranfiltrering

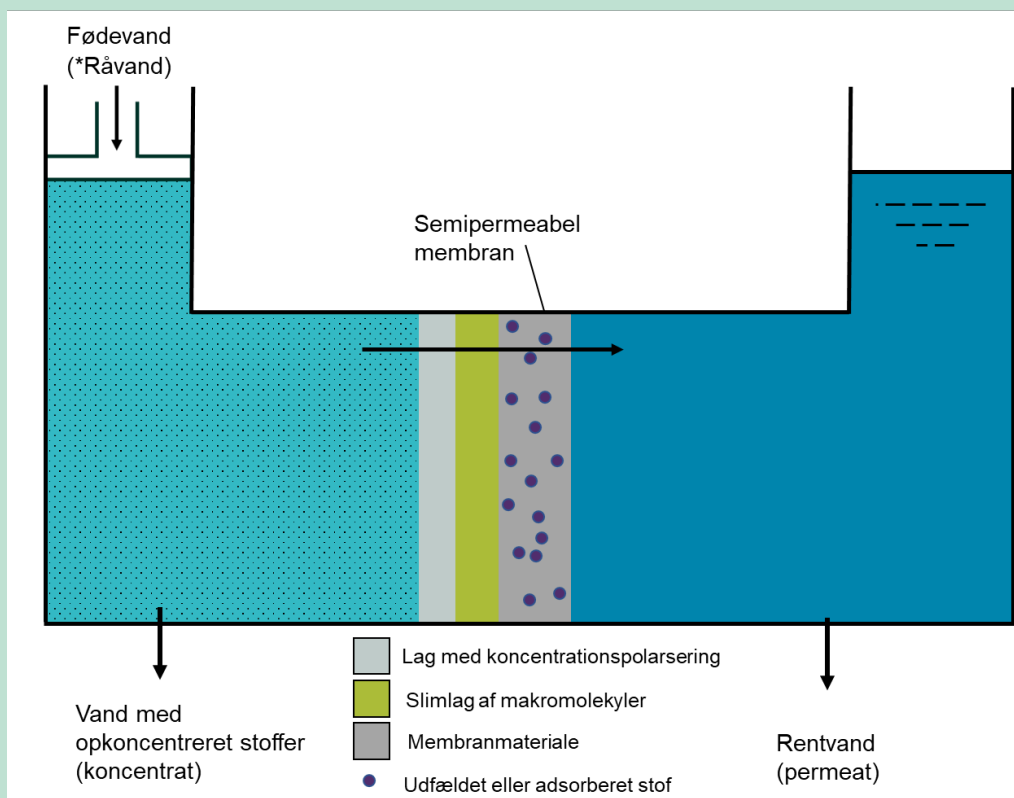
Membranfiltrering separerer partikler og stoffer fra vandet under højt tryk ved at et tvinge vandet gennem en semipermeable membran, som tillader vand at trænge igennem, men tilbageholder større molekyler og ioner (Karlby et al., 2014). Membraner er kategoriseret efter porestørrelse og tryk, og på denne baggrund tilbageholder de forskellige stoffer i vandet (FIGUR 20). Der findes fire primære kategorier, omvendt osmose (RO), nanofiltrering (NF), ultrafiltrering (UF) og mikrofiltrering (MF). Membraner kan være produceret af forskellige materialer, og der findes forskellige opbygninger af membranmodulet (Bhakta and Ali, 2019; Karlby et al., 2014).



FIGUR 20. Relativ størrelse og molvægt af forskellige stoffer i vand sammenlignet med de primære typer af membranfiltrering, efter (WaterTech a/s, 2003).

Vandet der passerer membranen kaldes permeat, og det tilbageholdte vand kaldes koncentrat (eller rententat / rejectvand), hvori stofferne er opkoncentreret fra råvandet, hvilket nu er spildevand (Karlby et al., 2014) (FIGUR 21).

I takt med at membranen anvendes, vil partikler, kolloider og opløste stoffer i fødevandet ophobe sig ved membranen (koncentrationspolarisering og slimlag), samtidigt med at nogle stoffer adsorberer eller udfælder i selve membranen. Dette betegnes som fouling og sænker fluxen (flowet af vand) igennem membranen. (WaterTech a/s, 2003). For at forlænge levetiden af membranen anvendes cross flow membranfiltrering, hvor vandet føres langs med membranen. For at reducere fouling af membranen tilsættes der ofte løbende kemikalier, såkaldte antiscalanter. Membranen renses desuden for at fjerne fouling og opretholde en tilstrækkelig flux. Det er vigtigt at afstemme brugen af kemikalier for at undgå forurening af drikkevandet.



FIGUR 21. Princip for membranfiltrering, pilene viser retningen af vandet, inspiration fra (Karlby et al., 2014; WaterTech a/s, 2003).

As(III) og As(V) kan fjernes direkte ved anvendelse af nanofiltrering og omvendt osmose (FIGUR 20), og på den måde er behandlingen mindre afhængig af arsenoxidation. Men begge membrantyper tilbageholder As(V) mere effektivt end As(III) (Dansk Galvanisør Union (DGU) et al., 2000; Kundu and Kanti Naskar, 2021; Singh et al., 2015). Mikro- og ultrafiltrering kan også bidrage til at reducere arsenkoncentrationen, men grundet porestørrelsen kan de ikke filtrere for (frit) As(III) og As(V), men for større partikler (komplekser) som jernoxider med adsorberet arsen.

Permeat kræver efterbehandling, inden det kan anvendes som drikkevand. Efterbehandlingen vil bestå af at tilsætte re-mineraliserende stoffer for at stabilisere vandet, fx kalkprodukter. Alternativt, kan en delstrøm føres udenom membranen og derved stabilisere permeatet (WaterTech a/s, 2003). Hvis re-mineraliseringen udføres ved opblanding med delstrøm, vil det sætte en begrænsning for hvor meget arsen og andre forureninger, der kan fjernes med metoden.

10.1 Omvendt Osmose

Ved RO anvendes porestørrelse på omtrent 0,1 nm. Vand pumpes med højt tryk (20-100 bar) igennem membranen (Karlby et al., 2014). Forbehandling som for-filtreringen, blødgøring eller andre metoder kan forlænge levetiden af RO-membranen (Algieri et al., 2022; Dutta et al., 2012; Karlby et al., 2014). Koncentrat eller rejectvand udgør typisk 30-35% af råvandet, hvilket er et betydeligt vandspild (Karlby et al., 2014). RO-anlægget opbygges med flere RO-membraner moduler, hvor koncentratet recirkuleres, således kan mængden af vandspild reduceres betydeligt til ca. 10% (Abejón et al., 2015).

Eksempler på vandværker, som anvender RO i Danmark, er Yderby Lyng Vandværk, Odsherred og Sejerø Vandværk, Kalundborg. Yderby Lyng har en produktion på 70.000m³ og renser deres membran hvert andet år (Kingod, 2021; Yderby Lyng Vandværk, 2022).

10.2 Nanofiltrering.

Ved nanofiltrering (NF) er membranens porestørrelse omkring 1 nm, og vandet kræver tryk ved 10-20 bar (Karlby et al., 2014). As(V) tilbageholdes mere effektivt i NF-membraner end As(III), dette skyldes formodentligt den negative ladning af nanofiltrets overflade, som frastøder As(V). As(III)s neutrale ladning ved neutralt og basisk forhold resulterer ikke i en frastødning, hvorfor det separeres udelukkende grundet porestørrelsen (Dansk Galvanisør Union (DGU) et al., 2000; Kundu and Kanti Naskar, 2021; Singh et al., 2015).

NF kan også bidrage til blødgøring af vand, men det kan være nødvendigt at blødgøre vandet inden for at forlænge membranens levetid. Anlægget har en levetid på omkring 15 år, men ved grundig vedligeholdelse af anlægget kan dette øges (COWI A/S, 2011). Omtrent 10-20% af det indvundne vand vil blive til vandspild ved NF (COWI A/S, 2011; Karlby et al., 2014).

10.3 Effektivitet

RO har potentiale til at fjerne 90 - >99% af As(V) og 70-99% As(III), men det fjerner også mange andre stoffer (Algieri et al., 2022; Chen et al., 2020; Dutta et al., 2012; Ghosh (Nath) et al., 2019). RO kan sænke arsenkoncentrationen ned til ≤ 1 µg/L (Chen et al., 2020; Schmidt et al., 2016). Effektiviteten af membranfiltreringen afhænger særligt af pH, formen af arsen (As(III) | As(V)) og valg af membran-type (Ghosh (Nath) et al., 2019).

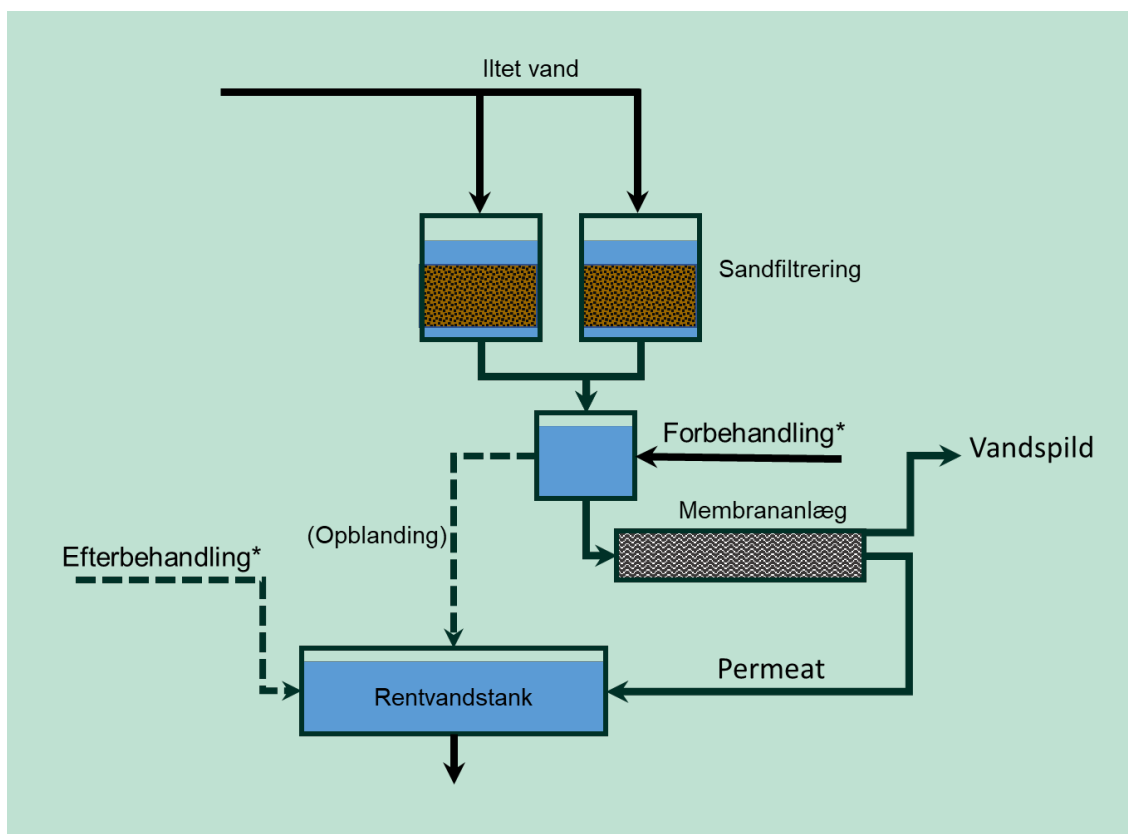
NF kan fjerne 80% til 99% af As(V) og 15% - 99% for As(III) (Siddique et al., 2020; Singh et al., 2015; Worou et al., 2021). NF-membraner kan have meget svært ved at fjerne As(III). Fx har en NF-membran ikke kunne reducere As(III)-koncentration fra 50 µg/L til under 5 µg/L (Singh et al., 2015).

Nogle af de høje rapporterede fjernelser af As(III) (>90%) med NF-membraner har reduceret koncentrationen fra 100 µg/L til <10 µg/L (Harfoush et al., 2018). Disse koncentrationer er ikke sammenlignelige med danske koncentrationer i råvandet og kvalitetskrav (Hansen and Pjetursson, 2022; Miljøministeriet, 2022). Baseret på Worou et al., 2021, er tilbageholdelsen af As(III) nærmere i størrelsen af 50-60% for kommercielle NF-membraner.

Både RO og NF-membraner vil have problemer med fouling, hvilket over tid vil lede til bl.a. nedsat effektivitet (Worou et al., 2021).

10.4 Implementering

Membrananlægget installeres efter sandfilter og forbehandling (for-filtrering, blødgøring, desinficering og andet). Anlægget opbygges i produktionslinjer der består af flere membranmoduler (WaterTech a/s, 2003). Efterbehandling af permeat kan være nødvendigt for at re-mineralisere og justere pH. Der er også mulighed for at opblande permeat, således kun en delstrøm skal passere membrananlægget, men dette afhænger af kvaliteten af råvandet.



FIGUR 22. Implementering af membranfilter på vandværk. *Forbehandling og efterbehandling kan være nødvendigt alt efter råvandets og permeatets karakteristika.

10.5 Økonomi

For membranfiltrering til at fjerne arsen anslås driftsomkostninger til at være 0,6 – 1,6 kr. per m^3 baseret på tidligere rapport fra miljøstyrelsen (WaterTech a/s, 2003). Dette er uden spildevandsudgift, som alene er estimeret til at være 3,6 kr. per m^3 . Kapitalomkostninger anslås til at være 1,6 – 11 mio. kr. for en kapacitet mellem 0,075 – 1 mio. $\text{m}^3/\text{år}$, svarende til 11 – 22 kr. per $\text{m}^3/\text{år}$ (WaterTech a/s, 2003)

I forbindelse med blødgøring af drikkevand med NF-anlæg opgøres drifts- og kapitalomkostninger til 0,7 – 0,8 kr. per m^3 og 1,2 mio. kr. (kapacitet 160.000 $\text{m}^3/\text{år}$) (COWI A/S, 2011). Behandling af spildevand estimeres til 3,5 – 4,1 kr. per m^3 (COWI A/S, 2011). Der er således en meget væsentlig udgift forbundet med behandlingen af spildevandet.

10.6 Overvejelser & Erfaringer

Anvendelse af membranfiltrering vil i de fleste tilfælde kræve både forbehandling for at øge levetiden på membranen samt efterbehandling, både af drikkevandet og rejectvandet. Det er muligt at undgå forbehandling og dermed mindske brug af kemikalier, men dette vil resultere i, at en betydeligt større andel af vandet går til spildevand, >50% (WaterTech a/s, 2003). Dette kan være problematisk, da det formentlig vil kræve en ligeledes større indvinding.

Efterbehandling af permeat kan også undgås ved opblanding, men det kan være udfordrende at balancere de korrosive egenskaber af permeat samtidigt, med at overholde kvalitetskravet for arsen og andre uønskede stoffer.

I forhold til affaldshåndtering formodes det, at omtrent 10-20% af det indvundne vand vil blive til koncentrat og dermed gå til spildevand (COWI A/S, 2011; Karlby et al., 2014; WaterTech a/s, 2003). Dette koncentrat vil have en høj koncentration af arsen afhængigt af råvandets kvalitet og vil betyde, at det skal håndteres som giftigt affald, hvorfor bortskaffelse vil resultere i betydelige afgifter (COWI A/S, 2011).

NF-membraner tilbageholder ikke kuldioxid men en stor del af bikarbonater. Dette vil resultere i aggressiv kulsyre og vil kræve neutralisering (COWI A/S, 2011). Hvis råvandet indeholder en stor del As(III), kan oxidation af arsen være nødvendigt for at opnå en høj tilbageholdelse af arsen, især for NF (Singh et al., 2015). Da NF-membraner frastøder negativt ladet As(V) forbindelser, vil effektiviteten af membranen falde hvis pH falder (Siddique et al., 2020). Det er derfor nødvendigt at monitorere pH.

Membranfiltrering kan tilbageholde en meget stor andel af arsen, men spørgsmålet er om en så høj effektivitet alene for arsen er nødvendigt. Fx er en tilbageholdelse af 99% arsen ikke nødvendigt for at leve op til kvalitetskrav på 5 µg/L for danske forhold, hvis råvandskoncentrationen ikke er højere end 50 µg/L.

Derimod, kan membranfiltrering være en hensigtsmæssig løsning, hvis kvalitetskravet skærpes, og andre billigere metoder ikke er mulige.

Til forskel fra andre metoder for til at fjerne arsen, så bidrager membranfiltrering også til at fjerne andre uønskede stoffer. Hvis vandværket oplever en kombination af andre problemer, som også kan løses af membranteknologi, så kan denne rensemetode være fordelagtigt sammenlignet med at skulle installere op til flere forskellige løsninger på et vandværk.

10.6.1 Mikro- og Ultrafiltrering

Mikrofiltrering opererer ved lavere tryk (0,1 - 2 bar) og filtrerer partikler ved en størrelse af 0,02 – 10 µm. Ved en kombination af total oxidation af As(III) til As(V) via oxidanter med jern dosering for at øge medudfældning, kan mikrofiltrering lede til en meget høj fjernelse af arsen (Kundu and Kanti Naskar, 2021)

Ultrafiltrering opererer ved tryk på 0,1 - 5 bar med porestørrelse på 10 til 1000 Å (10^{-10} m). Filtrets ladning, vandets pH samt andre forekommende ioner kan have en meget stor påvirkning på effektiviteten. Ved anvendelse af ultrafiltrering skal man tage højde for koncentrationer af ioner i vandet, som kan påvirke bl.a. ladningen af filtret (Kundu and Kanti Naskar, 2021).

Kombination af mikro- eller ultrafiltrering med jern dosering er ikke blevet anvendt i Danmark. Danske vandværker vil anvende sandfiltre til samme formål, hvorfor denne filtreringsmetode ikke er nødvendigt. Drifts- og kapitalomkostninger med kombination af mikrofiltrering og jern dosering anslås til ca. 0,8 kr. per m³ og 38 mio. kr. for et vandværk med en kapacitet på 3.175.500 m³/år, 12 kr. per m³/år (Chwirka et al., 2000).

11. Fremtidige Teknologier

I litteraturen er der identificeret en række nye, lovende teknologier, som potentielt kan anvendes i fremtiden til at fjerne arsen fra drikkevandet (TABEL 7). Der findes og udvikles også andre teknologier. Inden for rammerne af denne rapport har det ikke været muligt at danne et komplet overblik over alle af de fremtidige teknologier, som stadig er på udviklingsstadiet.

Jern(0) nanopartikler (**nZVI**) og **ferrat** (Fe(VI)) virker på samme måde som adsorptionsmedie og jern dosering, men har potentielt en højere effektivitet, da de kan bidrage til både oxidation og medudfældning (Chai et al., 2022; Jessen et al., 2005), især nZVI med dets høje adsorptionskapacitet (Chai et al., 2022). Begge materialer kan dog være vanskeligere at anskaffe end Fe(II) / Fe(III). De bidrager til mindre affaldsprodukt på grund af potentielt højere effektivitet, men affaldsproblemet undgås ikke.

Subsurface arsenic removal (SAR) oxiderer råvandet on-site og om nødvendigt tilføres jern, hvorefter råvandet så pumpes tilbage ned i grundvandsmagasinet. Med denne metode undgår man håndtering af et affaldsprodukt, da arsen i stedet vil akkumuleres i grundvandssedimentet (Cañas Kurz et al., 2020; Luong et al., 2018). Grundvandsmagasiner er imidlertid komplekse systemer, så tilførsel af oxideret vand kan have nogle uforudsete konsekvenser. Der er succesfuldt udført pilotskala forsøg i Asien, med reduktion af arsenkoncentrationen fra 80 µg/L til ≤ 5 µg/L med SAR (Cañas Kurz et al., 2020). Udfordringer ved denne metode er at etablere zoner for arsenoxidation og have tilstrækkelig adsorptionssites (Cañas Kurz et al., 2020; Luong et al., 2018). Derudover kan det være problematisk at akkumulere større mængde af arsen i undergrunden, hvilket kan udelukke, at disse magasiner kan udnyttes til vandproduktion fremadrettet.

Biologisk oxidation kombineret med elektrokoagulering (**Bio-EC**) kan også være en meget effektiv måde at fjerne arsen (TABEL 7), også når det hovedsageligt forekommer som As(III). Et biologisk filter placeres inden elektrokoaguleringscellen, og det sikrer, at arsen overvejende forekommer som As(V), og derfor kan udfælde med de dannede jernoxider fra elektrokoaguleringen. Metoden har et mindre energiforbrug, da der skal tilføres forholdsvis mindre jern, men til gengæld kan det være udfordrende at være afhængig af biologisk oxidation, som kræver fx næringsstoffer (Roy et al., 2021).

TABEL 7. Oversigt over fremtidige teknologier, som virker lovende i forbindelse med at reducere arsenkoncentrationen i drikkevand. Med modenhed menes hvilket stadie hvorpå teknologien er blevet påvist

Teknologi	Modenhed	Effektivitet [%]	Fordele	Ulemper	Kilde
Jern(0) Nanopartikler (nZVI)	Batchforsøg	95 – >99*	Bidrager til både oxidation og medudfældning / Højt overfladeareal derfor lavere ressourceforbrug / Kan regenereres	Ser umiddelbart ud til at være mest effektiv ved lav pH (≤ 4)	(Addo Ntim and Mitra, 2011; Adeleye et al., 2016; Chai et al., 2022; Tanboonchuy et al., 2011)
Ferrat (Fe(VI))	Batchforsøg	> 90%*	Mindre dosering sammenlignet med at anvende Fe(II) eller Fe(III)	Producerer stadig okkerslam / Håndtering af kemikalier / Fe(VI) kilde	(Jain et al., 2009; Prucek et al., 2013)
Subsurface Arsenic Re- moval	Pilotforsøg	> 90%*	Undgår affaldshåndtering	Komplekse interaktioner kan lede til uforudsete konsekvenser / Afhængigt af redoxforhold	(Cañas Kurz et al., 2020; Luong et al., 2018)
Bio-EK	Kolonne forsøg	> 95 %*	Kombinere biologisk oxidation med elektrokoagulering / Sikrer at As(V) er til stede når jern tilføres / Mindre jerntilførsel nødvendigt	Kræver at AsOB kan formere sig (næringsstoffer) / Hvis jern fjernes i det biologisk lag, kræver det mere jerntilførsel	(Roy et al., 2021)
Biosorption		**	Bæredygtighed	Mangler dokumentation i omstændigheder relevante for dansk drikkevand / Meget påvirket af pH og kontaktid (time(r))	(Bhakta and Ali, 2019)

* Effektivitet påvist i forsøg vil højst sandsynligt være højere end den effektivitet, som vil opnås i praktisk, især når man sammenligner med modenheten af metoden (batchforsøg versus pilotforsøg). **Det har ikke været muligt at finde forsøg, som opnår koncentrationer relevante for danske drikkevand (mg/L)

12. Helhedsvurdering for valg af rensemetode

Indeværende rapport har sammenstillet de tilgængelige teknologier til at fjerne arsen fra drikkevandet og vurderet teknologiens effektivitet, økonomi og vigtige overvejelser vedrørende implementering i dansk vandbehandling. Hvorvidt man skal implementere ny rensemetode vil først og fremmest afhænge af arsenkoncentrationen i råvandet og den tilgængelige grundvandsressource. Har et vandværk fx adgang til en anden grundvandsressource med lavt indhold af arsen (og højt jernindhold), vil der ikke nødvendigvis være behov for at implementere eller udvide rensemetoderne. I sådanne tilfælde kan en omlægning af indvindingen og/eller opblanding sikre, at kvalitetskravet for arsen opfyldes. Er dette ikke muligt eller forbundet med for høje omkostninger (fx ved etablering af nye borer), er det relevant at tage stilling til metoder for at fjerne arsen.

Valg af rensemetode træffes bedst på baggrund af en helhedsvurdering for det enkelte vandværk eller vandforsyning. Vurderingen vil tage afsæt i grundvandsressourcens øvrige sammensætning og vandværkets håndtering af fx jern, sulfat, pesticidstoffer og hårdhed, og samtidig tage højde for vandværkets kapacitet, den daglige drift og de fysiske begrænsninger på vandværket. En helhedsvurdering af valg af rensemetode vil foruden de omtalte aspekter i denne rapport (effektivitet, økonomi m.m.) også inkludere andre faktorer så som sammenspil med andre og nye teknologier, produktion og håndtering af affald, samt forbrug af ressourcer herunder energi, vand og kemikalier.

Ændring af eksisterende og/eller implementering af nye rensemetoder kan ofte påvirke forløb og funktion af de øvrige processer i vandbehandlingen, hvorfor det er vigtigt at vurdere sammenspiillet mellem de forskellige behandlingstrin på vandværket. Andre renseteknologier kan påvirke fjernelsen af arsen, og omvendt kan renseteknologier for arsen påvirke fjernelsen af andre uønskede stoffer i vandet. Studier har fx rapporteret om hæmning af nitrifikation i forbindelse med jern dosering. Det er derfor essentielt at monitorere vandkvaliteten og identificere afledte effekter af et givent indgreb. Dertil kommer at stadigt flere vandforsyninger overvejer implementering af andre renseteknologier med henblik på at fjerne pesticider eller for blødgøre drikkevandet. Implementering af rensemetoder til at fjerne arsen bør derfor ikke alene vurderes i sammenspiillet med de eksisterende vandbehandlingstrin med også med evt. ændringer i fremtiden.

Alt andet lige vil implementering af rensemetoder for arsen resultere i produktion af et arsenholdigt affaldsprodukt, fx rejectvand, okkerslam eller adsorptionsmedie. Grundet høje arsenkoncentrationer skal affaldet håndteres som kemisk affald, hvorfor det kan være vanskeligt at bortskaffe, og det vil være omfattet af afgifter. Uanset valg af rensemetode vil det også betyde et øget vandspild og dermed behov for en større indvinding for at opretholde samme produktionsmængde. For nogle metoder vil det være begrænset til et hyppigere tilbageskyl (jern dosering, elektrokoagulering og adsorptionsmedie) imens andre rensemetoder har betydelige større vandspild (>10% for membranfiltrering). Flere af de undersøgte teknologier medfører desuden et væsentligt kemikalieforbrug såsom ionbytning, der kræver store mængder salt for at fjerne arsen. Implementering og brug af renseteknologier vil overordnet set medføre et øget brug af ressourcer, hvorfor det er relevant af foretage en bæredygtighedsvurdering af de forskellige teknologier, hvis drikkevandet skal produceres på den mest bæredygtige måde.

13. Litteraturliste

- Abejón, A., Garea, A., Irabien, A., 2015. Arsenic removal from drinking water by reverse osmosis: Minimization of costs and energy consumption. *Sep Purif Technol* 144, 46–53. <https://doi.org/10.1016/J.SEPPUR.2015.02.017>
- Addo Ntim, S., Mitra, S., 2011. Removal of trace arsenic to meet drinking water standards using iron oxide coated multiwall carbon nanotubes. *J Chem Eng Data* 56, 2077–2083. https://doi.org/10.1021/JE1010664/ASSET/IMAGES/LARGE/JE-2010-010664_0001.JPEG
- Adeleye, A.S., Conway, J.R., Garner, K., Huang, Y., Su, Y., Keller, A.A., 2016. Engineered nanomaterials for water treatment and remediation: Costs, benefits, and applicability. *Chemical Engineering Journal* 286, 640–662. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2015.10.105>
- Ahmad, A., 2020. Arsenic removal by iron based co-precipitation: Mechanisms in groundwater treatment. Wageningen University. <https://doi.org/10.18174/519635>
- Ahmad, A., Cornelissen, E., van de Wetering, S., van Dijk, T., van Genuchten, C., Bundschuh, J., van der Wal, A., Bhattacharya, P., 2018. Arsenite removal in groundwater treatment plants by sequential Permanganate—Ferric treatment. *Journal of Water Process Engineering* 26, 221–229. <https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2018.10.014>
- Ahmad, A., Rutten, S., Eikelboom, M., de Waal, L., Bruning, H., Bhattacharya, P., van der Wal, A., 2020a. Impact of phosphate, silicate and natural organic matter on the size of Fe(III) precipitates and arsenate co-precipitation efficiency in calcium containing water. *Sep Purif Technol* 235, 116117. <https://doi.org/10.1016/J.SEPPUR.2019.116117>
- Ahmad, A., van der Wens, P., Baken, K., de Waal, L., Bhattacharya, P., Stuyfzand, P., 2020b. Arsenic reduction to <1 µg/L in Dutch drinking water. *Environ Int* 134, 105253. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2019.105253>
- Aktor, H., 2022. Personlig samtale med Henrik Aktor. Rådgivende ingeniør Aktor Innovation, december 2022.
- Algieri, C., Pugliese, V., Coppola, G., Curcio, S., Calabro, V., Chakraborty, S., 2022. Arsenic removal from groundwater by membrane technology: Advantages, disadvantages, and effect on human health. *Groundw Sustain Dev* 19. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100815>
- Bai, Y., Yang, T., Liang, J., Qu, J., 2016. The role of biogenic Fe-Mn oxides formed in situ for arsenic oxidation and adsorption in aquatic ecosystems. *Water Res* 98, 119–127. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2016.03.068>
- Bhakta, J.N., Ali, M.M., 2019. Biosorption of Arsenic: An Emerging Eco-technology of Arsenic Detoxification in Drinking Water, in: Fares, A., Singh, S.K. (Eds.), *Arsenic Water Resources Contamination - Challenges and Solutions*. Springer, pp. 207–230. https://doi.org/10.1007/978-3-030-21258-2_9
- Bissen, M., Frimmel, F.H., 2003. Arsenic - A review. Part I: Occurrence, toxicity, speciation, mobility. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica* 31, 9–18. <https://doi.org/10.1002/AHEH.200390025>
- Bowell, R.J., Alpers, C.N., Jamieson, H.E., Nordstrom, D.K., Majzlan, J., 2014. The Environmental Geochemistry of Arsenic -- An Overview --. *Rev Mineral Geochem* 79, 1–16. <https://doi.org/10.2138/rmg.2014.79.1>
- Cañas Kurz, E.E., Luong, V.T., Hellriegel, U., Leidinger, F., Luu, T.L., Bundschuh, J., Hoinkis, J., 2020. Iron-based subsurface arsenic removal (SAR): Results of a long-term pilot-scale test in Vietnam. *Water Res* 181, 115929. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2020.115929>
- Chai, F., Zhang, R., Min, X., Yang, Z., Chai, L., Zhao, F., 2022. Highly efficient removal of arsenic (III/IV) from groundwater using nZVI functionalized cellulose nanocrystals fabricated via a bioinspired strategy. *Science of The Total Environment* 842, 156937. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.156937>

- Chen, A.S.C., Sorg, T.J., Wang, L., 2015. Regeneration of iron-based adsorptive media used for removing arsenic from groundwater. *Water Res* 77, 85–97. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2015.03.004>
- Chen, A.S.C., Wang, L., Sorg, T.J., Lytle, D.A., 2020. Removing arsenic and co-occurring contaminants from drinking water by full-scale ion exchange and point-of-use/point-of-entry reverse osmosis systems. *Water Res* 172, 115455. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2019.115455>
- Chwirka, J.D., Thomson, B.M., Stomp III, J.M., 2000. Removing arsenic from groundwater. *Journal AWWA* 92, 79–88. <https://doi.org/10.1002/J.1551-8833.2000.TB08911.X>
- COWI A/S, 2011. Central blødgøring af drikkevand.
- Danmarks Statistik, 2023a. <https://www.statistikbanken.dk/PRIS9> [WWW Document]. DST. URL <https://www.statistikbanken.dk/PRIS9> (tilgået 1.13.23).
- Danmarks Statistik, 2023b. <https://www.statistikbanken.dk/pris117> [WWW Document]. DST. URL <https://www.statistikbanken.dk/pris117> (tilgået 1.23.23).
- Dansk Galvanisør Union (DGU), MILJØ-KEMI, Dansk Miljø Center A/S, Ernst & Young, 2000. Central oparbejdning af galvanisk affald [WWW Document]. Miljøstyrelsen. URL <https://www2.mst.dk/udgiv/Publikationer/2000/87-7944-227-7/html/default.htm> (tilgået 11.25.22).
- Directive (EU) 2020/2184, 2020. Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption. *Official Journal L435* 1–62.
- DTU Fødevareinstituttet, 2012. Arsen i drikkevand - datablad.
- Dutta, T., Bhattacharjee, C., Bhattacharjee, S., Professor, A., 2012. Removal Of Arsenic Using Membrane Technology-A Review. *International Journal of Engineering Research & Technology* 1. <https://doi.org/10.17577/IJERTV11S9101>
- GEH Wasserchemie, 2023. GEH Wasserchemie – Arsenic Removal in Water Treatment [WWW Document]. URL <https://www.geh-wasserchemie.com/en/arsenic-removal-in-water-treatment/> (tilgået 1.9.23).
- Ghosh (Nath), S., Debsarkar, A., Dutta, A., 2019. Technology alternatives for decontamination of arsenic-rich groundwater—A critical review. *Environ Technol Innov* 13, 277–303. <https://doi.org/10.1016/J.ETI.2018.12.003>
- Ghurye, G.L., Clifford, D.A., 2004. As(III) oxidation using chemical and solid-phase oxidants. *J Am Water Works Assoc* 96, 84–96.
- Ghurye, G.L., Clifford, D.A., Tripp, A.R., 1999. Combined arsenic and nitrate removal by ion exchange. *J Am Water Works Assoc* 91, 85–96. <https://doi.org/10.1002/J.1551-8833.1999.TB08718.X>
- Groenendijk, M., van de Wetering, S., van Dijk, T., 2016. Removing arsenic to <1 µg/L in conventional groundwater treatment plants: Practical tips and tricks. *Arsenic Research and Global Sustainability - Proceedings of the 6th International Congress on Arsenic in the Environment*, AS 2016 519–520. <https://doi.org/10.1201/B20466-241>
- Gude, J.C.J., 2018. Arsenic removal in rapid sand filters. Delft University of Technology. <https://doi.org/10.4233/UUID:85C8BD91-18CB-404C-BA4F-64B595B0AF38>
- Gude, J.C.J., Rietveld, L.C., van Halem, D., 2017. As(III) oxidation by MnO₂ during groundwater treatment. *Water Res* 111, 41–51. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2016.12.041>
- Hansen, C., 2022. Personlig samtale med Claus Hansen. Driftsleder hos Galten vandværk, december 2022.
- Hansen, M., Pjetursson, B., 2022. Free, online Danish shallow geological data. *Geological Survey of Denmark and Greenland (GEUS)* 23, 53–56. <https://doi.org/10.34194/geusb.v23.4842>
- Harfoush, M., Mirbagheri, S.A., Ehteshami, M., Nejati, S., 2018. Arsenic removal from drinking water using low-pressure nanofiltration under various operating conditions. *Water Pract Technol* 13, 295–302. <https://doi.org/10.2166/WPT.2018.042>
- Hering, J.G., Katsoyiannis, I.A., Theoduloz, G.A., Berg, M., Hug, S.J., 2017. Arsenic Removal from Drinking Water: Experiences with Technologies and Constraints in Practice. *Journal*

- of Environmental Engineering 143, 3117002. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001225](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001225)
- Hilkert Colby, E.J., Young, T.M., Green, P.G., Darby, J.L., 2010. Costs of Arsenic Treatment for Potable Water in California and Comparison to U.S. Environmental Protection Agency Affordability Metrics. J Am Water Resour Assoc 46, 1238–1254. <https://doi.org/10.1111/J.1752-1688.2010.00488.X>
- Holm, P.E., Villholth, K.G., Asmussen, O.W., Andersen, L., 2000. Undersøgelse af den kemiske sammensætning og form (speciering) af arsen i forurenede grundvand. Frederiksborg Amt og Amternes Videncenter for Jordforurening 2.
- Hug, S.J., Leupin, O., 2003. Iron-catalyzed oxidation of Arsenic(III) by oxygen and by hydrogen peroxide: pH-dependent formation of oxidants in the Fenton reaction. Environ Sci Technol 37, 2734–2742. https://doi.org/10.1021/ES026208X/SUPPL_FILE/ES026208XSI20030331_111250.PDF
- Jain, A., Sharma, V.K., Mbuya, O.S., 2009. Removal of arsenite by Fe(VI), Fe(VI)/Fe(III), and Fe(VI)/Al(III) salts: Effect of pH and anions. J Hazard Mater 169, 339–344. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2009.03.101>
- Jessen, S., Larsen, F., Vidkjær, M., Arvin, E., Mosbæk, H., Danmarks Tekniske Universitet, 2005. Rensning af arsen i en traditionel vandbehandling på vandværker - Muligheder for at forbedre fjernelsen af arsen. Miljøstyrelsen.
- Jeworrek, A., Ahmad, A., Hofs, B., van Mook, J., van der Wal, A., 2018. Reduction of low arsenic concentrations in drinking water to below 1 µg L⁻¹ by adsorption onto granular iron (hydr)oxides, in: Zhu, Y., Guo, H., Bhattacharya, P., Bundschuh, J., Ahmad, A., Naidu, R. (Eds.), 7th International Congress and Exhibition on Arsenic in the Environment (As) - Environmental Arsenic in a Changing World. CRC PRESS-BALKEMA, pp. 593–594.
- Karlby, H., Sørensen, I., Ramsay, L., Nielsen, J.O., Jørgensen, M., Bai, W., Kristensen, A.H., Jensen, E.D., Brinck, K., Roslev, P., Schmidt, S., Ellemose, K., Jacobsen, P., 2014. Vandforsyning, 3rd ed. Nyt Teknisk Forlag, København K.
- Katsoyiannis, I.A., Zouboulis, A.I., 2004. Application of biological processes for the removal of arsenic from groundwaters. Water Res 38, 17–26. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2003.09.011>
- Kim, M.J., Nriagu, J., 2000. Oxidation of arsenite in groundwater using ozone and oxygen. Science of The Total Environment 247, 71–79. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00470-2](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00470-2)
- Kingod, M., 2021. Yderby Lyng Vandværk: Omvendt osmose klarer kalk og saltvand. Vandposten.
- Kjøller, C., Larsen, F., 2007. Årsager til arsen i grundvandsressourcen, in: ATV Jord Og Grundvand: Arsen i Grundvand Og Drikkevand. ATV-fonden for jord og grundvand, Århus, pp. 13–26. <https://doi.org/10.2/JQUERY.MIN.JS>
- Krüger A/S, 2009. Erfaringer fra Sandby Vandværk Filtrering med okkergranulat v. Krüger A/S. DANVA - temadag om arsenfjernelse.
- Krüger A/S, Miljøstyrelsen, 2019. Vejledning om videregående vandbehandling.
- Kundu, S., Kanti Naskar, M., 2021. Perspective of Membrane Processes for the Removal of Arsenic from Water: An Overview. Transactions of the Indian Ceramic Society 80, 28–40. <https://doi.org/10.1080/0371750X.2020.1864665>
- Larsen, F., Kjøller, C., Ramsay, L., 2009. Manual om arsen i dansk drikkevand med forslag til løsninger.
- Laugesen, H., Dahl, F., Heyer, E.C., 2012. Fjernelse af arsen i drikkevand ved elektrokoagulering - Pilotforsøg på Nørre Åby Vandværk.
- Luong, V.T., Cañas Kurz, E.E., Hellriegel, U., Luu, T.L., Hoinkis, J., Bundschuh, J., 2018. Iron-based subsurface arsenic removal technologies by aeration: A review of the current state and future prospects. Water Res 133, 110–122. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2018.01.007>

- Lytle, D.A., Chen, A.S., Sorg, T.J., Phillips, S., French, K., 2007. Microbial As(III) oxidation in water treatment plant filters. *American Water Works Association* 99, 12–86. <https://doi.org/10.1002/J.1551-8833.2007.TB08108.X>
- Lytle, D.A., Williams, D., Muhlen, C., Riddick, E., Pham, M., 2020. Environmental Science Water Research & Technology The removal of ammonia, arsenic, iron and manganese by biological treatment from a small Iowa drinking water system †. *Environ Sci (Camb)* 6, 3142. <https://doi.org/10.1039/d0ew00361a>
- Manning, B.A., Fendorf, S.E., Bostick, B., Suarez, D.L., 2002. Arsenic(III) oxidation and arsenic(V) adsorption reactions on synthetic Birnessite. *Environ Sci Technol* 36, 976–981. <https://doi.org/10.1021/ES0110170/ASSET/IMAGES/LARGE/ES0110170F00008.JPEG>
- Masue, Y., Loeppert, R.H., Kramer, T.A., 2007. Arsenate and arsenite adsorption and desorption behavior on coprecipitated aluminum:iron hydroxides. *Environ Sci Technol* 41, 837–842. https://doi.org/10.1021/ES061160Z/SUPPL_FILE/ES061160ZSI20060904_084643.PDF
- Meacher, D.M., Menzel, D.B., Dillencourt, M.D., Bic, L.F., Schoof, R.A., Yost, L.J., Eickhoff, J.C., Farr, C.H., 2002. Estimation of Multimedia Inorganic Arsenic Intake in the U.S. Population. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 8, 1697–1721. <https://doi.org/10.1080/20028091057565>
- Miljøministeriet, 2022. Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. Lovtidende A.
- Miljøstyrelsen, 2002. Arsen - jordkvalitetskriterium: 20 mg/kg jord.
- Möller, T., Bagchi, D., Sylvester, P., 2011. Field pilot evaluations of iron oxide-based arsenic adsorption media. *Journal AWWA* 103, 93–102. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2011.tb11385.x>
- Mondal, P., Bhowmick, S., Chatterjee, D., Figoli, A., van der Bruggen, B., 2013. Remediation of inorganic arsenic in groundwater for safe water supply: A critical assessment of technological solutions. *Chemosphere* 92, 157–170. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.097>
- Nidheesh, P. v., Singh, T.S.A., 2017. Arsenic removal by electrocoagulation process: Recent trends and removal mechanism. *Chemosphere* 181, 418–432. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2017.04.082>
- Nielsen, P.B., 2022. Personlig Samtale med Peter Borch Nielsen. Tidligere Chief Proces Ingeniør hos Krüger Veolia, december 2022.
- Nielsen, E., Larsen, J.C., 2014. Arsenic, inorganic and soluble salts - Evaluation of health hazards and proposal of a health-based quality criterion for drinking water. *Environmental Project No.* 1532.
- Nur, T., Loganathan, P., Ahmed, M.B., Johir, M.A.H., Nguyen, T.V., Vigneswaran, S., 2019. Removing arsenic from water by coprecipitation with iron: Effect of arsenic and iron concentrations and adsorbent incorporation. *Chemosphere* 226, 431–438. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2019.03.142>
- Prucek, R., Tuček, J., Kolařík, J., Filip, J., Marušák, Z., Sharma, V.K., Zbořil, R., 2013. Ferrate(VI)-induced arsenite and arsenate removal by in situ structural incorporation into magnetic iron(III) oxide nanoparticles. *Environ Sci Technol* 47, 3283–3292. https://doi.org/10.1021/ES3042719/SUPPL_FILE/ES3042719_SI_001.PDF
- Ramsay, L., 2005. Arsenfjernelse på danske vandværker. Miljøstyrelsen.
- Ramsay, L., Petersen, M.M., Hansen, B., Schullehner, J., van der Wens, P., Voutchkova, D., Kristiansen, S.M., 2021. Drinking Water Criteria for Arsenic in High-Income, Low-Dose Countries: The Effect of Legislation on Public Health. *Environ Sci Technol* 55, 3483–3493. <https://doi.org/10.1021/ACS.EST.0C03974>
- Reid, M.S., Hoy, K.S., Schofield, J.R.M., Uppal, J.S., Lin, Y., Lu, X., Peng, H., Le, X.C., 2020. Arsenic speciation analysis: A review with an emphasis on chromatographic separations. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 123, 115770. <https://doi.org/10.1016/J.TRAC.2019.115770>

- Richter, F., Kloster, S., Wodschow, K., Hansen, B., Schullehner, J., Kristiansen, S.M., Petersen, M.M., Strandberg-Larsen, K., Ersbøll, A.K., 2022. Maternal exposure to arsenic in drinking water and risk of congenital heart disease in the offspring. *Environ Int* 160. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.107051>
- Roberts, L.C., Hug, S.J., Ruettimann, T., Billah, M., Khan, A.W., Rahman, M.T., 2004. Arsenic Removal with Iron(II) and Iron(III) in Waters with High Silicate and Phosphate Concentrations. *Environ Sci Technol* 38, 307–315. <https://doi.org/10.1021/es0343205>
- Roy, M., van Genuchten, C.M., Rietveld, L., van Halem, D., 2021. Integrating biological As(III) oxidation with Fe(0) electrocoagulation for arsenic removal from groundwater. *Water Res* 188, 116531. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2020.116531>
- Sandoval, M.A., Fuentes, R., Thiam, A., Salazar, R., 2021. Arsenic and fluoride removal by electrocoagulation process: A general review. *Science of the Total Environment* 753. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142108>
- Schmidt, S.A., Gukelberger, E., Hermann, M., Fiedler, F., Großmann, B., Hoinkis, J., Ghosh, A., Chatterjee, D., Bundschuh, J., 2016. Pilot study on arsenic removal from groundwater using a small-scale reverse osmosis system—Towards sustainable drinking water production. *J Hazard Mater* 318, 671–678. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2016.06.005>
- Shakya, A.K., Ghosh, P.K., 2019. Concurrent removal of nitrate, arsenic and iron from simulated and real-life groundwater to meet drinking water standards: Effects of operational and environmental parameters. *J Environ Manage* 235, 9–18. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2019.01.020>
- Siddique, T.A., Dutta, N.K., Choudhury, N.R., 2020. Nanofiltration for arsenic removal: Challenges, recent developments, and perspectives. *Nanomaterials* 10, 1–37. <https://doi.org/10.3390/NANO10071323>
- Siegel, M., Aragon, A., Zhao, H., Deng, S., Nocon, M., Aragon, M., 2008. Prediction of Arsenic Removal by Adsorptive Media: Comparison of Field and Laboratory Studies, in: Ahuja, S. (Ed.), *Arsenic Contamination of Groundwater: Mechanism, Analysis, and Remediation*. John Wiley & Sons, Ltd, Hoboken, New Jersey, pp. 227–268. <https://doi.org/10.1002/9780470371046.CH10>
- Singh, R., Singh, S., Parihar, P., Singh, V.P., Prasad, S.M., 2015. Arsenic contamination, consequences and remediation techniques: A review. *Ecotoxicol Environ Saf* 112, 247–270. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.10.009>
- Sipos, L., Markić, M., Zokić, T.I., Župan, M., Štembal, T., 2010. Removal of Arsenic From Drinking Water — Croatian Experience, in: Václavíková, M., Vitale, K., Gallios, G.P., Ivaničová, L. (Eds.), *Water Treatment Technologies for the Removal of High-Toxicity Pollutants*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 95–105. https://doi.org/10.1007/978-90-481-3497-7_8
- Sorg, T.J., Chen, A.S.C., Wang, L., Kolisz, R., 2017. Regenerating an arsenic removal iron-based adsorptive media system, part 1: The regeneration process. *American Water Works Association* 109, 13–24. <https://doi.org/10.5942/JAWWA.2017.109.0045>
- Sorg, T.J., Chen, A.S.C., Wang, L., Lytle, D.A., 2021. Removing co-occurring contaminants of arsenic and vanadium with full-scale arsenic adsorptive media systems. *Aqua* 70, 665–673. <https://doi.org/10.2166/AQUA.2021.148>
- Sorg, T.J., Wang, L., Chen, A.S.C., 2015. The costs of small drinking water systems removing arsenic from groundwater. *Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA* 64, 219–234. <https://doi.org/10.2166/AQUA.2014.044>
- Sorlini, S., Gialdini, F., 2010. Conventional oxidation treatments for the removal of arsenic with chlorine dioxide, hypochlorite, potassium permanganate and monochloramine. *Water Res* 44, 5653–5659. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2010.06.032>
- Tanboonchuy, V., Hsu, J.C., Grisdanurak, N., Liao, C.H., 2011. Gas-bubbled nano zero-valent iron process for high concentration arsenate removal. *J Hazard Mater* 186, 2123–2128. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2010.12.125>

- Tegladza, I.D., Xu, Q., Xu, K., Lv, G., Lu, J., 2021. Electrocoagulation processes: A general review about role of electro-generated flocs in pollutant removal. *Process Safety and Environmental Protection* 146, 169–189. <https://doi.org/10.1016/J.PSEP.2020.08.048>
- US EPA, 2022. Drinking Water Treatment Technology Unit Cost Models [WWW Document]. URL <https://www.epa.gov/sdwa/drinking-water-treatment-technology-unit-cost-models> (tilgået 1.30.23).
- US EPA, 2015. Ion Exchange [WWW Document]. URL <https://cfpub.epa.gov/safewater/arsenic/arsenictradeshaw/arsenic.cfm?action=Ion%20Exchange> (tilgået 11.25.22).
- Vaaramaa, K., Lehto, J., 2003. Removal of metals and anions from drinking water by ion exchange. *Desalination* 155, 157–170. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(03\)00293-5](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(03)00293-5)
- van der Wens, P., Ahmad, A., 2018. Integrating arsenic in water safety planning in the Netherlands, in: Zhu, Y., Guo, H., Bhattacharya, P., Bundschuh, J., Ahmad, A., Naidu, R. (Eds.), 7th International Congress and Exhibition on Arsenic in the Environment (As) - Environmental Arsenic in a Changing World. CRC Press/Balkema, pp. 618–619. <https://doi.org/10.1201/9781351046633-244>
- Villumsen, B., Arildskov, N.P., Seifert, M., Heidemann, G., Skriver, M., 2012. Videregående vandbehandling - Kortlægning af kommunernes tilladelser. København.
- Vu, N.D., Vo, T.T.T., Truong, T.M., 2008. Arsenic removal from water by chemical oxidation and adsorption on in-situ formed ferric hydroxide.
- WaterTech a/s, 2003. Membranfiltrering, erfaring og muligheder i dansk vandforsyning. Miljøministeriet.
- Weerasundara, L., Ok, Y.S., Bundschuh, J., 2021. Selective removal of arsenic in water: A critical review. *Environmental Pollution* 268, 115668. <https://doi.org/10.1016/J.ENV-POL.2020.115668>
- Westerhoff, P., de Haan, M., Martindale, A., Badruzzaman, M., 2006. Arsenic adsorptive media technology selection strategies. *Water Quality Research Journal of Canada* 41, 171–184. <https://doi.org/10.2166/WQRJ.2006.020>
- WHO, 2018. Arsenic [WWW Document]. URL <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/arsenic> (tilgået 11.25.22).
- Winther, L., Linde, J.J., Winther, H., 2010. Vandforsyningsteknik, 5th ed. Polyteknisk Forlag, Kgs. Lyngby.
- Worou, C.N., Chen, Z.L., Bacharou, T., 2021. Arsenic removal from water by nanofiltration membrane: Potentials and limitations. *Water Pract Technol* 16, 291–319. <https://doi.org/10.2166/WPT.2021.018>
- Yderby Lyng Vandværk, 2022. Yderby Lyng Vandværk - Hjemmeside [WWW Document]. <https://sites.google.com/view/ylyv/home>. URL <https://sites.google.com/view/ylyv/home> (tilgået 12.1.22).

Bilag 1. Danske vandværker og arsenfjernelse

Overblik over nogle danske vandværker som har implementeret yderligere vandbehandling for direkte eller indirekte at fjerne arsen TABEL 8.

TABEL 8. Oversigt over vandværker som har implementeret vandbehandling for direkte eller indirekte behandling for arsen. Ikke alle vandværker har fået permanent tilladelse. *fra (Hansen and Pjetursson, 2022).

Vandværk	Metode	Produktion <i>m³/år</i>	Begrundelse	Kilde
Nørre Åby	Jerndosering Elektrokoagulering (forsøg)			(Laugesen et al., 2012)
Hundslund, Sandby	Filtrering med granulat			(Larsen et al., 2009)
Tindbæk, Spentrup	Jerndosering på eksisterende filtre			(Larsen et al., 2009)
Fensmark, Harlev	Jerndosering og ombygning til dobbeltfiltrering			(Larsen et al., 2009)
Nakskov Galten	Jerndosering ved anlæg af nye filtre			(Larsen et al., 2009)
Odder Hundslund Vandværk	Adsorptionsfilter med jernoxid	50.000	Overholde krav til arsen	(Villumsen et al., 2012)
Jammerbugt Ellidsbøl vandværk	Adsorptionsfilter med jernoxid	300.000	Overholde grænseværdier	(Villumsen et al., 2012)
Jammerbugt Svinkløv Vandværk	Adsorptionsfilter med jernoxid	30.000	Overholde krav til arsen	(Villumsen et al., 2012)
Jammerbugt Thorup Strand Vestre vandværk	Adsorptionsfilter med jernoxid	1.500	Overholde krav til arsen	(Villumsen et al., 2012)
Thisted Gettrup Vandværk	Adsorptionsfilter med jernoxid	60.000	Ingen	(Villumsen et al., 2012)
Lolland Sandby Vandværk	Adsorptionsfilter med jernoxid	70.000	Arsen under grænseværdien	(Villumsen et al., 2012)
Nordfyns Skovsgårde og omegns Vandværk	Jerngranulat i efterfilter	60.000	Optimering (afprøvning) for arsenfjernelse	(Villumsen et al., 2012)
Lolland Borresminde Vandværk	Jerngranulat i toppen af efterfilter	50.000	Fjernelse af arsen	(Villumsen et al., 2012)

Stevns Haarlev Vandværk	Jerngranulat i toppen af filtre	200.000*	Ingen	(Villumsen et al., 2012)
Lolland Utterslev Kastager Vandværk	Micro drop og jernspåner	20.000	Overholde krav til arsen	(Villumsen et al., 2012)
Randers Bjergby Søndre Vandværk	Micro drop og jernspåner	20.000	Overholde vandkvalitet	(Villumsen et al., 2012)
Skanderborg Høver Vandværk	Tilsætning af jernklorid	14.000	Forbedre vandkvalitet	(Villumsen et al., 2012)
Skanderborg Galten Vandværk	Tilsætning af jernklorid	150.000*	Forbedre vandkvalitet	(Villumsen et al., 2012)
Viborg Tindbæk vandværk	Tilsætning af jernkloring	45.000	Tilfredsstillende vandkvalitet	(Villumsen et al., 2012)
Aarhus Åboværket	Tilsætning af jernklorid	1.500.000	Arsenfjernelse	(Villumsen et al., 2012)
Aalborg Gistrup Vandværk	Tilsætning af jernklorid	45.000	Arsenfjernelse	(Villumsen et al., 2012)
Faxe Kongsted Vandværk	Tilsætning af jernklorid	90.000	Arsenfjernelse (naturligt højt i grundvandet)	(Villumsen et al., 2012)
Lolland Nakskov Vandværk	Tilsætning af jernklorid	750.000	Reducere arsen indhold	(Villumsen et al., 2012)
Næstved Gelsted Vandværk	Tilsætning af jernklorid	80.000	Nedbringe arsen indhold uden at hæmme nitrifikation	(Villumsen et al., 2012)
Næstved Ravnstrup Vandværk	Tilsætning af jernklorid	17.000	Nedbringe arsen indhold uden at hæmme nitrifikation	(Villumsen et al., 2012)
Assens Aarup Vandværk	Tilsætning af jernklorid	200.000	Tilfredsstillende vandkvalitet	(Villumsen et al., 2012)
Assens Kerte og Omegns vandværk	Tilsætning af jernklorid	75.000	Tilfredsstillende vandkvalitet	(Villumsen et al., 2012)
Middelfart Ejby vandværk	Tilsætning af jernklorid	250.000*	Fjerne naturligt forekommende arsen	(Villumsen et al., 2012)
Hedensted Korning Vandværk	Tilsætning af jernsulfat	30.000	Reducere arsen under drikkevandskravet	(Villumsen et al., 2012)
Hedensted Palsgaard Vandværk	Tilsætning af jernsulfat	160.000	Reducere arsen under drikkevandskravet	(Villumsen et al., 2012)
Randers Spentrup Vandværk	Tilsætning af jernsulfat	150.000	Fornyelse af tilladelse fra 2005	(Villumsen et al., 2012)
Aarhus Harlev-Fremlav Kalundborgværket	Tilsætning af jernsulfat	50.000	Fornyelse af tilladelse fra 2007	(Villumsen et al., 2012)

Næstved Holmegaard Glasværk Vandværk	Tilsætning af jernsulfat	150.000	Nedbringe arsen til under grænseværdi uden at hæmme nitrifikation	(Villumsen et al., 2012)
Kalundborg Sejerø Vandværk	Nanofiltrering / Omvendt Osmose	40.000*	Fjerne klorid, natrium, sulfat, nitrat og NVOC	(Villumsen et al., 2012)
Hjørring Bredkær Vandværk	Tilsætning af jern(II)	800.000	for fjernelse af fosfor og ammonium	(Villumsen et al., 2012)
Ringkøbing-Skjern Vandværk Øst	Tilsætning af jernholdigt kemikalie	250.000	for fjernelse af fosfor og ammonium	(Villumsen et al., 2012)
Frederikshavn Skagen ny vandværk	Membranfiltrering	1.951.000*	for fjernelse af NVOC, Jern og Mangan	(Villumsen et al., 2012)

Vurdering af renseteknologier til at fjerne arsen fra drikkevand

Rapporten indeholder et overblik over og vurdering af anvendte renseteknologier til at fjerne arsen fra drikkevand. Fem primære teknologier er identificeret: Jerndosering, adsorptionsmedie, elektrokoagulering, ionbytning og membranfiltrering. De er beskrevet med hensyn til deres principper for at fjerne arsen, effektivitet, estimat for kapital- og driftsomkostninger samt vigtige overvejelser i forhold til implementering i dansk vandbehandling. Baseret på både danske og udenlandske erfaringer kan rapporten konkludere, at der er teknologier, som kan reducere arsenkoncentrationen i drikkevand til under 1 µg/L. Implementering af nye renseteknologier til at fjerne arsen vil ultimativt betyde forbrug af flere ressourcer (vand, energi og kemikalier) samt produktion af farligt, arsenholdigt affald.



Miljøstyrelsen
Tolderlundsvej 5
5000 Odense C

www.mst.dk