



Renseteknologier til fjernelse af miljøfarlige forurenende stoffer til grundvandssænkning

Erfaringer med forurennet grundvand ved Taurusvej, Esbjerg

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion: Rambøll, Sylvie Brækevelt

ISBN: 978-87-7564-090-4

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.

Indhold

1.	Introduktion	5
2.	Forurennet grundvand	6
2.1	Myndighedskrav til rensed grundvand	6
2.2	Typiske forureninger	6
3.	Renseteknologier for PFAS	8
3.1	Beskrivelse af renseteknologier	8
3.2	Metoder til separation	9
3.2.1	Skumfraktionering	9
3.2.2	Ionbytning	12
3.2.3	Flokkulering	13
3.2.4	Aktivt kul	14
3.2.5	Membranfiltrering: nanofiltrering og omvendt osmose	15
3.2.6	Ozonfraktionering	18
3.2.7	Phytoremediation	19
3.2.8	FLUORO-SORB®	21
3.3	Metoder til destruktion	22
3.3.1	Superkritisk Vandoxidation	22
3.3.2	Forbrænding	24
3.3.3	Sonolyse	25
3.3.4	Elektrokemisk oxidation	25
3.3.5	Fotolyse og ultraviolet (UV) stråling	25
3.3.6	Svampeenzymmer	26
3.3.7	Reduktiv defluorinerings	26
3.4	Vurdering af renseløsninger	27
3.4.1	Case studies - separation	27
3.4.1.1	Skumfraktionering – Hovgården deponi og Sörab	27
3.4.1.2	Ionbytning – luftvåbenbase i New England	27
3.4.1.3	Aktivt kul – fuldskalaanlæg til drikkevandsbehandling i Uppsala	27
3.4.1.4	Aktivt kul med ionbytter efterpolering hos Københavns Lufthavn	28
3.4.1.5	Omvendt osmose og nanofiltrering	28
3.4.1.6	Ozonfraktionering	28
3.4.1.7	Phytoremediation	28
3.4.2	Case studies – destruktion	29
3.4.2.1	Superkritisk oxidation	29
3.5	Sammenfatning renseløsninger	29
4.	Rensning af forurennet grundvand ved Taurusvej	31
4.1	Sammensætning af oppumpet vand ved Taurusvej	31
4.1.1	Vandkvalitet på PFAS	32
4.1.2	Vandkvalitet foruden PFAS	35
4.2	Forsøg med flokkulering efterfulgt af aktivt kul og resiner	38
4.2.1	Metodebeskrivelse	38
4.2.2	Resultater	39
4.3	Forsøg med skumfraktionering	40

4.3.1	Metodebeskrivelse	41
4.3.2	Resultater	41
4.4	Konklusioner	42
5.	Konklusioner og anbefalinger	44
6.	Referencer	45

1. Introduktion

På mange lokaliteter i Danmark bliver der fundet miljøfarlige forureninger i grundvandet. Forurening med f.eks. PFAS kan findes i forbindelse med mange forskellige tidligere industrielle aktiviteter såsom brandøvelsespladser, lossepladser, tekstil- og papirindustri, malingsindustri [1]. Gamle gasværker kan forårsage forureninger med cyanid, PAH'er, kulbrinter, phenoler og tungmetaller. Med de meget lave kvalitetskriterier i grund- og overfladevandet, og de nyeste grænseværdier på få nanogram til PFAS, vurderes der umiddelbart ikke at der skal meget PFAS-forurening til at der er krav til oprensning af oppumpet grundvand. Dette giver mening, da vi taler om persistente stoffer, der ikke nedbrydes i naturen.

Blandt de nævnte forureninger er PFAS-stofferne sværest at rense for. Med bedre oplysninger om fordelingen af de forskellige typer PFAS-stoffer i forureningen (PFAS fingerprint) er det blevet muligt at vurdere renseteknologier i forhold til hvilken type stoffer der skal renses, hvilket har stor indflydelse på valg af teknologi. Der er i denne forbindelse lavet forsøg og anlæg i Danmark med aktiv kulfiltrering, ionbytning og filtrering og superkritisk vand oxidation. I Sverige og Australien er der for nyligt også opnået lovende resultater med skumfraktionering, SAFF, med høj renseeffekt på fx. langkædede PFAS. Teknologierne er ikke endnu blevet vurderet for deres rense-effekt på andre industrielle forureninger i kombination med PFAS-forurening. Dette er baggrunden for at udføre forsøg med rensning af samtlige miljøfarlige forureninger, i oppumpet forurennet grundvand fra et tidligere tungt industriområde i Esbjerg, hvor der har været brandstation og gasværk.

Formål

Identificér den mest velegnede renseteknologi til rensning af grundvand forurennet med PFAS og i varierende grad phenoler, cyanid og kulbrinter og PAH'er, oppumpet fra områder med historisk industriel forurening.

2. Forurenet grundvand

2.1 Myndighedskrav til rensed grundvand

I juli 2021 opdaterede Miljøstyrelsen deres liste af grundvandskvalitetskriterier. I Tabel 1 ses kriterierne, som forureningerne ved Taurusvej vil blive holdt op imod.

Kriteriet er udarbejdet for magasiner, som indeholder grundvand, der udnyttes til drikkevandsforsyning, eller som vil kunne anvendes til drikkevandsforsyning. Grundvandskvalitetskriterierne er udarbejdet til brug for fastsættelsen af krav til grundvandet under forurenede grunde, herunder gamle gasværksgrunde, gamle benzinstationer og lignende, ved offentligt finansierede oprydninger og er således ikke kvalitetskriterier, der kan bruges generelt for grundvandet [2].

TABEL 2-1. Miljøstyrelsens grundvandskriterium

Stofnavn	Grundvandskvalitetskriterium [µg/l]
Cyanid, total	50
Cyanid, syreflygtig	50
Arsen	0,8
Bly	1
Bly feltfiltreret	1
Chrom (VI)	1
Jern	-
Jern, feltfiltreret	-
Nikkel	10
Zink	100
Benzen	1
Toluen	5
Xylener	5
BTEX (sum)	-
Naphthalen	1
Totalkulbrinter	9
PAH'er*	0,1
Total phenoler	0,5
PFAS12	0,1
PFAS4	0,002

-: Intet kriterie/ikke analyseret

*Sum af benzo(b+k)fluoranthren, indeno(1,2,3-cd)pyren og benzo(ghi)perylene.

2.2 Typiske forureninger

Det er vigtigt at overvåge grundvandsressourcen fordi Danmarks drikkevandsforsyning er baseret på indvinding af grundvand. GEUS foretager dertil en løbende vurdering af den generelle vandbalance og forureningstilstand med henblik på en bæredygtig udnyttelse af den tilgængelige vandressource. Den samlede årlige indvinding har de seneste år ligget mellem 600 og 800 mio. m³/år ifølge seneste grundvandsovervågningsrapport [3]. Der er de seneste år lægget fokus på følgende forureninger: nitrat, pesticider, sporstoffer og organiske mikroforureninger (herunder PFAS).

Nitrater: Af hensyn til grundvandsbeskyttelsen er ca. 17 % af Danmarks areal udpeget som nitratfølsomme indvindingsområder for drikkevand i 2022 [3]. Kvalitetskravet for nitrat i grundvand og drikkevand er nationalt fastsat til 50 mg/l. Nitrat i grundvandet er uønsket både af hensyn til drikkevandskvaliteten (sundhedsfare) og på grund af risikoen for påvirkning af det øvrige vandmiljø (eutrofiering af vandløb).

Pesticider: I perioden 2019-2021 blev der fundet pesticidstoffer i 65,4 % af grundvandsboringer i landet som er del af det nationale overvågningsprogram NOVANA [3]. Kvalitetskravet for enkeltstoffer og nedbrydningsprodukter (0,1 µg/l) var overskredet mindst én gang i 31,5 % af indtagene og kvalitetskravet for summen af målte stoffer (0,5 µg/l) var overskredet i 14,2 %. De hyppigst fundne pesticidstoffer i 2021 er desphenylcloridazon (DPC), N,N-dimethylsulfamid (DMS), 1,2,4-triazol, 2,6-dichlorbenzamid (BAM) og R471811 (nedbrydningsprodukt fra chlorathalonil, femte-hyppigste pesticidstof fundet i landets grundvandsovervågningsboringer. Derudover er (2,6-dimethyl-phenylcarbamoyl)-methansulfonsyre det femte-hyppigste fundne pesticidstof fundet i de danske vandforsyningsindtag.

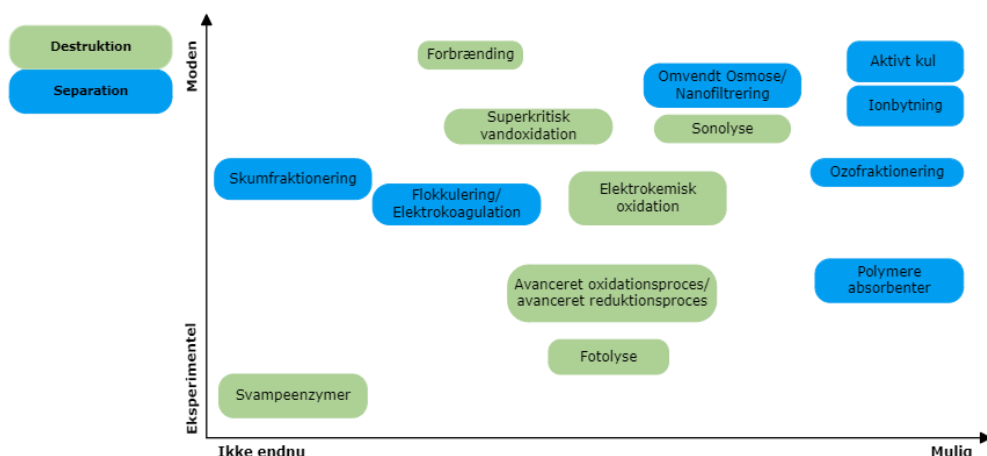
Uorganiske sporstoffer: Stofgruppen uorganiske sporstoffer omfatter tungmetaller som cadmium og bly, men også letmetaller som aluminium og ikke-metaller som fx arsen og bor, samt cyanid. De forekommer naturligt i grundvandet men målte koncentrationer kan også rumme bidrag fra menneskeskabt aktivitet. Især arsen forekommer naturligt i en række mineraler, fx jernoxid/hydroxider, arsenopyrit og andre sulfider. Den gennemsnitlige koncentration i grundvandsboringer i perioden 2017-2021 overskrider kravværdien for drikkevand for fem stoffer: aluminium, arsen, bly, bor og nikkel [3]. Overskridelsen af kravværdien i perioden ligger mellem 6,8 og 0,6%, og arsen er det sporstof, hvor koncentrationen hyppigst overskrider kravværdien for drikkevand i både grundvandsovervågningsboringerne og vandforsyningsboringer.

Organiske mikroforureninger (herunder PFAS): Stofgruppen omfatter organiske stoffer, der som regel træffes i grundvandet i lave koncentrationer. Der har været stor fokus på PFAS i de seneste undersøgelser. I 2017-2021 blev der fundet mindst én PFAS-forbindelse i 18,1% af boringerne [3]. To indtag overskred kravværdien på 0,1 µg/l for PFAS12, svarende til 0,3 %. Kravværdien for PFAS4 på 0,002 µg/l var overskredet i 8 % af de undersøgte indtag. Stofferne kan være giftige for mennesker eller økosystemer, eller kan have hormonforstyrrende effekter selv ved lave koncentrationer.

3. Renseteknologier for PFAS

3.1 Beskrivelse af renseteknologier

I følgende afsnit beskrives de forskellige renseteknologier til fjernelse af PFAS, deres virkningsprincip, typisk anvendelse og forventede teoretiske rense-effekter i grundvandet. Følgende renseteknologier er blevet vurderet:



Figur 3-1: Oversigt over PFAS renseteknologier, modenhed og mulighed

Separation

- Skumfraktionering (SAFF)
- Ionbytning
- Flokkulering
- Aktivt kul
- Omvendt osmose og nanofiltrering
- Ozonfraktionering

Destruction

- Superkritisk vandoxidation
- Sonolyse
- Elektrokemisk
- Fotolyse
- Forbrænding
- Svampe enzymer

Inden hver af de foreslåede rensemetoder for PFAS igangsættes, vil det være nødvendigt at forbehandle vandet og dermed nedbringe eller helt fjerne forureningskomponenterne som cyanid, BTEX, naphthalene, phenoler og PAH'er samt oliestofferne. Grundvandet omkring Taurusvej har punktvis også høje indhold af tungmetaller og jern. En del af disse komponenter ville kunne behandles med et sandfilter og beluftning.

På Østre Gasværk er der lavet et forsøg med biologisk rensning, hvor der er opnået gode resultater på behandling af grundvand, der indeholder de parametre, der kan ses i *Tabel 3-1*. Studiet konkluderer, at det ud fra normale driftbetingelser er muligt at nedbryde tjærekompone-
nenter som BTEX, PAH' er og phenoler i størrelsesordenen 95-99 %, samt at nedbrydningen er afhængig af tilstrækkelig ilttilførsel. Resultaterne kan ses i *Tabel 3-1*.

Tabel 3-1: Nedbrydning af tjærekomponenter i biologisk sandfilter [4]

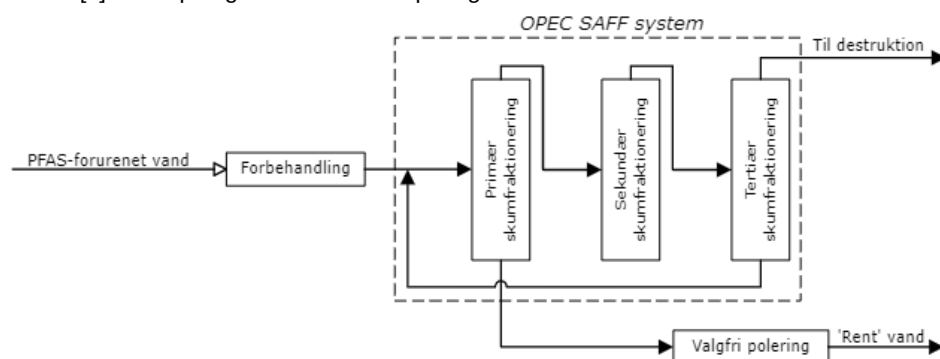
Analyseparameter	Østre Gasværk vandbehandlingsanlæg		Nedbrydning
	Indløb [µg/L]	Udløb [µg/L]	[%]
Benzen	24-5600	0,06-5	99
Toluen	130-3500	0,2-3,9	97-100
Ethylbenzen	<0,2-860	0,2-5,1	100
Xylener	220-2800	0,79-90	97-100
PAH'er sum	180-4700	8,6-69	99
Phenol	6-870	0,48-4,8	92-99
Cyanid	200-660	50-210	30-80

3.2 Metoder til separation

3.2.1 Skumfraktionering

SAFF er en metode, der bygger på opløseligheden af PFAS og deres affinitet for vand/luft, med andre ord er SAFF udviklet til at udnytte PFAS' overfladeaktive egenskaber. PFAS har som udgangspunkt et hydrofilt hoved og en hydrofobisk hale. Dette gør skum (bobler) til det perfekte miljø for disse, da halen vil befinde sig inde i boblen, og hovedet udenfor. Hermed bliver PFAS'en fanget i boblen, og det producerede skum kan opsamles.

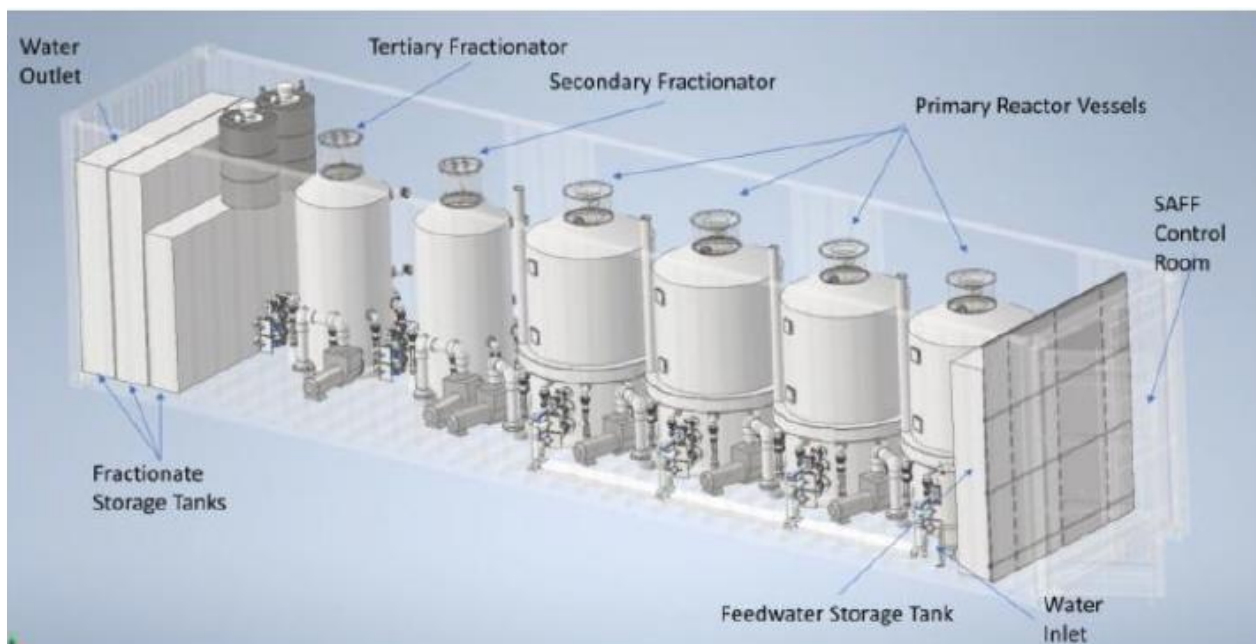
Man kan som udgangspunkt fraktionere i 1 trin, hvor vandet bliver koncentreret 10 gange. Er der behov for højere reduktion af grundvandets volumen (skummet), kan fraktioneringen blive gentaget (dvs. kørt i serie på koncentratet (skummet) fra sidste trin). Ved 2 trin koncentrerer 10.000 gange. Ved 3 trin koncentrerer 50.000-2.000.000 gange i forhold til det ubehandlede perkolat [5]. Principdiagrammet kan ses på Figur 3-2.



Figur 3-2: Principdiagram for skumfraktionering i op til 3 fraktioneringstrin [6].

SAFF er en relativ ny teknologi, hvilket medfører, at der findes begrænset data.

I Danmark er erfaringer med skumfraktionering på perkolatvand er meget begrænset, modsat Sverige, hvor SAFF blandt andet er testet i Telge Återvinningsanlægning, flyvepladser hos Swedavia og med industriel spildevandsrensning hos Alvesta [5].



Figur 3: Illustration af SAFF-anlæg, hele anlægget kan placeres i en container. Der er digitale sensorer på alle processer og derfor kan der nemt føres tilsyn med behandlingen, og problemer kan løses hurtigt.

Der er tre primære forhandlere af teknologien: EPOC Enviro, Australien (ejer af teknologien), Allonnia, USA og Envytech, Sverige. Der tilbydes 2 systemer, hvis primære forskel er kapaciteten. I Tabel 3-2 er opstillet forskellen på de to systemer, der tilbydes.

Det danskejede selskab CWT Nordic er ved at udvikle et såkaldt højtryks flotationssystem, som er bygget på samme princip som skumfraktionering. Der tilsættes højmolekylær polymer, der får partiklerne til at flokkulere. Hydrocykloner danner nanobobler, der også binder mindre og lette partikler, som føres med boblerne til toppen, hvor det skimmes mekanisk af. Det er blevet testet på PFAS-holdigt grundvand.

Tabel 3-2: Forskel på SAFF® 20 og SAFF® 40 fra Epoc Enviro.

SAFF® 20	SAFF®40
▪ Kan behandle op til 20 m³/time. ▪ Konfigureret med to primære SAFF-beholdere og et sekundært SAFF-beholder ▪ Laveste driftsomkostninger af alle PFAS-saneringsteknologi. ▪ Håndterer nemt krydskontaminering, høje organiske belastninger og sedimentbelastninger uden reduktion i effektivitet	▪ Kan behandle op til 40m³/time. ▪ Konfigureret med fire primære SAFF-beholdere og to sekundære SAFF-beholdere ▪ Driftsomkostninger er mange gange lavere end konventionelle behandlingsteknologier ▪ Kan håndtere alle forurenede vandtyper fra drikkevand til lossepladssperkolater og kloakering ▪ Højeste gennemløb, laveste behandlingsomkostninger, containeriseret system til rådighed

Fordelene ved skumfraktionering til behandling af PFAS-forurenet spildevand omfatter:

Høj fjernelseseffektivitet: Skumfraktionering kan effektivt fjerne PFAS fra spildevand

Lavt energibehov: Skumfraktioneringsprocessen kræver relativt lavt energiforbrug sammenlignet med andre behandlingsteknologier, hvilket gør det til en omkostningseffektiv mulighed.

Enkel betjening: Processen er enkel og nem at betjene, hvilket gør den velegnet til brug i en række forskellige rammer.

Lav slamproduktion: Skumfraktionering genererer relativt lidt slam sammenlignet med andre behandlingsteknologier, hvilket reducerer behovet for slambortskaffelse.

Ulemper ved skumfraktionering til behandling af PFAS-forurenet spildevand omfatter:

Begrænset kompatibilitet med andre forurenende stoffer: Skumfraktioneringsprocessen er muligvis ikke effektiv til at fjerne andre forurenende stoffer, der kan være til stede i spildevandet.

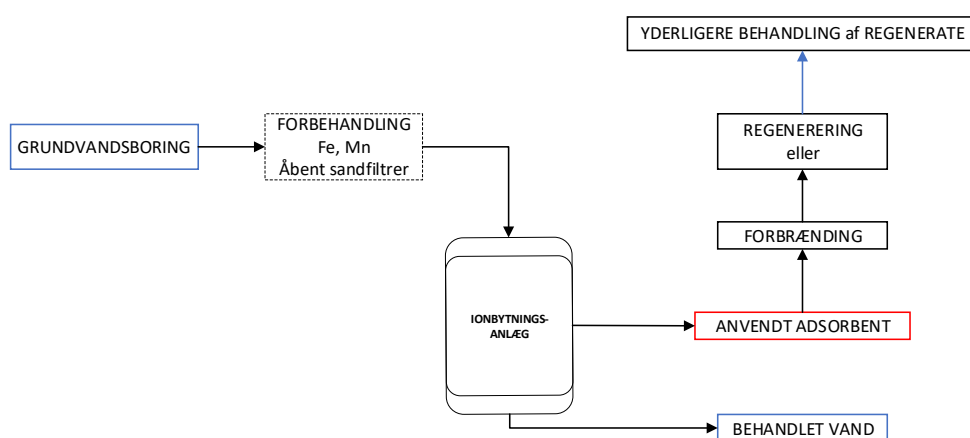
Høje krav til overfladeaktive stoffer: Store mængder overfladeaktivt stof kan være nødvendige for at skabe skummet, hvilket kan øge omkostningerne ved behandlingsprocessen.

Begrænset fjernelse af visse PFAS: Nogle PFAS, såsom perfluoroctansulfonsyre (PFOS) og perfluoroctansyre (PFOA), fjernes muligvis ikke effektivt ved skumfraktionering.

3.2.2 Ionbytning

Ionbytning er en reversibel kemisk reaktion, hvor opløste ioner fjernes fra en opløsning og erstattes med andre ioner med samme eller lignende elektrisk ladning. IX resin er et fysisk medium, der letter ionbytningsreaktioner. Selve resinet er sammensat af organiske polymerer, der danner et netværk af kulbrinter. I hele polymermatrixen er der ionbyttersteder, hvor funktionelle grupper af enten positivt ladede ioner (kationer) eller negativt ladede ioner (anioner) er fæstnet til polymernetværket. Disse funktionelle grupper tiltrækker let ioner med en modsat ladning.

Ionbytningsprocesser har vist at kunne fjerne forskellige ladede atomer eller molekyler (ioner) såsom calcium, magnesium, nitrater, fluor, sulfater, perchlorat, jern- og manganioner fra vand. Ved specifikke forhold kan ionbytning bruges til at fjerne tungmetaller og har en høj renseseffektivitet bl.a. overfor cyanid og arsen [7]. Denne metode har vist sig at have større effekt med resiner overfor de kortkædede PFAS end ved anvendelse af aktivt kul, hvilket er blevet påvist i både grundvand og perkolatvand [8]. Derfor kunne det være relevant i forhold til den sammensætning af PFAS, der ses i området.



Figur 3-4: Skitse af ionbytningsprocessen

Figur 3-4 viser en skitse af vandets vej igennem et ionbytningsanlæg, og generelt bruges ionbytning til blødgøring af drikkevand eller efterrensning af industrispildevand.

Ionbytning adskiller sig fra aktiv kulfiltrering i det, at der kan renses meget mere selektivt. Der findes både udenlandske og nogle danske referencer til sandfiltrering og ionbytning på grundvand med høje renseseffekter til PFOS og PFOA [9], [10]. Renseeffekten er generelt lavere jo færre C-atomer i PFAS-forbindelsen, og for kortkædede PFAS-stoffer er de påviste renseseffekten ca. 20-60 % [11], [12]. De fleste anlæg er lavet til drikkevand, da der som oftest er flere forureninger i perkolatvand, og resinet dermed vil blive opbrugt for hurtigt.

Princippet kan muligvis overføres til Taurusvej, hvis der tilføjes forbehandling inden vandet ledes til ionbytningsanlægget. Forbehandlingen kan blandt andet være:

1. Justering af grundvandets pH til det optimale område for ionbytning (normalt mellem 6 og 9). Dette kan involvere at tilsætte en alkalisk eller sur opløsning til vandet.
2. Forbehandling af vandet med et koaguleringsmiddel eller flokkuleringsmiddel for at hjælpe med at aggregere PFAS-molekylerne og gøre dem nemmere at fjerne.

Der er flere fordele ved at bruge ionbytning til at rens PFAS-forurenet spildevand:

Høj effektivitet: Ionbytning kan fjerne PFAS fra spildevand med høj effektivitet

Alsidighed: Ionbytning kan bruges til at fjerne en lang række kontaminanter, herunder både kationiske (positivt ladede) og anioniske (negativt ladede) arter. Dette gør det til et nyttigt værktøj til behandling af en række forskellige typer forurennet vand.

Lave omkostninger: Ionbytning kan være en omkostningseffektiv metode til behandling af PFAS-forurenede spildevand, især sammenlignet med andre metoder såsom omvendt osmose eller termisk behandling.

Der er dog også flere ulemper ved at bruge ionbytning til at rense PFAS-forurenede spildevand:

Resinregenerering: Resinet, der bruges i ionbyttersystemer, kan blive mættet over tid og skal regenereres eller udskiftes. Dette kan være en dyr og tidskrævende proces.

Begrænset kapacitet: Ionbyttersystemer har en begrænset kapacitet til at fjerne forurenende stoffer, og når de når deres kapacitet, skal de regenereres eller udskiftes.

Bortskaffelse af brugt resin: Det brugte resin produceret under regenereringsprocessen skal bortskaffes korrekt, da den kan indeholde PFAS-forbindelser.

Begrænset behandling af lave koncentrationer: Ionbytning er muligvis ikke så effektiv til at fjerne lave koncentrationer af PFAS-forbindelser, da resinet muligvis ikke er i stand til effektivt at udveksle ioner ved disse koncentrationer.

3.2.3 Flokkulering

Ved flokkulering er formålet, at opløste stoffer, som fx PFAS, udfældes og flokkuleres, så de kan separeres som suspenderet stof med fysiske separationsteknikker som b.la. lamelseparator. Flokkulering er en relativ moden teknologi og involverer tilsætning af jernklorid, polymerer og/eller et specielt PFAS-flokkuleringsmiddel, som polyaluminiumklorider, kovalent-bundede hybride koaguleringsmidler eller polymeriske koaguleringsmidler [13]. For at adskille suspenderet stof (slam) og vand, ledes vandet igennem en lamelseparator og evt. yderligere trin for bedre afvanding af slammet fx en skruapresse. Slammet skal derefter destrueres ved fx forbrænding.

Fordele ved flokkulering til behandling af PFAS-forurenede spildevand omfatter:

Høj fjernelseseffektivitet: Flokkulering kan effektivt fjerne PFAS fra spildevand.

Lavt energibehov: Flokkuleringsprocessen kræver relativt lavt energitilførsel sammenlignet med andre behandlingsteknologier, hvilket gør det til en omkostningseffektiv mulighed.

Enkel betjening: Processen er enkel og nem at betjene, hvilket gør den velegnet til brug i en række forskellige rammer.

Lav slamproduktion: Flokkulering genererer relativt lidt slam sammenlignet med andre behandlingsteknologier, hvilket reducerer behovet for bortskaffelse af slam.

Ulemper ved flokkulering til behandling af PFAS-forurenede spildevand omfatter:

Begrænset kompatibilitet med andre forurenende stoffer: Flokkuleringsprocessen er muligvis ikke effektiv til at fjerne andre forurenende stoffer, der kan være til stede i spildevandet.

Høje kemiske krav: Store mængder koaguleringsmiddel kan være nødvendige for at skabe flokkene, hvilket kan øge omkostningerne ved behandlingsprocessen.

Begrænset fjernelse af visse PFAS: Nogle PFAS, såsom perfluorooctansulfonsyre (PFOS) og perfluorooctansyre (PFOA), fjernes muligvis ikke effektivt ved flokkulering.

3.2.4 Aktivt kul

Aktivt kul (AC) har en porøs struktur med stærk heterogen overflade og er blevet brugt til at sorbere forskellige forbindelser på grund af dets lave omkostninger og alsidighed. Granulært aktivt kul (GAC) og pulveriseret aktivt kul (PAC) er to af de mest undersøgte adsorbenter til PFAS'er. GAC'er har vist sig at være mest effektiv til at sorbere længere alkylkæder med flere C-F-bindinger (f.eks. PFOS > PFBS og PFOS > PFOA)

Overordnet virker et kulfilter ved, at PFAS "klistrer sig fast" på kulpartiklerne, men det har vist sig, at PFAS sætter sig helt få nemt som andre stoffer [14].

Kulfilteret udvælges nøje, og adsorptionsprocessen afhænger blandt andet af følgende faktorer: fysiske egenskaber af kullet, kulkildens kemiske natur, den kemiske sammensætning og koncentration af forureningsstoffer i vandet, tilstedeværelse af andre stoffer (art og koncentration) i vandet, temperaturen og pH af vandet. Derudover er det værd at bide mærke i, at jo længere PFAS-kæden er, jo bedre virker aktivt kul. Som det kan ses på Figur 4-2: Sammensætning af PFAS-forbindelser i de enkelte prøver der er udtaget fra boringerne vedr. projektet omkring Taurusvej., indeholder prøverne primært PFBA ($C_3F_7CO_2H$), PFHxS ($C_6HF_{13}O_3S$) og PFOA ($C_8HF_{15}O_2$).

Fordele ved at bruge GAC til behandling af PFAS-forurenede spildevand omfatter:

Høj fjernelseseffektivitet: GAC kan effektivt fjerne PFAS fra spildevand.

Alsidighed: GAC kan bruges til at behandle en bred vifte af forurenende stoffer (bl.a. opløsningsmidler, fenoler, og tungmetaller), hvilket gør den velegnet til brug i en række forskellige miljøer.

Genanvendelighed: GAC kan regenereres og genbruges, hvilket reducerer omkostningerne ved behandlingsprocessen.

Lav slamproduktion: GAC-processen genererer relativt lidt slam sammenlignet med andre behandlingsteknologier, hvilket reducerer behovet for slambortskaffelse.

Ulemper ved at bruge GAC til behandling af PFAS-forurenede spildevand omfatter:

Høje kapital- og driftsomkostninger: GAC-processen kan være dyr at implementere og drive på grund af omkostningerne ved selve GAC'en og den energi, der kræves for at regenerere den.

Forbehandling: GAC er meget følsom overfor andre stoffer, som ikke behøves at blive fjernet, men som kan sorberes på det aktive kul og dermed mætte filtermaterialet hurtigere end nødvendigt. Anvendelse af aktiv kulfiltrering på perkolat vil derfor kræve forbehandling med fx sandfilter eller andet mekanisk filter for at fjerne især partikulært organisk stof og ioner fra perkolatet inden det skal renses for PFAS [15].

Begrænset fjernelse af visse PFAS: Nogle PFAS, såsom perfluorooctansulfonsyre (PFOS) og perfluorooctansyre (PFOA), fjernes muligvis ikke effektivt af GAC.

Bekymringer om bortskaffelse af affald: Den brugte GAC skal bortskaffes korrekt, da den kan indeholde farlige materialer.

3.2.5 Membranfiltrering: nanofiltrering og omvendt osmose

Membranfiltrering er en moden teknologi og en fysisk separationsproces, som kan fjerne forureninger (partikulære stoffer, miljøfremmede stoffer, tungmetaller, opløste salte osv.) ud fra deres størrelser og egenskaber. Processen drives af hydraulisk tryk på perkolatvandssiden af membranen, og membranmaterialet bestemmer både gennemstrømningen af det behandlede vand og tilbageholdelsen af forureningerne. Den fysiske udformning af membranmaterialet i membranelementerne afgør, hvor lette membraner er at rense, og har en betydning for det maksimale driftstryk. Der findes forskellige udformninger af membraner til vandrensning: spiralvundne, hule fibre, flade og rørformede membraner. Elementerne kan enten køres direkte nedsænket i en tank eller installeres i en by-pass ledning udenom tanken. Membrananlæg kan fås som standard modulære anlæg på ramme og er skalerbare i forhold til ønsket kapacitet. Alle typer membranfiltrering producerer både rensat vand, samt en vis mængde koncentrat som skal destrueres. Vandudnyttelsesgraden maksimeres ved at øge den relative mængde af rensat vand t i forhold til tilløbsflowet.

Omvendt osmose (RO) og nanofiltrering (NF) er begge processer, der bruges til at behandle vand ved at føre det gennem en membran med meget små porer, som tillader kun visse molekyler at passere igennem, mens de afviser andre. Der er dog nogle vigtige forskelle mellem de to processer.

Porestørrelse: Den største forskel mellem omvendt osmose og nanofiltrering er størrelsen af porerne i membranen. Porerne i en RO-membran er mindre end dem i en NF-membran, hvilket tillader RO at fjerne en bredere vifte af forurenende stoffer.

Trykkrav: RO kræver højere tryk for at fungere end NF, hvilket kan gøre det dyrere at implementere og drive.

Fjernelse af forurenende stoffer: RO er generelt mere effektiv til at fjerne forurenende stoffer fra vand end NF. NF kan dog bruges til at fjerne forurenende stoffer, der er for store til at blive fjernet ved omvendt osmose.

Kvalitet af behandlet vand: Det behandlede vand, der produceres ved RO, er generelt af højere kvalitet end det, der produceres ved NF, da omvendt osmose fjerner en bredere vifte af forurenende stoffer.

Anvendelser: RO bruges almindeligvis til fremstilling af drikkevand, mens NF ofte bruges til at behandle industrielt spildevand og til at fjerne specifikke forurenende stoffer fra vand.

På baggrund af størrelsen af porerne i membranmaterialet i forhold til størrelsen af PFAS-stofferne er både NF og RO relevant at bruge til opsamling af PFAS fra perkolatvand.

Nanofiltrering

Nanofiltrering er en form for spildevandsbehandling, der benytter en membran til at fjerne forurenende stoffer fra vandet. Membranen har bittesmå porer, der er små nok til at fjerne forurenende stoffer som lang- og kortkædede PFAS-stoffer, proteiner, syrer og multivalente uorganiske ioner som tungmetaller, Ca_2^+ og Mg_2^+ , men store nok til at tillade vandmolekyler at passere igennem. Det betyder, at nanofiltrering effektivt kan fjerne PFAS fra spildevandet, samtidig med at rent vand kan genvindes.

Med et nanofiltreringssystem, pumpes spildevand, der er forurenet, gennem en membran. Dette gøres under tryk for at adskille og opfange PFAS-molekylerne, mens rent vand strømmer igennem og samles. Membranen kan efterfølgende renses, udskiftes, og processen kan løbende gentages. Selv om nanofiltrering er en relativt effektiv metode til at fjerne PFAS fra spildevand, kan det være både dyrt og kræve specialiseret udstyr samt ekspertise.

NF-membranen kan klare et maksimalt tryk på 40 bar. Den holder ikke monovalente ioner tilbage, hvilket også betyder, der ikke dannes noget osmotisk tryk i koncentratet under drift. Det er nødvendigt at rense NF-membraner med kemiske midler og manuel rengøring hver måned, da de ikke kan skylles bagud.

Nanofiltreringsmetoden er ofte brugt til at fjerne tungmetaller og organiske forureninger fra procesvand, og kan genbruges. Det kan også anvendes til at afsalte brakvand og blødgøre drikkevand. Almindeligvis kan NF-systemer koncentrere vandet med en faktor på 10, hvilket vil sige, at perkolatvandet reduceres til 10% af indløbsstrømmen.

Fordele ved at bruge nanofiltrering til behandling af PFAS-forurenede spildevand omfatter:

Høj fjernelseseffektivitet: Nanofiltrering kan effektivt fjerne PFAS fra spildevand.

Alsidighed: Nanofiltrering kan bruges til at behandle en bred vifte af forurenende stoffer, hvilket gør den velegnet til brug i en række forskellige miljøer.

Lav slamproduktion: Nanofiltreringsprocessen genererer relativt lidt slam sammenlignet med andre behandlingsteknologier, hvilket reducerer behovet for slambortskaffelse.

Høj kvalitet af behandlet vand: Nanofiltreringsprocessen producerer behandlet vand af høj kvalitet, som kan genbruges eller frigives tilbage til miljøet.

Ulemper ved at bruge nanofiltrering til behandling af PFAS-forurenede spildevand omfatter:

Høje kapital- og driftsomkostninger: Nanofiltreringsprocessen kan være dyr at implementere og drive på grund af omkostningerne til membraner og den energi, der kræves for at drive systemet.

Begrænset fjernelse af visse PFAS: Membranfiltrering adskiller baseret på molekylstørrelser. Alt efter hvilken type NF-membran bliver anvendt til filtreringen, kan kortkædede PFAS samt de mindste langkædede PFAS (C7-8) muligvis ikke effektivt fjernes ved nanofiltrering.

Membrantilsmudsning: Membranerne, der bruges i nanofiltreringsprocessen, kan blive tilsmudset over tid, hvilket reducerer deres effektivitet og kræver hyppig rengøring eller udskiftning.

Omvendt osmose (RO)

RO-membranen fjerner opløste forureninger som nitrater, ammonium, mineraler, tungmetaller og mindre organiske molekyler som langkædede PFAS (90-95% fjernelse) og kortkædede PFAS (50-99% fjernelse) [11]. RO systemer kan typisk koncentrere vandet med faktor 4, dvs. reducere grundvandet til 10-25% af tilløbsflow. Hvor meget, der kan koncentreres, afhænger af type og koncentration af forureningerne i perkolatet. RO-membranen er lavet af polyamid og kan derfor ikke tåle frit klorin. Ulempen ved omvendt osmose er det høje driftstryk, som gør, at nanofiltrering er at foretrække, så længe NF renseeffekten af kortkædede PFAS-stoffer er høj nok.

Fordele ved at bruge omvendt osmose til behandling af PFAS-forurenede spildevand omfatter:

Høj fjernelseseffektivitet: Omvendt osmose kan effektivt fjerne PFAS fra spildevand.

Alsidighed: Omvendt osmose kan bruges til at behandle en bred vifte af forurenende stoffer, hvilket gør den velegnet til brug i en række forskellige miljøer.

Lav slamproduktion: Omvendte osmose-processen genererer relativt lidt slam sammenlignet med andre behandlingsteknologier, hvilket reducerer behovet for slambortskaffelse.

Høj kvalitet af behandlet vand: Den omvendte osmose-proces producerer behandlet vand af høj kvalitet, som kan genbruges eller frigives tilbage til miljøet.

Ulemper ved at bruge omvendt osmose til behandling af PFAS-forurenede spildevand omfatter:

Høje kapital- og driftsomkostninger: Omvendt osmoseprocessen kan være dyr at implementere og drive på grund af omkostningerne til membranerne og den energi, der kræves for at drive systemet.

Begrænset fjernelse af visse PFAS: Meget kortkædede PFAS med lave molekylvægte (e.g. < 100 kDa) fjernes ikke effektivt af RO.

Membrantilsmudsning: Membranerne, der bruges i omvendt osmoseprocessen, kan blive tilsmudset over tid, hvilket reducerer deres effektivitet og kræver hyppig rengøring eller udskiftning.

NF og RO anlæg til avanceret rensning af industrielt spildevand findes i fuldskala størrelser i både Danmark og i udlandet.

3.2.6 Ozonfraktionering

Ozonfraktionering er en form for spildevandsbehandling, der bruger ozon til at nedbryde forurenende stoffer i vand. Ozon er en meget reaktiv form for oxygen, der kan nedbryde bindingerne mellem kulstof- og fluoratomerne i PFAS og effektivt rense vandet. Denne proces kan udføres i en specialiseret ozoneringsreaktor, hvor spildevandet blandes med ozongas og får lov til at reagere i en vis tid. Når ozoneringsprocessen er afsluttet, behandles spildevandet typisk med et aktivt kulfilter for at fjerne eventuelle resterende PFAS. Det rene vand kan derefter opsamles og bruges efter behov.

Ozonfraktionering er kommercielt tilgængelig af det australske firma EVOCRA. Processen kaldes Ozofractionative Catalyzed Reagent Addition (OCRA). I OCRA-processen behandles det PFAS-forurenede vand via ozonbobler i mikro- og nanostørrelse ($< 200 \mu\text{m}$) i et ozofraktioneringskammer. Udover ozonfraktioneringsbeholderen omfatter anlægget en fødetank, en ozongenerator og kan, afhængigt af behandlingskrav, omfatte et poleringstrin [16]. Ligesom ved SAFF, drager også ozonfraktionering fordel af den kemiske natur af PFAS og deres gas-vand-opdelingsadfærd. De hydrofobe per- og polyfluorerede kulstofkæder i PFAS og deres hydrofile funktionelle grupper migrerer fortrinsvis til gas-vand-grænsefladen og arrangerer sig selv ved grænsefladen i overensstemmelse med deres kemiske præferencer. De PFAS-fyldte bobler transporteres derefter til vandoverfladen og fjernes.

Fordele ved at bruge ozonfraktionering til behandling af PFAS-forurenede spildevand omfatter:

Høj fjernelseseffektivitet: Ozonfraktionering kan behandle PFAS-forurenede spildevand, og er en yderst effektiv metode til at fjerne disse forurenende stoffer.

Behandling af vandkvalitetsparametre: Ozonfraktionering kan bruges til at behandle en lang række vandkvalitetsparametre, herunder pH, opløst oxygen og totalt organisk kulstof.

Effektivitet: Ozonfraktionering er en forholdsvis hurtig og effektiv proces. Ozon kan produceres efter behov, og behandlingsprocessen kan gennemføres på få timer, afhængigt af forureningsniveauet og det ønskede behandlingsniveau.

Ulemper ved at bruge ozonfraktionering til behandling af PFAS-forurenede spildevand omfatter:

Høje driftsomkostninger: Ozonfraktionering kan være dyrt i drift, da det kræver brug af specialudstyr og store mængder strøm.

Biprodukter: Ozonfraktionering producerer biprodukter, der kan være skadelige for miljøet, såsom trihalomethaner (THM'er) og bromat. Disse biprodukter kan dannes, når ozon reagerer med naturligt forekommende organisk stof i spildevandet.

Kapacitet: Ozonfraktionering er muligvis ikke egnet til behandling af store mængder spildevand, da processen kræver relativt høje koncentrationer af ozon for at være effektiv. Dette kan gøre det vanskeligt at anvende behandlingen til store industrielle processer.

3.2.7 Phytoremediation

Phytoremediation er en form for spildevandsrensning, der bruger planter til at fjerne forurenende stoffer fra vandet. Ved PFAS i spildevand kan phytoremediering involvere plantning af bestemte typer af planter, der er i stand til at optage eller nedbryde PFAS-molekylerne i vandet. Denne proces kan udføres i et konstrueret vådområde eller en anden type phytoremedieringssystem, hvor planterne dyrkes og det forurenede vand behandles, mens det strømmer gennem systemet.

Phytoremediering er under udvikling til rensning af PFAS fra spildevand. Udfordringer ligger i, at den indtager meget plads fordi processen er langsommere end de veletablerede teknologier. Derudover kan de specifikke anlæg, der bruges til phytoremediering, variere afhængigt af den specifikke type PFAS, der er til stede i spildevandet, så det er vigtigt omhyggeligt at vælge de passende anlæg til jobbet. Generelt er der mange faktorer der spiller ind i for at planter kan optage PFAS - både abiotiske og biotiske: pH, temperatur, saltholdighed/ledningsevne og indhold af organisk kulstof. Derudover spiller de kemiske egenskaber af stoffet også ind, herunder kædelængden, funktionelle grupper, opløslighed og flygtighed. De mest undersøgte grupper af PFAS med hensyn til planteoptagelse er PFCA og PFSA og her har specielt PFOA og PFOS været i fokus, og man har overordnet dokumenteret følgende:

PFCA og PFSA er de to grupper af PFAS, der er blevet undersøgt mest med hensyn til planteoptagelse. Inden for disse grupper har der været stor fokus på PFOA og PFOS. Der er fundet enkelte undersøgelser, som omfatter andre PFAS ud over PFCA og PFSA, men disse er i mindretal. Generelt kan følgende siges om optagelsen af PFAS i planter:

- Langkædede PFAS ophobes i planterens rødder eller i jorden omkring rødderne, mens kortkædede har større tendens til at blive transporteret op i den del af planten over jorden.
- Der er set en generel større optagelse PFCA end for PFSA med samme kædelængde.
- For træer ses det, at den højeste koncentration af total PFAS er målt: blade > kvist > stængel > rod.

Phytoremediering kombineres ofte med andre spildevandsbehandlingsteknologier, såsom filtrering af aktivt kul eller ozonbehandling, for at forbedre dets effektivitet til at fjerne PFAS fra spildevand. Aktiv kulfiltrering kan bruges til at fjerne eventuelle resterende PFAS-molekyler fra vandet, efter at det er blevet behandlet med planter, mens ozonbehandling kan bruges til at nedbryde bindingerne mellem kulstof- og fluoratomerne i PFAS-molekylerne, hvilket gør dem lettere for planter at optage.

Fordele ved at bruge phytoremediering til behandling af PFAS-forurenede spildevand omfatter:

Lave omkostninger: Potentielt omkostningseffektiv og bæredygtig tilgang til rensning af PFAS-forurenede spildevand.

Biprodukter: Phytoremediering er en naturlig og lav-påvirkningsmetode, der ikke genererer farligt affald eller biprodukter.

Alsiddighed: Phytoremediering kan bruges til at fjerne en række forskellige forurenende stoffer, herunder tungmetaller, organiske forbindelser og pesticider, fra miljøet.

Lave kapital- og driftsomkostninger: Phytoremediation kræver ikke brug af specialudstyr eller kemikalier.

Ulemper ved at bruge phytoremediering til behandling af PFAS-forurenede spildevand omfatter:

Langsom proces: Phytoremediation er afhængig af planterens naturlige vækst og stofskifte for at fjerne forurenende stoffer fra miljøet

Begrænset fjernelses: Phytoremediering er muligvis ikke effektiv til at fjerne alle typer forurenende stoffer, og er muligvis ikke egnet til behandling af store mængder spildevand

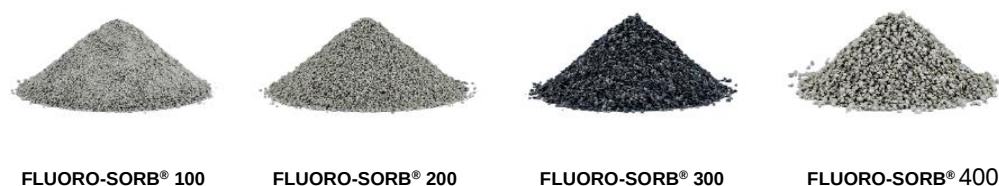
Lokalitet: Phytoremediering muligvis ikke egnet til alle typer lokaliteter, da det kræver specifikke forhold, såsom tilstrækkelig jord- og vandkvalitet, for at være effektiv

3.2.8 FLUORO-SORB®

FLUORO-SORB adsorbent er et NSF (US National Sanitation Foundation) -certificeret adsorptionsmedie. Det har bevist effektivt at kunne behandle hele spektret af PFAS.

FLUORO-SORB® er en type adsorberende materiale, der kan bruges til at fjerne PFAS fra spildevand. Det er lavet af en syntetisk polymer, der har en høj affinitet til PFAS, hvilket gør det muligt effektivt at fjerne disse forurenende stoffer fra vandet. FLUORO-SORB® anvendes typisk i en batchbehandlingsproces, hvor spildevandet blandes med det adsorberende materiale og får lov til at reagere i en vis tid. Det behandlede vand kan derefter opsamles, og FLUORO-SORB kan bortskaffes eller regenereres til fremtidig brug.

Det findes pt. 4 variationer af FLUORO-SORB®, der alle har forskellige kornstørrelser og blandinger for at maksimere effektiviteten på hvert projekt: FLUORO-SORB® 100, FLUORO-SORB® 200, FLUORO-SORB® 300 og FLUORO-SORB® 400.



Figur 3-5: Variationer af FLUORO-SORB® [29]

- FLUORO-SORB® 100: In-situ størkning og stabilisering (ISS)
- FLUORO-SORB® 200: Pump & Treat, permeabel reaktive barrierer (PRB)
- FLUORO-SORB® 300: Højorganisk spildevandsbehandling
- FLUORO-SORB® 400: Pump & Treat, permeabel reaktive barriere (PRB)

Nogle af fordelene ved at bruge FLUORO-SORB til fjernelse af PFAS inkluderer:

Effektivitet: FLUORO-SORB® har en høj affinitet til PFAS, hvilket gør det muligt effektivt at fjerne disse forurenende stoffer fra vandet.

Brugervenlighed: FLUORO-SORB® kan let blandes med spildevand i en batchbehandlingsproces, hvilket gør det relativt nemt at bruge.

Regenerering: FLUORO-SORB® kan regenereres og genbruges flere gange, hvilket reducerer de samlede omkostninger ved behandlingsprocessen.

Selvom det kan være en effektiv metode til at fjerne PFAS fra vand, er der også nogle ulemper ved at bruge FLUORO-SORB®, herunder:

Pris: FLUORO-SORB® kan være dyrt at købe og bruge, især sammenlignet med andre typer adsorbenter.

Toksicitet: FLUORO-SORB® er lavet af en syntetisk polymer, der kan være giftig, hvis den indtages, så den skal håndteres og bortskaffes forsigtigt.

Begrænset kapacitet: FLUORO-SORB® har en begrænset kapacitet til at adsorbere PFAS, så det kan være nødvendigt at udskifte eller regenerere ofte.

Ineffektivitet: FLUORO-SORB® er muligvis ikke så effektiv til at fjerne kortkædet PFAS fra spildevand, afhængigt af de specifikke egenskaber ved de forurenende stoffer og den anvendte behandlingsproces.

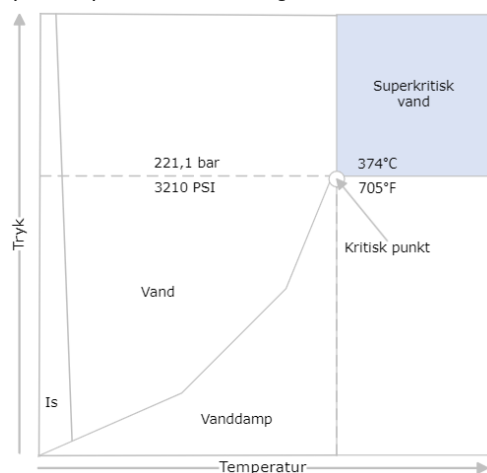
3.3 Metoder til destruktion

Rensningen af PFAS i spildevand er en udfordring da mange rensemetoder genererer biprodukter som medfører PFAS emissioner i luft, jord og vand, som skal håndteres korrekt. For eksempel kan aktivt kul blive mættet med PFAS og skal bortskaffes som særligt affald. Der kan genereres spildevand med koncentreret PFAS, som kan kræve yderligere behandling eller sikker opbevaring for at undgå spredning. Termisk behandling kan generere giftige biprodukter, der skal håndteres med omhu. Metoder som termalt destruktion, fotokemisk oxidation eller plasmaprocesser kan frigive PFAS-gasser og andre forurenende stoffer til atmosfæren, hvilket kræver kontrolsystemer for capture og neutralisering. I dette afsnit beskrives teknologier, som kan bidrage til destruktion af PFAS i biprodukterne.

3.3.1 Superkritisk Vandoxidation

Når vand overskrider en temperatur på 374°C og et tryk på 221,1 bar, bliver vandet betragtet som "superkritisk" (Figur 3-6), og det er i denne fase, at nogle kemiske oxidationsprocesser sættes igang.

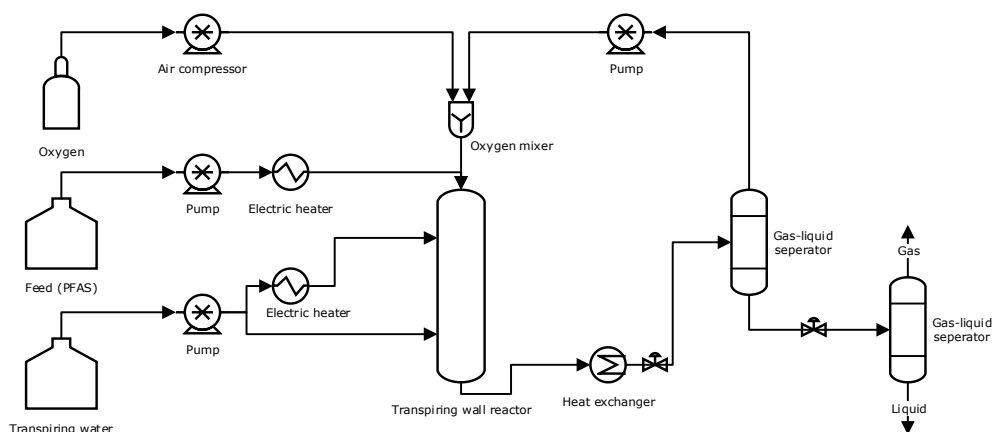
Superkritisk vandoxidation (SCWO) er siden 1980'erne blevet brugt som en behandlingsmetode til at behandle halogenerede affaldsmaterialer herunder polychlorerede biphenyler (PCB'er). Ydermere er organiske forbindelser opløselige i superkritisk vand.



Figur 3-6: SCWO-reaktioner forekommer over det kritiske punkt for vand.

Ved at opvarme spildevandet til 374°C og et tryk på 221,1 bar brydes kulstof-fluor-bindingerne og PFAS destrueres. Ved reaktionen dannes bl.a. fluorsyre og svovlsyre, som er korrosive, samt ikke-opløselige salte. Syrerne skal neutraliseres med base og saltene skal fjernes ved skylning [17]. Metoden er effektiv for alle PFAS-forbindelser ved optimal drift af anlægget. SCWO kræver, at andre forureninger i perkolatvandet er fjernet inden, ved fx sorptionsteknologi, da metoden ellers ikke er økonomisk attraktiv eller effektiv. Derudover har metoden et højt energikrav og der kan opstå en opbygning af ætsende gasser under oxidationsreaktionen.

Danske Aquarden Technologies har et SuperOX® SWCO-anlæg som kan modtage PFAS-affald til destruktion (Figur 3-7). Et projekt med den svenske losseplads Sörab modtog Aquarden perkolat til SCWO-behandling og formåede at reducere PFAS-niveauerne fra 3,7 µg/L til under 0,035 µg/L. Et projekt med Stockholm Arlanda Lufthavn viste tilsvarende SCWOs destruktions-effektivitet med PFAS fra et koncentreret foder indeholdende 679 µg/L PFOS og 34 µg/L PFOA, hvor begge stoffer blev elimineret til under deres detektionsgrænser på 0,01 µg/L [18].



Figur 3-7: Processdiagram over SCWO.

Fordele ved at bruge SCWO til behandling af PFAS-forurenet spildevand omfatter:

Høj fjernelseseffektivitet: SCWO er en yderst effektiv metode til at ødelægge PFAS fra spildevand.

Alsidighed: Ved høj temperatur og tryk kan superkritisk vand nedbryde og nedbryde en lang række organiske forbindelser, tungmetaller, pesticider og lægemidler.

Effektivt: SCWO kan være en relativt hurtig og effektiv proces. Behandlingsprocessen kan afsluttes på få minutter, afhængigt af forureningsniveauet og det ønskede behandlingsniveau

Ulemper ved at bruge SCWO til behandling af PFAS-forurenet spildevand omfatter:

Høje kapital- og driftsomkostninger: SCWO kan være dyrt i drift, da det kræver brug af specialiseret udstyr og høje energiniveauer.

Biprodukter: SCWO producere biprodukter, der kan være skadelige for miljøet, såsom dioxiner og furaner, som kan dannes, når forurenende stoffer oxideres ved høj temperatur og tryk

Begrænset kapacitet: SCWO er muligvis ikke egnet til behandling af store mængder spildevand, da processen kræver relativt høje koncentrationer af forurenende stoffer for at være kosteffektiv. Dette kan gøre det vanskeligt at anvende behandlingen til store industrielle processer.

3.3.2 Forbrænding

Forbrænding er en proces til behandling af spildevand, der involverer afbrænding af forurenende stoffer ved høj temperatur for at ødelægge dem. Det er en potentielt effektiv metode til at fjerne PFAS fra spildevand. For at bruge forbrænding til at behandle PFAS-forurenede spildevand, opsamles spildevandet først og behandles for at fjerne eventuelle faste stoffer eller suspenderede partikler. Det rensede spildevand ledes derefter ind i et forbrændingsanlæg, som er et specialiseret stykke udstyr designet til at brænde forurenende stoffer ved høj temperatur. Inde i forbrændingsanlægget blandes spildevandet med ilt, som tilføres ved hjælp af en blæser eller andre mekaniske midler. Ilten forenes med forureningen i spildevandet, og blandingen antændes. Efterhånden som forureningerne forbrændes, frigiver de varme, som bruges til at opretholde de høje temperaturer, der kræves til forbrændingsprocessen. Varmen fjerner også flygtige forbindelser, der er til stede i spildevandet, såsom vanddamp eller gasser. Efter at forureningen er blevet brændt, opsamles den resterende aske og andre faste biprodukter og bortskaffes i henhold til lokale regler.

Fordele ved at bruge forbrænding omfatter:

Effektivt: Forbrænding er yderst effektivt til at destruere PFAS. Behandlingsprocessen kan gennemføres i løbet af få timer, afhængigt af forureningsniveauet og det ønskede behandlingsniveau.

Alsidighed: Forbrænding kan nedbryde og nedbryde en lang række organiske forbindelser, herunder PFAS, gennem anvendelse af høj temperatur og ilt.

Ulemper ved at bruge forbrænding omfatter:

Høje kapital- og driftsomkostninger: Forbrænding kan være dyrt i drift, da det kræver brug af specialudstyr og store mængder brændstof.

Biprodukter: Forbrænding kan producere biprodukter, der kan være skadelige for miljøet, såsom aske og emissioner, som kan indeholde forurenende stoffer, der ikke er fuldstændigt ødelagt

Kapacitet: Forbrænding muligvis ikke egnet til behandling af store mængder spildevand, da processen kræver relativt høje koncentrationer af forurenende stoffer for at være effektiv. Dette kan gøre det vanskeligt at anvende behandlingen til store industrielle processer

Metoden er i øjeblikket den mest anvendte til behandling af restprodukter fra ovennævnte opsamlingsmetoder, og bl.a. Fortum modtager og forbrænder PFAS-affald på deres forbrændingsanlæg i Danmark i dag.

3.3.3 Sonolyse

Sonolyse bruger lydbølger ved frekvenser mellem 20 kilohertz (kHz) til 1.100 kHz for at fremme kavitation i vand. Kavitation er skabelsen af mikrobobler i en væske på grund af undertryk. Når lydbølger bevæger sig gennem vand, er der oscillerende cyklusser af dekompression og kompression, som forårsager kavitation. Når mikroboblerne kollapser under kompressionscyklusser, frigives betydelig energi i form af varme, og litteraturen viser en temperatur på op til 5.000 grader Kelvin i boblerne.

Til opskalering er der mange optimeringsfaktorer, der kan undersøges (lydfeltfordeling, boblende gas in-line, pH-ændringer og ændring af den ydre temperatur og tryk) samt dannelsen af hydroxyl-radikalet, som kan have varierende grader af succes for forskellige PFAS.

Lavere frekvens sonolyse skaber større bobler med højere energioutput, og højere frekvens sonolyse skaber mindre bobler (mere overfladeareal) med mindre energioutput.

Fordele ved at bruge forbrænding omfatter:

Effektivt: Sonolyse er en yderst effektiv til at nedbryde en lang række organiske forbindelser, herunder PFAS.

Tid: Sonolyse være en relativt hurtig og effektiv proces. Behandlingsprocessen kan gennemføres i løbet af få timer, afhængigt af forureningsniveauet og det ønskede behandlingsniveau.

Ulemper ved at bruge forbrænding omfatter:

Høje kapital- og driftsomkostninger: Sonolyse kræver brug af specialudstyr og store mængder energi.

Biprodukter: Sonolyse producere biprodukter, der kan være skadelige for miljøet, såsom frie radikaler og andre reaktive arter, som kan dannes, når forurenende stoffer nedbrydes gennem ultralydsnedbrydning.

Begrænset kapacitet: Sonolyse er muligvis ikke egnet til behandling af store mængder spildevand, da processen kræver relativt høje koncentrationer af forurenende stoffer for at være effektiv. Dette kan gøre det vanskeligt at anvende behandlingen til store industrielle processer.

Da metoden er i udvikling findes ikke endnu fuldskala anlæg.

3.3.4 Elektrokemisk oxidation

Elektrokemisk oxidation (EO), er en teknik, der bruges til spildevandsbehandling – primært til industrielt spildevand, og er en type avanceret oxidationsproces (AOP). Ved at neddykke to elektroder i vandet, dannes der stærkt oxiderende stoffer, som interagerer med forureningen og herved nedbryder dem. De forbindelser omdannes således til reaktionsmellemprodukter og i sidste ende til vand og CO₂ ved fuldstændig mineralisering [13].

Teknologien kan være mere energi-effektiv end SWCO eller forbrænding, og nedbrydning af PFAS-stofferne er uafhængig af andre organiske forureningsstoffer i vandet. Ulempen ved metoden er, at kortkædede PFAS'er viser mindre effektivitet og potentiale, og problemer med elektrodekorrosion og dannelse af biprodukter skal overvejes. Produktion af giftige biprodukter (fx hydrogenfluorid, klorgas, bromat, perchlorat og adsorberbare organiske halogenider) er alle blevet rapporteret og kan dannes ved behandling af PFAS-kontamineret spildevand blandet med co-forurenende stoffer, organiske stoffer, chlorid eller andre skadelige stoffer [19].

Da metoden er i udvikling, findes ikke endnu fuldskala anlæg.

3.3.5 Fotolyse og ultraviolet (UV) stråling

Fotolyse er en type kemisk reaktion, der bruger lys til at nedbryde et stof. Ved PFAS i grundvand kan fotolyse bruges til at nedbryde bindingerne mellem kulstof- og fluoratomer i PFAS-molekylerne, hvorved vandet effektivt renses. Denne proces udføres typisk ved hjælp af

ultraviolet (UV) lys, som har evnen til at bryde bindingerne i PFAS, hvilket gør dem mindre stabile og nemmere at fjerne fra vandet [20].

Perfluorkemikalier kan gennemgå fotolyse i det naturlige miljø. Fotolyse af perfluorkemikalier fører til dannelsen af kortkædede forbindelser.

Langkædede perfluorede syrer er mere modtagelige for fotolyse end kortkædede syrer.

Dette er det første bevis, der dokumenterer, at perfluorede syrer undergår fotolyse i det naturlige miljø.

3.3.6 Svampeenzymer

Svampe kan producere enzymer, der nedbryder organiske forurenende stoffer i grundvandet.

Disse enzymer, såsom cellulaser og ligninaser, kan hjælpe med at nedbryde forurenende stoffer såsom olie, benzin og andre kulbrinter. Dette kan være med til at rense grundvandet og gøre det sikkert at drikke og andet.

Mens svampe har vist sig at have evnen til at nedbryde nogle typer PFAS, er det ikke klart, hvor effektive de er til at fjerne disse forurenende stoffer fra grundvandet. Det er også vigtigt at bemærke, at de specifikke svampe og enzymer, der er involveret i nedbrydningen af PFAS, kan variere afhængigt af den specifikke type PFAS, der er til stede, og grundvandets forhold.

3.3.7 Reduktiv defluorinerings

Metoden bygger på tilsætning af kemi, der skaber PFAS-miceller samt elektrondonorer i vandet, som gør PFAS langt mere sårbare over for UV-lys. Ved UV-bestråling nedbrydes langkædede PFAS først til kortkædede PFAS, som nedbrydes videre til fluorioner, vand samt simple karbonforbindelser. Nedbrydningsprocessen kan monitoreres simpelt ved at følge den stigende koncentration af fluorioner i vandet. Processen kører ved normalt tryk og temperatur. Løsningen udleder ikke giftige biprodukter og er energieffektiv sammenlignet med andre destruktionsmetoder. Ofte vil det PFAS-holdige vand opkoncentreres inden destruktionsprocessen ved fx skumfraktionering, omvendt osmose eller membranfiltering. Det amerikanske firma Enspired Solutions har en patenteret teknologi til reaktiv defluorinerings af PFAS med det kommercielle navn PFASigator™.

3.4 Vurdering af renseløsninger

3.4.1 Case studies - separation

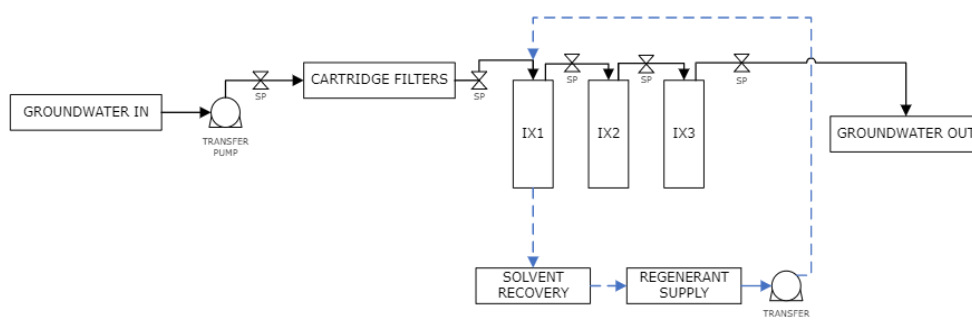
I nærværende afsnit vil casestudies fra relevante renseteknologier blive gennemgået.

3.4.1.1 Skumfraktionering – Hovgården deponi og Sörab

Perkolatvand blev opsamlet til forsøg på fjernelse af PFAS på Hovgården deponi, Uppsala Sverige. Dette arbejde undersøgte skumfraktionering (FF) i batch og kontinuerlig tilstand som en passende behandlingsteknik til PFAS-fjernelse for lossepladssperkolatet og fandt en stabil fjernelseseffektivitet på mere end 90% for PFOA (C₇), PFOS (C₈), PFHxS (C₆) og PFHpA (C₆) og 6:2 FTSA (C₆). For andre PFAS, såsom PFNA (C₈), PFPeS (C₄), PFHxA (C₅), PFHpS (C₇) og PFBS (C₄), blev der opnået en mindre stabil fjernelse mellem 80 % og 50 %, mens mellem 50 % og 20 % fjernelse blev observeret for EtFOSAA (C₈), PFBA (C₃), PFDA (C₉), FOSA (C₈), PFPeA (C₄) og MeFOSAA (C₈). Øget luftstrøm, tilsætning af jern(III)oxid (Fe⁺³) koagulant, ledningsevne og større koncentration af ubehandlet perkolat PFAS var faktorer, der resulterede i øget fjernelseseffektivitet for størstedelen af PFAS [21].

3.4.1.2 Ionbytning – luftvåbenbase i New England

På en tidligere luftvåbenbase i New England, er der lavet pilottests for at fjerne PFAS fra grundvandet. Kontamineringen af grundvandet skyldes den historiske brug af vandigt filmdannende skum (AFFF) under brandslukningstræningsaktiviteter på stedet. Til pilotforsøget blev brugt et Sorbix A3F resin - en stærk base anionbytter resin. Pilotforsøget havde til formål at demonstrere, at Sorbix A3F-resin kan fjerne PFAS under opnåelige laboratoriekvantificeringsgrænser for PFOS og PFOA; bestemme gennembrudskurverne og fjernelseskapaciteten for PFAS i både Sorbix A3F-resin, og demonstrere in-place regenerering af Sorbix A3F-resin [22].



Figur 3-8: Pilot test proces flowdiagram [22].

Ud fra pilottestene kunne det konkluderes, at Sorbix A3F-resin demonstrerede fjernelse af PFAS under opnåelige laboratoriekvantificeringsgrænser for PFOS og PFOA [22].

3.4.1.3 Aktivt kul – fuldskalaanlæg til drikkevandsbehandling i Uppsala

I Uppsala blev der, i perioden 2015-2016, undersøgt behandlingseffektiviteten for fjernelse af 15 PFAS'er i et fuldskaladrikkevandsbehandlingsanlæg (DWTP). Fjernelse af fem hyppigt påviste PFAS'er blev påvirket af den samlede driftstid for granulære aktivt kul (GAC) filtre, GAC-type og overfladebelastningshastighed. Den gennemsnitlige fjernelseseffektivitet for PFAS varierede fra 92 til 100 % for "unge" GAC-filtre og faldt fra 100% til 7% for "gamle" GAC-filtre (op til 357 driftsdage, 29.300 sengevolumener (BV) behandlet).

Flowhastigheder blev justeret i to fuldskala-GAC-filtre af forskellig driftsalder for at undersøge fjernelse af PFAS og organisk materiale afhængigt af GAC-driftsalder og driftsflow. Faldet i flowhastigheden med 10 L s⁻¹ fra 39 til 29 L s⁻¹ førte til en gennemsnitlig stigning på 14 % og

6,5 % i total PFAS-fjernelseseffektivitet for en "gammel" (264 driftsdage, 21 971 BV-behandlet) og et "ungt" GAC-filter (henholdsvis 63 driftsdage, 5 725 BV behandlet) [23].

3.4.1.4 Aktivt kul med ionbytter efterpolering hos Københavns Lufthavn

Det danske firma Kemic Vandrens A/S har et projekt for Københavns Lufthavn, hvor de renser grundvand og overfladevand for PFAS, der stammer fra brandskum. Kemic har tilpasset kulfilteret til den aktuelle PFAS-forurening, så PFAS-stofferne adsorberes på og dermed tilbageholdes. Derefter sker der en efterpolering med resiner i et ionbytningsanlæg. Afhængigt af vandet kan det være nødvendigt med en forbehandling for at forhindre tilstopning af kulfilteret samt forlænge levetiden. Ved rensning af drikkevand vil den eksisterende rensning på vandværket ofte være tilstrækkelig forbehandling [23].

3.4.1.5 Ozonfraktionering i New South Wales, Australien

På et brandtræningsanlæg i New South Wales, Australien, har overfladevandet vist sig at være kontamineret med PFAS, hvilket skyldes, at brandslukningsskum generelt indeholder PFAS. For at kunne overholde Australiens Environmental Health Standing Committee foreløbige værdier for PFAS blev OCRA benyttet til at fjerne PFAS'en. I Tabel 3-3 ses resultatet af forsøget [25].

Tabel 3-3: Resultat af ozonfraktionering på brandtræningsanlæg, Australien

Analyseparameter	Indløb [µg/l]	Behandlet vand [µg/l]	Fjernelses rate [%]
PFBS	1,90	0,007	99,63
PFPeS	1,27	0,002	99,84
PFHxS	12,5	0,001	99,99
PFHpS	1,52	0,001	99,93
PFOS	52,2	0,015	99,97
PFPeA	2,04	0,014	99,31
PFHxA	5,16	0,011	99,79
PFHpA	0,70	0,001	99,86
PFOA	1,24	0,0005	99,96
6:2 FTS	1,89	0,001	99,95
Total 28 PFAS	82,1	0,050	99,94

Som det kan ses i Tabel 3-3 fjerner OCRA-processen >99,9% af alle målte PFAS-forurenende stoffer og opfylder konsekvens resultater.

3.4.1.6 Phytoremediation i Solna, Sverige.

Et svensk fuldskalaforsøg med phytoremediation af PFAS-kontamineret overfladevand (med ca. 70 ng/L ΣPFAS11) og forurenede sediment er i gang i Igelbäcken, Solna City. Der er plantet omkring 7.500 frøplanter af carex. Projektet har også til formål at teste hydroponisk optagelse ved hjælp af flokke. Der er dog endnu ikke rapporteret resultater, i form af videnskabelige publikationer eller rapporter, fra projektet [26].

3.4.2 Case studies – destruktion

3.4.2.1 Superkritisk oxidation i Sörab, Sverige.

Et nyligt projekt med den svenske losseplads Sörab viste, at Aquarden var i stand til at reducere niveauerne af PFAS fra 3,7 µg/L til under 0,035 µg/L ved behandling af perkolat med SCWO. Et projekt med Stockholm Arlanda Lufthavn viste tilsvarende SCWO's evne til effektivt

at ødelægge PFAS, hvor et koncentreret indløb indeholdende 679 µg/L PFOS og 34 µg/L PFOA blev reduceret til under deres detektionsgrænser på 0,01 µg/L [27].

Derudover har et projekt med det norske affaldshåndteringsfirma Perpetuum vist, at adsorbenter parret med SCWO effektivt kan fange og ødelægge små koncentrationer af PFAS fra store mængder vand såsom perkolat, grundvand eller offentlige vandsystemer. I et specifikt projekt blev PFAS-kontamineret perkolat behandlet med PFAS-specifikke adsorbenter, hvilket resulterede i en reduktion af den samlede sum fra 15 µg/L til under 0,019 µg/L [28].

3.5 Sammenfatning renseløsninger

For bedre at forstå og evaluere renseløsningerne til PFAS i vand, kan følgende Tabel 4 give en oversigt over de nuværende teknologier og deres ydeevne. Tabellen viser en sammenligning mellem forskellige teknologier som SAFF, SILHORKO, Vandrensning.com og GAC. Hver metode har sin specifikke kapacitet til at fjerne PFAS og håndtere biprodukter, forbehandling, vandmængder der kan behandles, og energiforbrug. Ved at analysere disse parametre vil man kunne identificere den mest passende teknologi til PFAS-rensning afhængigt af specifikke behov og kontekst.

Tabel 3-4 – Opsummering af forhold for de forskellige behandlinger

Parameter	Skumfraktionering	Ionbytning	ECT2 Flokkulering
Alle PFAS	Alle langkædede, men dårligere effekt for kortkædede, C6 og kortere.	Umiddelbart er det kun sum 4 på Fanø – men resiner har god effekt på oprensning af alle PFAS-forbindelser også de kortkædede.	Stort set alle PFAS forbindelser er effektivt oprenset i testen, men der ses stadig indhold af PFPeA og PFHxA.
Restprodukt	0,2-3 m3/40000 m3 behandlet perkolat – mindre ved renere vand.	Brugte resiner	Der er noget slam der skal håndteres og sendes til forbrænding. Bortskaffelse af aktivt kul og resin, medmindre de kan rekonditioneres.
Forbehandling	Muligvis.	Ja – sandfilter, muligvis mere.	Ja.

Nedenstående Tabel 5 giver et overblik over forskellige metoder til rensning af PFAS og deres specifikke egenskaber og effektivitet. Tabellen fremhæver de forskellige teknologier til rensning af PFAS fra spildevand, samt deres styrker og svagheder. Ved at sammenligne disse metoder, kan vi identificere den mest passende teknologi afhængig af den specifikke situation og de ønskede behandlingsresultater.

Tabel 3-5 – Opsummering af forskellige teknologier

Aktivt kul	Effektiv til fjernelse af langkædede PFAS'er, men fungerer ikke godt på kortkædede PFAS'er, og dets brug til fjernelse af forstadie rapporteres at være mindre effektiv
Ionbytning	Kan fjerne en bredere vifte af lang- og kortkædede PFAS'er, men kæmper for at behandle de korteste PFAS'er, og fjernelse af de fleste PFAA-forstadie er ikke blevet evalueret
Ozofraktionering	Er blevet anvendt for PFAS'er i fuld skala og vist at være effektiv til fjernelse af samlede PFAS'er
Kemisk oxidering	Potentielt anvendelig for nogle PFAS'er, men når de anvendes in situ, er der bekymring over dannelsen af kortere PFAS'er og igangværende rebound fra sorberede forstadie
Elektrokemisk oxidering	Udvikler sig som en destruktiv teknologi for mange PFAS'er, men kan skabe uønskede biprodukter såsom perklorat og bromat
Sonolyse	Er blevet demonstreret som en potentiel destruktiv teknologi i laboratoriet, men der er betydelige udfordringer, når man overvejer opskalering

Jordstabiliseringsmetoder	Under udvikling og er blevet brugt i fuld skala, men ydeevnen skal vurderes ved hjælp af passende testregimer
Termiske teknikker	At behandle PFAS-påvirket jord viser lovende, men forhøjede temperaturer (potentielt >500 °C) kan være nødvendige for behandling.

4. Rensning af forurenede grundvand ved Taurusvej

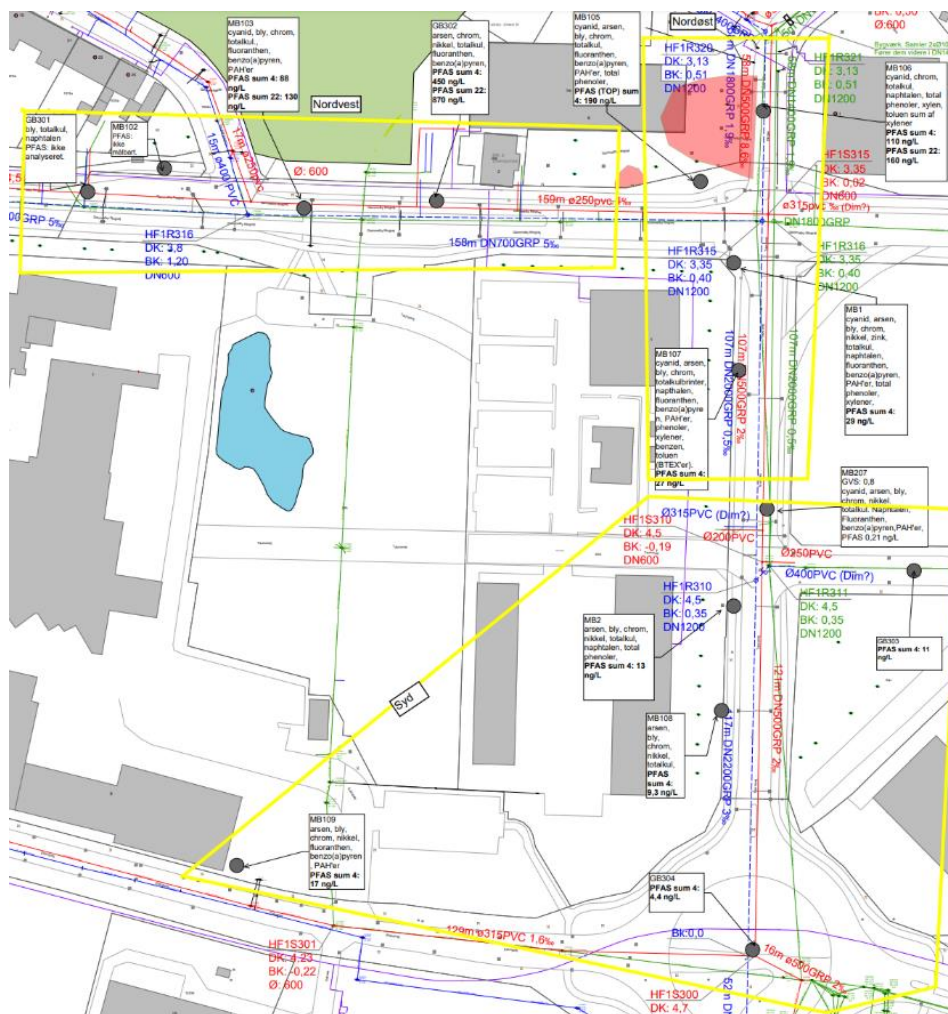
Forsøgene fokuserer på rensning af forurenede grundvand ved Taurusvej, hvor vandet stammer fra grundvandssænkning i forbindelse med en byggeplads, hvor grundvand sænkes for at muliggøre bygge- og anlægsarbejde. Vandet er forurenede med forskellige skadelige stoffer, herunder PFAS. Formålet med denne studie er at sikre, at det forurenede grundvand bliver effektivt rensede, så det kan opfylde kravene i udledningstilladelsen og derefter sikkert udledes i miljøet.

Ved Taurusvej er det afgørende at anvende den rette teknologi til rensning af grundvandet, da projektets succes afhænger af vores evne til at fjerne de skadelige stoffer fra vandet. Inden hver af de foreslåede rensemetoder for PFAS igangsættes, er det nødvendigt at behandle vandet og dermed nedbringe eller helt fjerne forureningskomponenterne som cyanid, BTEXN, phenoler og PAH'er, samt oliestofferne. Grundvandet omkring Taurusvej har punktvist også høje indhold af tungmetaller og jern. En del af disse komponenter ville kunne behandles med et sandfilter og beluftning. Der er tidligere udført et projekt med biologisk rensning på Østre Gasværk, hvor der er opnået gode resultater på behandling af grundvand der indeholdt cyanid, phenol, BTEXN og PAH'er med et sandfilter-anlæg hvor der tilføres rent ilt (95-100 %) før hvert filter. Denne metode kunne behandle ca. 2-2,5 m³/t. ¹

4.1 Sammensætning af oppumpet vand ved Taurusvej

Der er, i forbindelse med de indledende analyser af jord og vand til et kloaksepareringsprojekt i Esbjerg på Taurusvej, fundet PFAS i både jorden og det oppumpede grundvand. For overskuelighed er projektområdet inddelt i tre underområder til beskrivelsen af kvaliteten af grundvandet og fordelingen af PFAS-forbindelser. Projektområdet ses på Figur 4-1 og borerne er inddelt i tre områder, nordvest, nordøst og syd, alt efter hvor langs projektracéet de er placeret.

¹ <https://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2009/978-87-7052-914-3/html/kap01.htm> - Sammenfatning og konklusioner, Ilt og sand renser vand fra gasværksgrund.

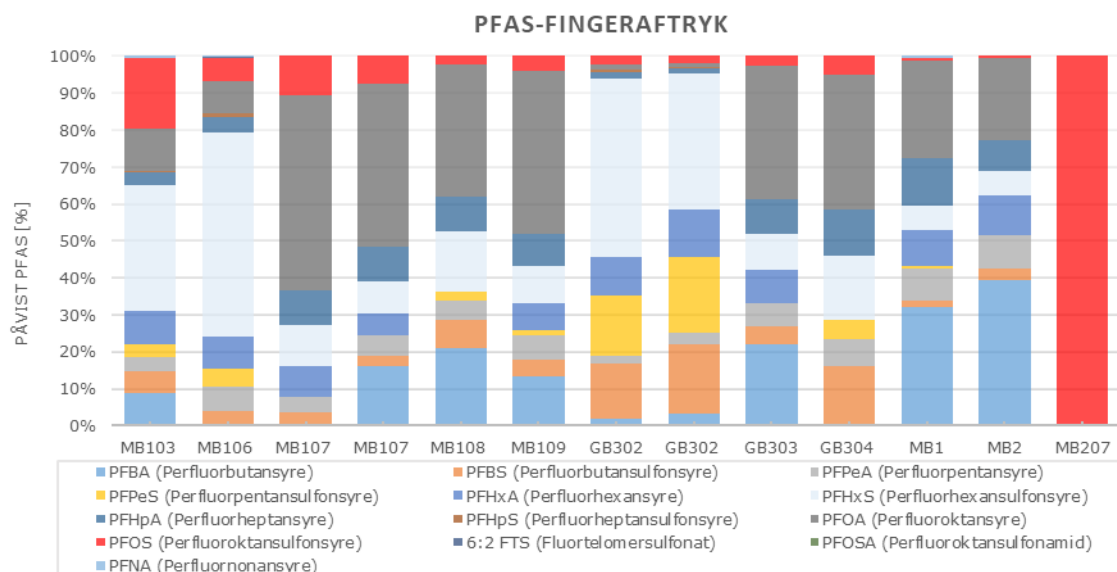


Figur 4-1: Område ved Taurusvej, delt op i Nordvest, Nordøst og Syd

4.1.1 Vandkvalitet på PFAS

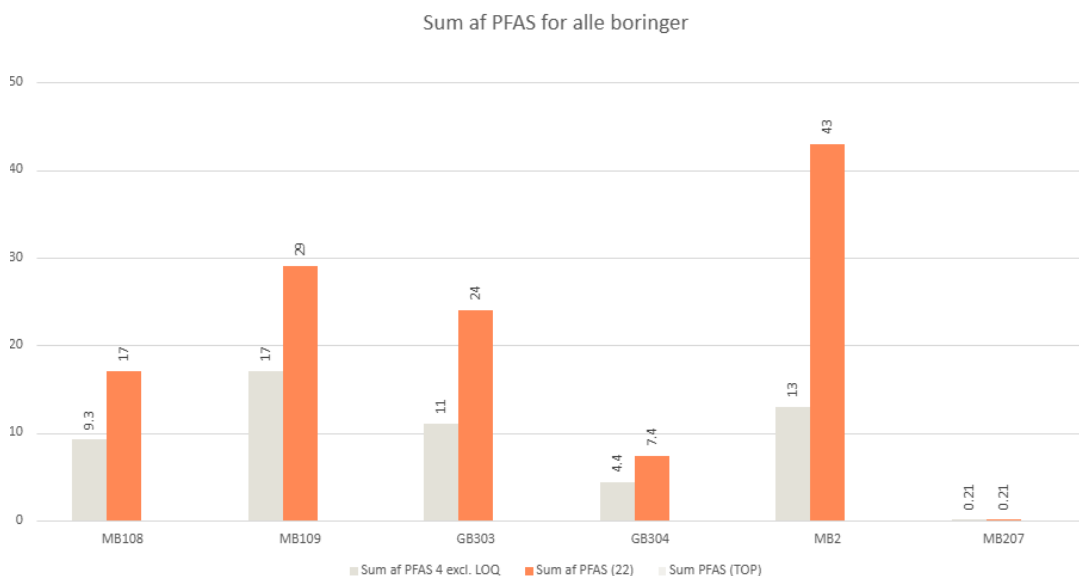
Der er er analyseret for 22 PFAS, som er omfattet af Miljøstyrelsens kvalitetskriterie til grundvand anno 2021 [2].

På *Figur 4-2* ses fordelingen af PFAS (PFAS-fingeraftryk), som er repræsenteret i vandprøverne udtaget ved og omkring Taurusvej. De største bidrag til indholdet af PFAS i de udtagne vandprøver stammer fra PFBA (perfluorbutansyre, $C_3F_7CO_2H$), PFHxS (perfluorhexansulfonsyre, $C_6HF_{13}O_3S$) og PFOA (perfluoroktansyre, $C_8HF_{15}O_2$).



Figur 4-2: Sammensætning af PFAS-forbindelser i de enkelte prøver der er udtaget fra borerne vedr. projektet omkring Taurusvej.

I alle vandprøverne, er der blevet analyseret for sum af 22 PFAS², som er omfattet af Miljøstyrelsens kvalitetskriterie til grundvand, se Figur 43. De største indhold af sum af 4 og sum af 22 PFAS er påvist i vandprøverne udtaget i GB302, hvor koncentrationen af summen af 22 PFAS var 870 ng/l. I de andre vandprøver er den gennemsnitlige koncentration af summen af 22 beregnet til 52 ng/L og for sum af 4³, er den gennemsnitlige koncentration uden GB302, 30 ng/L. I MB105, som den eneste, er der udført en TOP-analyse (Total Oxidisable Precursor). TOP-analysen af PFAS adskiller sig fra SUM PFAS 22 og 4 ved, at den inkluderer både de oprindelige PFAS-forbindelser samt deres oxiderbare forstadier, hvilket kan give en mere omfattende vurdering af den samlede PFAS-forurening. I denne vandprøve ses, at indholdet af sum 4 PFAS er 190 ng/l, der er højere end de i de øvrige borer på nær GB302.



² PFBS, PFPS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnS, PFDoS, PFTrS, PFOSA, 6:2 FTS, PFBA, PFPA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA og PFTrDA

³ PFOA, PFOS, PFNA og PFHxS

Figur 4: Sum af PFAS-forbindelser i de enkelte prøver der er udtaget fra borerne vedr. projektet omkring Taurusvej.

I nedenstående tabeller Tabel 4-1 til Tabel 4-5 vises PFAS-typer og deres koncentrationer målt i hver boring og område, samt hvorvidt der er tale om høje (rødt), mellem (orange) eller lave PFAS-koncentrationer (grønne).

"Nordvest", Tabel 4-1, er der påvist indhold af PFAS, PFHxS på 420 ng/l som den højeste målte koncentration for en enkelt vandprøve udtaget i boring GB302. Koncentrationen af PFHxS er faldet til 250 ng/L i den vandprøve, der er udtaget i samme boring. Generelt er koncentrationerne af PFAS på samme niveau eller en smule lavere i vandprøverne udtaget i juni sammenlignet med dem, der er udtaget i november.

Tabel 4-1: Typer af PFAS, samt tilhørende koncentrationer (ng/l) i borerne for område nordvest. Boringer hvor der er udtaget mere end én vandprøve er angivet med bogstaver.

Boring	PFBA	PFBS	PFPeA	PFPeS	PFHxA	PFHxS	PFHpA	PFHpS	PFOA	PFOS	6:2 FTS	PFOSA	PFNA	PFNS	PFDA	PFDS	PFUnDA	PFUnDS	PFDoDA	PFDoDS	PFTiDA	PFTiDS	PFAS4	PFAS22
MB103	12	7.9	5.1	4.7	12	46	4.5	0.67	15	26	<0,30	<0,30	0.65	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<1,0	<0,30	<1,0	<1,0	<1,0	88	130
GB302a	16	130	18	140	90	420	14	6	12	20	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<1,0	<0,30	<1,0	<1,0	<1,0	450	870
GB302b	21	130	21	140	87	250	11	1.7	5.9	14	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<1,0	<0,30	<1,0	<1,0	<1,0	270	680

I det nordøstlige område viser Tabel 4-2 generelt moderate til lave PFAS-koncentrationer. Den højeste koncentration af PFHxS er målt til 89 ng/l i boring MB106, hvor også summen af PFAS4 og PFAS22 ligger højest i området med henholdsvis 110 ng/l og 160 ng/l. I de øvrige borer er PFAS-koncentrationerne væsentligt lavere, og flere stoffer ligger under detektionsgrænsen. Dette indikerer, at forureningen med PFAS i det nordøstlige område er mindre udbredt og primært koncentreret omkring enkelte borer.

Tabel 4-2: Typer af PFAS, samt tilhørende koncentrationer (ng/l) i borerne for område nordøst. Boringer hvor der er udtaget mere end én vandprøve er angivet med bogstaver

Boring	PFBA	PFBS	PFPeA	PFPeS	PFHxA	PFHxS	PFHpA	PFHpS	PFOA	PFOS	6:2 FTS	PFOSA	PFNA	PFNS	PFDA	PFDS	PFUnDA	PFUnDS	PFDoDA	PFDoDS	PFTiDA	PFTiDS	PFAS4	PFAS22
MB106	<20	6.2	11	7.9	14	89	7.1	1.5	14	9.8	0.64	<0,30	0.52	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<1,0	<0,30	<1,0	<1,0	<1,0	110	160
MB107a	<20	1.2	1.4	<0,30	2.9	3.7	3.2	<0,30	18	3.6	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<1,0	<0,30	<1,0	<1,0	<1,0	25	34
MB107b	7.2	1.3	2.5	<0,30	2.7	3.9	4.2	<0,30	20	3.4	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<1,0	<0,30	<1,0	<1,0	<1,0	27	45
MB1	27	1.5	7.1	0.74	8	5.5	11	<0,30	22	0.8	<0,30	<0,30	0.33	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<1,0	<0,30	<1,0	<1,0	<1,0	29	84

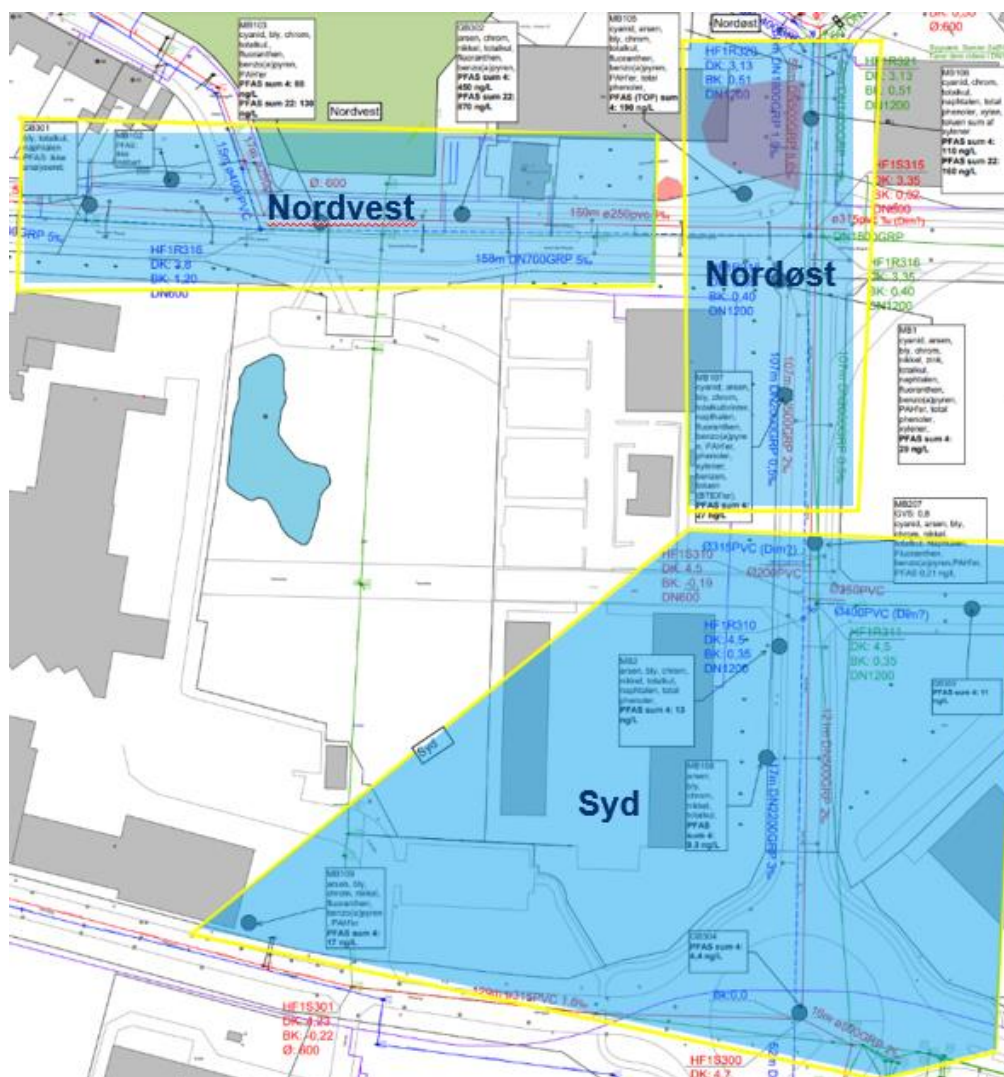
I det sydlige område er PFAS-koncentrationerne generelt lave sammenlignet med de øvrige områder. De fleste borer har lave værdier for både PFAS4 og PFAS22, og kun enkelte stoffer, såsom PFOA i boring MB109 (13 ng/l), skiller sig ud med mellemløje koncentrationer. Samlet set viser resultaterne, at PFAS-forureningen i det sydlige område er begrænset, og at de fleste prøver ligger under eller tæt på detektionsgrænsen for de analyserede PFAS-forbindelser.

Tabel 4-3: Typer af PFAS, samt tilhørende koncentrationer (ng/l) i borerne for område syd.

Boring	PFBA	PFBS	PFPe	PFPe	PFHx	PFHx	PFHp	PFHp	PFOA	PFOS	6:2	PFOS	PFNA	PFNS	PFDA	PFDS	PFUn	PFUn	PFDo	PFDo	PFTd	PFTd	PFAS	PFAS
MB108	3.6	1.3	0.89	0.44	<0,30	2.8	1.6	<0,30	6.1	0.41	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<1,0	<0,30	<1,0	<1,0	<1,0	9.3	17
MB109	3.9	1.3	2	0.39	2.1	3	2.5	<0,30	13	1.2	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<1,0	<0,30	<1,0	<1,0	<1,0	17	29
GB303	5.2	1.1	1.5	<0,30	2.1	2.3	2.2	<0,30	8.5	0.64	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<1,0	<0,30	<1,0	<1,0	<1,0	11	24
GB304	<1,0	1.2	0.54	0.38	<1,0	1.3	0.92	<0,30	2.7	0.38	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<1,0	<0,30	<1,0	<1,0	<1,0	4.4	7.4
MB2	17	1.4	3.8	<0,30	4.7	2.8	3.7	<0,30	9.5	0.31	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<1,0	<0,30	<1,0	<1,0	<1,0	13	43
MB207	<0,60	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	0.21	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<1,0	<0,30	<1,0	<1,0	<1,0	0.21	0.21

4.1.2 Vandkvalitet foruden PFAS

Der er i vandprøverne, foruden PFAS, analyseret for cyanid, tungmetaller, BTEX, totalkulbrinter, PAH'er, phenoler og klorerede opløsningsmidler og disses nedbrydningsprodukter. Prøve-resultater er lagt sammen for hhv. boreområde "Nordvest", "Nordøst" og "Syd" som angivet på Figur 14.



Figur 11: Beliggenhed for borningsområder Nordvest, Nordøst og Syd

Analyseresultaterne for de udtagne vandprøver kan ses i Tabel 4-4, Tabel 4-5 og Tabel 4-6. Der er kun medtaget analyseresultater for de parametre, hvor der er truffet indhold over Miljøstyrelsens grundvandskvalitetskriterier (GKK). Prøverne er døgnprøver (24-timer flow) i løbet af 2021-2022, og prøverne af de forskellige borer er ikke taget på samme dag.

Tabel 4-4: Udvalgte analyseresultater for vandprøver udtaget i område "Nordvest". Overskridelser af Miljøstyrelsens grundvandskvalitetskriterie er markeret med fed

Borings id	Enhed	MB103	MB103	GB301	GB302	GKK
Dato		30.03.22	03.05.22	29.10.21	29.10.21	
Cyanid, total	µg/l	100.000	590	-	16	50
Cyanid, syreflygtig	µg/l	440	10	-	1,5	50
Arsen	µg/l	5,4	-	-	9,9	8

Bly	µg/l	13	-	1,1	1	1
Bly, feltfiltreret	µg/l	0,057	-	0,96	-	1
Chrom (VI)	µg/l	1,5	-	-	1,2	1
Jern	mg/l	3,6	-	-	-	-
Jern, feltfiltreret	mg/l	1,7	-	-	-	-
Nikkel	µg/l	2,9	-	-	14	10
Zink	µg/l	29	-	-	4	100
Benzen	µg/l	-	-	0,089	0,067	1
Sum af xylener	µg/l	-	-	0,068	0,23	5
BTEX (sum)	µg/l	-	-	0,18	0,37	-
Naphthalen	µg/l	-	0,083	4,4	< 0,02	1
Totalkulbrinter	µg/l	86	-	17	56	9
PAH'er*	µg/l	-	1,17	-	i.p.	0,1
Total phenoler	µg/l	-	0,11	-	0,19	0,5

GKK: Miljøstyrelsens grundvandskvalitetskriterium.

i.p.: Ikke påvist

:- Intet kriterie/ikke analyseret

*Sum af benzo(b+k)fluoranthren, indeno(1,2,3-cd)pyren og benzo(ghi)perylene.

I det nordvestlige område er der fundet store koncentrationer af cyanid, langt over grundvandskvalitetskriteriet. Derudover indeholder vandet også tungmetallerne nikkel, chrom, bly og i nogle borerer også væsentlige koncentrationer af jern. Ydermere er der påvist koncentrationer over GKK af de aromatiske kulbrinter, benzen, toluen og naphthalen samt summen af xylener. Tillige er der truffet højt indhold af totalkulbrinter og total phenoler samt mindre indhold af PAH'er, der dog stadig ligger over GKK.

Tabel 4-5: Udvalgte analyseresultater for vandprøver udtaget i område "Nordøst". Overskridelser af Miljøstyrelsens grundvandskvalitetskriterie er markeret med fed.

Borings id	Enhed	MB105	MB106	MB107	MB107	MB1	GKK
Dato		30.03.22	11.04.22	11.04.22	01.06.22	29.10.21	
Cyanid, total	µg/l	100	83	60	87	110	50
Cyanid, syreflygtig	µg/l	8,7	3,8	1,7	7,1	5,9	50
Arsen	µg/l	9	7,3	15	-	14	8
Bly	µg/l	7,3	0,92	3,4	-	4,7	1
Bly feltfiltreret	µg/l	0,15	0,13	0,38	-	-	1
Chrom (VI)	µg/l	1,3	1,1	2,7	-	1,8	1
Jern	mg/l	10	0,82	7,4	-	-	-
Jern, feltfiltreret	mg/l	0,61	0,1	1,3	-	-	-
Nikkel	µg/l	8,9	7,6	3,9	-	6,3	10
Zink	µg/l	15	4,4	14	-	10	100
Benzen	µg/l	-	120	-	220	25	1
Toluen	µg/l	-	13	-	72	0,19	5
Sum af xylener	µg/l	-	260	-	360	8,8	5
BTEX (sum)	µg/l	-	390	-	650	34	-
Naphthalen	µg/l	0,04	590	280	-	16	1
Totalkulbrinter	µg/l	43	1600	2000	2700	170	9
PAH'er*	µg/l	0,15	-	0,44	-	0,18	0,1
Total phenoler	µg/l	6,1	268	1074	1500	1,71	0,5

GKK: Miljøstyrelsens grundvandskvalitetskriterium.

i.p.: Ikke påvist

:- Intet kriterie/ikke analyseret

*Sum af benzo(b+k)fluoranthren, indeno(1,2,3-cd)pyren og benzo(ghi)perylene.

For det område der er betegnet "Nordøst" er der også påvist indhold over GKK for cyanid, arsen, bly, chrom, de aromatiske kulbrinter, benzen, toluen, naphtalen og xylener. Foruden disse er der truffet høje koncentrationer af totalkulbrinter og phenoler, i stort set alle vandprøver udtaget i borerne i dette område.

Tabel 4-6: Udvalgte analyseresultater for vandprøver udtaget i område "Syd". Overskridelser af Miljøstyrelsens grundvandskvalitetskriterie er markeret med fed.

Borings id	Enhed	MB207	MB108	MB109	GB303	GB304	MB2	GKK
Dato		13.07.22	03.05.22	11.04.22	29.10.21	01.06.22	29.10.21	
Cyanid, total	µg/l	78	21	2	28	4,1	26	50
Cyanid, syreflygtig	µg/l	4,7	<1	<1	2,8	<1	2,4	50
Arsen	µg/l	28	12	16	41	-	13	8
Bly	µg/l	31	15	21	3,8	-	4,6	1
Bly feltfiltreret	µg/l	-	0,17	0,17	-	-	-	1
Chrom (VI)	µg/l	21	8,9	11	2,8	-	2,7	1
Jern	mg/l	-	12	29	-	-	-	-
Jern, feltfiltreret	mg/l	-	0,96	1	-	-	-	-
Nikkel	µg/l	34	22	15	16	-	47	10
Zink	µg/l	0,12	96	78	85	-	280	100
Benzen	µg/l	0,12	-	-	<0,02	<0,02	0,18	1
Toluen	µg/l	0,16	-	-	<0,02	0,11	0,045	5
Sum af xylener	µg/l	0,18	-	-	i.p.	0,059	0,16	5
BTEX (sum)	µg/l	0,46	-	-	i.p.	0,17	0,39	-
Naphtalen	µg/l	7,9	-	0,37	0,021	-	1,1	1
Totalkulbrinter	µg/l	51	47	<9	<9	<9	21	9
PAH'er*	µg/l	18,1	-	0,64	i.p.	-	0,013	0,1
Total phenoler	µg/l	-	-	0,28	i.p.	-	2,54	0,5

GKK: Miljøstyrelsens grundvandskvalitetskriterium.

i.p.: Ikke påvist

-: Intet kriterie/ikke analyseret

*Sum af benzo(b+k)fluoranthren, indeno(1,2,3-cd)pyren og benzo(ghi)perylene.

De udtagne vandprøver fra borerne i område "Syd" er generelt mindre forurenede end vandprøver udtaget i de to øvrige områder. Der er kun påvist cyanid over GKK i boring MB207 fra den 13.07.2022 samt zink fra boring MB2 den 29.10.2021. Modsat er der påvist arsen, bly, chrom og nikkel over GKK i alle de vandprøver, der er analyseret for disse.

Der er ikke påvist indhold af BTEXN over GKK i vandprøverne, med undtagelse af en mindre overskridelse af naphtalen i en af vandprøverne. I tre af de analyserede vandprøver er der også påvist indhold af totalkulbrinter over GKK, og i den ene også et højt indhold af PAH'er. I en anden vandprøve er der påvist overskridelser af både PAH'er og phenoler.

Generelt er der lavere indhold af de analyserede stoffer i vandprøverne udtaget i område "Syd".

Der er tidligere lavet vandanalyser af et andet rådgivningsfirma (DMR A/S, 2017), i nogle andre borer, ved Gammelby Ringvej og Gasværksgade. Analyseresultaterne (Tabel 4-4) viser at der er truffet meget høje koncentrationer af både totalkulbrinter, BTEX, PAH'er og phenoler.

Tabel 4-7: Analyseresultater af vandprøver fra tidligere undersøgelse af Dansk Miljørådgivning. Overskridelser af Miljøstyrelsens grundvandskvalitetskriterie er markeret med fed.

Boring ID	Enhed	GB4	GB5	GB6	GB6b	B8	GKK	
Filtersætning	m u.t	2,3-3,5	6,3-7,0	-	0,8-2,8	1,0-3,0	2,5-4,0	-
Totalkulbrinter	µg/l	i.p	i.p	i.a.	630	15.000	2.800	0,9
BTEX (sum)	µg/l	52	160	i.a.	4.700	55.000	4.700	-
PAH'er*	µg/l	6,9	51	i.a.	76	13.000	1.700	0,1
Phenoler	µg/l	i.p	0,85	i.a.	354	1.553	2.467	0,5
Cyanid	µg/l	i.a.	i.a.	100	82	68	i.a.	50
Arsen	µg/l	41	73	i.a.	12	9,2	30	8
Bly	µg/l	54	910	i.a.	3,9	32	16	1
Cadmium	µg/l	i.p	2	i.a.	i.p	i.p	i.p	0,5
Chrom	µg/l	73	46	i.a.	i.p	i.p	i.p	25
Nikkel	µg/l	36	38	i.a.	i.p	i.p	25	10

GKK: Miljøstyrelsens grundvandskvalitetskriterium.

i.p.: Ikke påvist

i.a.: Ikke analyseret

*Sum af benzo(b+k)fluoranthren, indeno(1,2,3-cd)pyren og benzo(ghi)perylene.

4.2 Forsøg med flokkulering efterfulgt af aktivt kul og resiner

Vandrensning.com har tidligere udført vandrensningsprojekter på bl.a. brandskoler og depotier både i Sverige og Danmark. De har i juni 2022 modtaget grundvand fra to borer på Taurusvej. De har udført et testforsøg på vandet og anvendt deres flokkuleringmiddel og derefter oprenset på kolonner med aktivt kul og derefter resin, for at opnå en optimal klarhed i vandet og identificere den mest effektive fjernelse af PFAS-forbindelserne og tungmetaller.

4.2.1 Metodebeskrivelse

Processen involverer flere trin. Der vil som det første være nødvendigt at lede det oppumpede grundvand igennem en buffercontainer for at kunne kontrollere flowet. Efter buffercontaineren vil vandet pumpes igennem et flokkuleringstrin, hvor formålet er at udfælde så meget suspenderet stof som muligt. Det involverer tilsætning af jernklorid, polymerer og et specielt PFAS-flokkuleringmiddel.

Der er udført et forsøg på vand fra Taurusvej i 2 forskellige borer; GB302 og MB107.

Ved flokkuleringen blev der anvendt Fluorloc som er et specielt PFAS flokkuleringmiddel, som binder PFAS til de dannede slamflokke. Inden udtagelse af prøverne blev tankene grundigt omrørt, for at sikre en repræsentativ prøve. Der blev anvendt ens dosering til alle flokkuleringerne, for at kunne sammenligne på tværs. Vandets farve og indhold af øvrige komponenter indikerer at der for nogen vandtyper kunne været anvendt mindre mængder PAX og Fluorloc, uden at det havde påvirket reduktionen. I forsøget blev den samme dosering af kemikalier anvendt til alle prøver:

- PAX (Polyaluminiumchlorid) – 500 ml/m³
- FF (Fluorlok) – 500 ml/m³
- Polymer 1330A - 30 ml/m³

For at adskille flokke og vand ledes vandet igennem en lamelseperator og fra lamelseperatoren pumpes vandet op i en slamopsamlingstank. Hvor det producerede slam skal køres til destruktion (forbrænding?). Det er muligt at der vil blive produceret en yderligere vandmængde

hvis det bliver nødvendigt at afvande slammet. Vandet fra lamelseperatoren pumpes derefter igennem et sandfilter, inden første trin af selv oprensningen for PFAS påbegyndes på en kolonne med aktivt kul og derefter oprensning på to resinkolonner. Det vurderes at anlægget kan klare en vandmængde på 4 m³/time og i perioder større flows.

Rense-effekten er blevet beregnet ud fra analyseresultaterne. Rense-effekten angiver, hvor stor en procentdel af PFAS der er fjernet gennem behandlingen. Rense-effekten (%) er beregnet som:

$$\text{Rense-effekt} = \frac{\text{Koncentration Urenset/Før} - \text{Koncentration Renset/Efter}}{\text{Koncentration Urenset/Før}} \times 100$$

hvor

- Urenset/Før er koncentrationen af PFAS i prøven før behandling
- Renset/Efter er koncentrationen af stoffet i prøven efter behandling

Hvis værdien for prøven var under detektionsgrænsen, blev detektionsgrænsen anvendt som værdi i beregningen.

4.2.2 Resultater

Der er udført et testforsøg på vandet fra Taurusvej (2 boringer; GB302 og MB107), og resultatet af dette testforsøg kan ses i Tabel 5.

Tabel 4-8: Analyseresultater af prøver før og efter behandling med Vandrensning.com's metode.

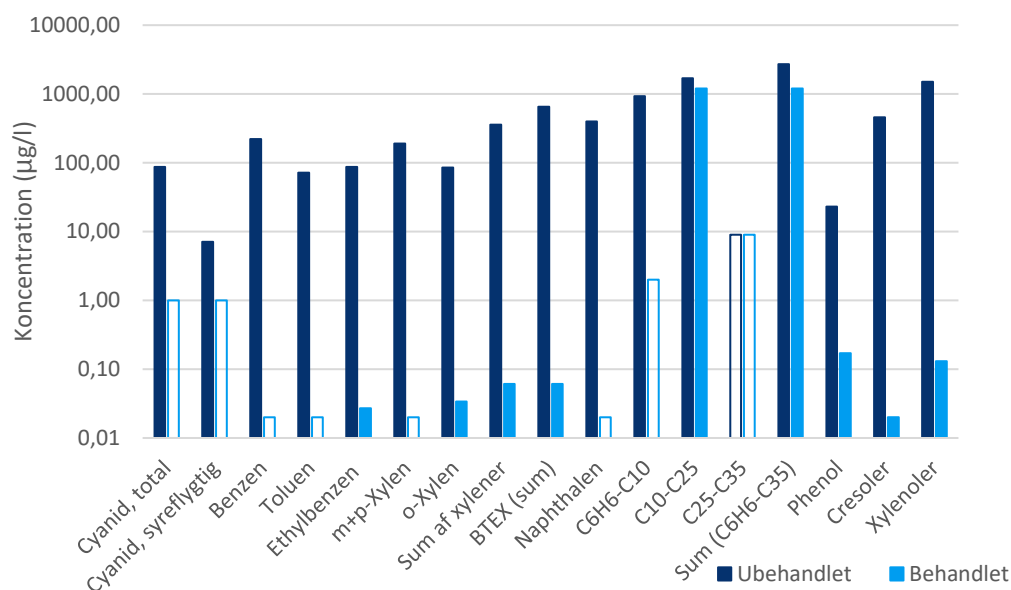
	Enheden	MB107			GB302		
		Før	Efter	Renseeffekt	Før	Efter	Renseeffekt
Cyanid, total	µg/l	87	<1	98,85 %	-	-	-
Cyanid, syreflygtig	µg/l	7,1	<1	85,92 %	-	-	-
Benzen	µg/l	220	<0,02	99,99 %	-	-	-
Sum af xylener	µg/l	72	<0,02	99,97 %	-	-	-
BTEX (sum)	µg/l	650	0,061	99,99 %	-	-	-
Naphthalen	µg/l	400	<0,02	99,99 %	-	-	-
Totalkulbrinter	µg/l	2700	1200	55,56 %	26	920	-
PFBA (Perfluorbutansyre)	ng/l	7,2	<0,60	91,67 %	21	<0,60	97,14 %
PFBS (Perfluorbutansulfonsyre)	ng/l	1,3	<0,30	76,92 %	130	<0,30	99,77 %
PFPeA	ng/l	2,5	1,8	28,00 %	21	2,8	86,67 %
PFPeS	ng/l	<0,30	<0,30	-	140	<0,30	99,79 %
PFHxA	ng/l	2,7	0,32	88,15 %	87	0,43	99,51 %
PFHxS	ng/l	3,9	<0,30	92,31 %	250	<0,30	99,83 %
PFHpA	ng/l	4,2	<0,30	92,86 %	11	<0,30	97,27 %
PFHpS	ng/l	<0,30	<0,30	-	1,7	<0,30	82,35 %
PFOA	ng/l	20	<0,30	98,50 %	5,9	<0,30	94,92 %
PFOS	ng/l	3,4	<0,20	94,18 %	14	<0,20	98,57 %
Sum 4 PFAS	ng/l	27	i.m.	-	270	i.m.	-
Sum 22 PFAS	ng/l	45	2,1	95,33 %	680	3,2	99,53 %

- : ikke analyseret

i.m. : ikke målbart

Der ses af resultaterne i Tabel 4-8 at de fleste PFAS er reduceret til under detektionsgrænsen i vandprøverne efter behandlingen. Ligeledes er de stoffer som der er analyseret for i vandet fra boring MB107, f.eks. benzen, toluen og naphthalen. Til gengæld ses der ikke en tilsvarende reduktion i indholdet af totalkulbrinter. Faktisk er indholdet af totalkulbrinter steget.

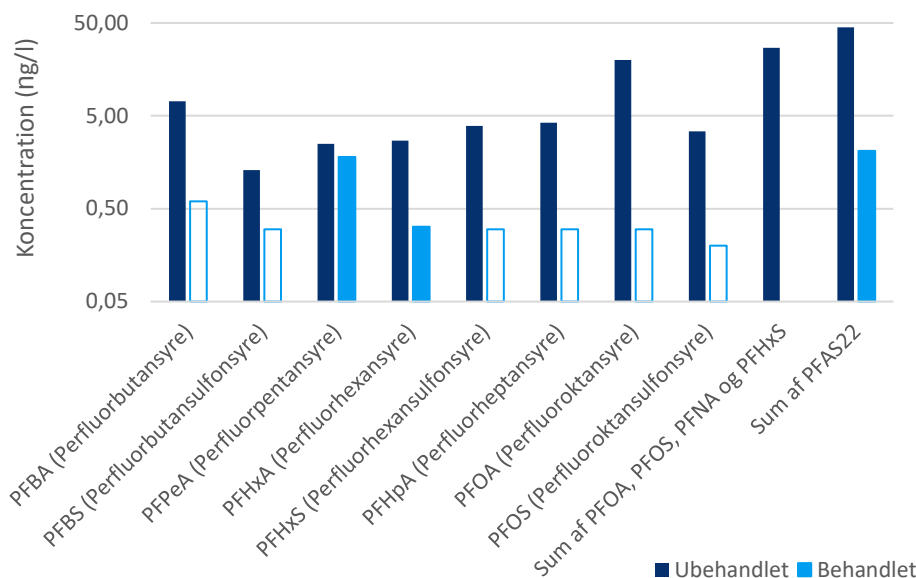
Resultaterne for reduktion af kulbrinter i MB107 og PFAS i både MB107 og GB302 er visualiseret i Figur 12 til Figur 14. Koncentrationer for ubehandlet og behandlet grundvand er vist i blå søjler. En tom søjle i diagrammerne indikerer, at der ikke blev målt nogen koncentration over detektionsgrænsen for denne PFAS-forbindelse.



Figur 12: Indhold af kulbrinter i vandprøverne fra MB107, udtaget før og efter vandbehandling med flokkulering, aktivt kul og resiner.

I Figur 12 vises indholdet af forskellige kulbrinter i vandprøver fra MB107 før og efter behandling med flokkulering, aktivt kul og resiner. Resultaterne viser en markant reduktion i koncentrationerne af de fleste kulbrinter efter behandlingen. Særligt benzen, toluen, ethylbenzen og xylen blev reduceret til under detektionsgrænsen, hvilket indikerer en meget effektiv fjernelse af disse flygtige aromatiske forbindelser. De største rense-effekter blev påvist for BTEX-forbindelserne og naphthalen, hvor koncentrationerne faldt fra høje udgangsniveauer til næsten ikke-målbare værdier. Totalkulbrinter blev dog kun reduceret med cirka 56 %, hvilket tyder på, at de tungere kulbrinter eller mere komplekse forbindelser er vanskeligere at fjerne med den anvendte metode.

Samlet set viser behandlingen en meget høj effektivitet for de lette og flygtige kulbrinter, mens der er udfordringer med at reducere indholdet af totalkulbrinter og visse tungere forbindelser. Dette peger på, at yderligere eller supplerende behandlingstrin kan være nødvendige for at opnå tilstrækkelig fjernelse af alle kulbrinter.

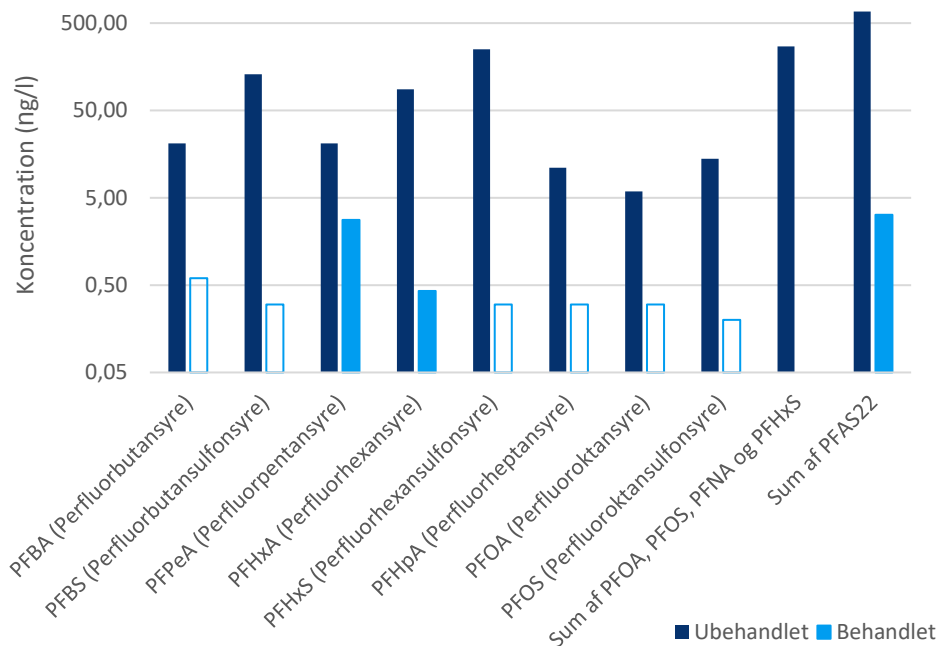


Figur 13: Indhold af PFAS i vandprøverne fra MB107, udtaget før og efter vandbehandling med flokkulering, aktivt kul og resiner.

Figur 13 illustrerer reduktionen af PFAS-forbindelser i vandprøver fra MB107 efter behandling med flokkulering, aktivt kul og resiner. De fleste PFAS-forbindelser, herunder PFBA, PFBS, PFHxS, PFHpA, PFOA og PFOS, blev reduceret til under detektionsgrænsen eller til meget lave niveauer, hvilket vidner om en effektiv fjernelse af disse stoffer.

De største rense-effekter blev påvist for PFOA og PFOS, hvor rense-effekten var over 94 %. PFHxS og PFHpA blev også fjernet med over 90% effektivitet. PFPeA havde den laveste rense-effekt med kun 28% reduktion, hvilket indikerer, at denne kortkædede PFAS-forbindelse er vanskeligere at fjerne.

Samlet set viser resultaterne fra MB107, at behandlingen er særligt effektiv over for de fleste PFAS-forbindelser, især de langkædede stoffer. Dog er der udfordringer med at fjerne visse kortkædede PFAS, hvilket bør tages i betragtning ved valg af renseteknologi til grundvand med blandet PFAS-forurening.



Figur 14: Indhold af PFAS i vandprøverne fra GB302, udtaget før og efter vandbehandling med flokkulering, aktivt kul og resiner. Dette er ikke målt i prøverne fra boring MB107.

I Figur 14 ses PFAS-koncentrationerne i prøver fra GB302 før og efter behandling med flokkulering, aktivt kul og resiner. Der ses der en forskel i udgangsniveauet og restindholdet af PFAS-typer med boring MB107 i det, at PFAS-indholdet ligger meget højere i GB302. De fleste PFAS-forbindelser blev reduceret i GB302 til under detektionsgrænsen eller til meget lave koncentrationer. Særligt PFBS og PFHxS blev fjernet med over 99% effektivitet, hvilket viser, at metoden er særdeles effektiv for disse stoffer. De største rense-effekter blev opnået for PFBS, PFHxS, og PFOS, hvor koncentrationerne efter behandling var tæt på eller under detektionsgrænsen. PFPeA og PFHxA havde lidt lavere rense-effekter, men stadig over 86 % for PFPeA og over 99 % for PFHxA. PFHpA og PFOA blev også reduceret med over 94% effektivitet.

Resultaterne fra GB302 indikerer, at behandlingen er meget effektiv over for både langkædede og flere kortkædede PFAS-forbindelser, og er mere effektiv i denne boring end i boring MB107 med lavere udgangskoncentrationer.

Resultaterne fra begge borerne viser, at flokkulering med aktivt kul og resiner er meget effektive til at reducere koncentrationen af de fleste PFAS-forbindelser til under detektionsgrænsen eller til meget lave niveauer. Særligt PFBS, PFHxS, PFOS og PFOA blev fjernet med høj effektivitet i begge borerne.

4.3 Forsøg med skumfraktionering

Skumfraktionering (SAFF) er afprøvet som mulig renseteknologi til oprensning af grundvand fra projektet omkring Taurusvej, Esbjerg. Det Svenske vandrensningsfirma, Envitech AB, har udført laboratorieskalaforsoget.

4.3.1 Metodebeskrivelse

Det PFAS-holdige vand overføres til den første af testkolonnerne, hvor selve behandlingen foregår (se Figur 15). Testanlægget til laboratorieforsøget består af 2 flere kolonner, hvor skummet fra 1. trin overføres til 2. trin og det PFAS-holdige skum herfra opsamles, og procesvandet opsamles og analyseres også.



Figur 15: SAFF forsøgsopstilling

Der er anvendt ca. 150 l vand til forsøg, som er opsamlet i 25 liters polyethylen (PE) dunke. Vandet der er anvendt til i testkolonnen gennembobles med rent oxygen, som indstilles til en frekvens, hvor skumdannelsen er maksimal.

I test 1 blev der anvendt en kontinuerlig høj frekvens på pumpen, der blev anvendt til indblæsning af oxygen igennem hele testtiden (1 time). Den mængde energi der er anvendt til denne test, svarer til 90 % af ydelsen på den vakuumpumpe, der er anvendt.

I test 2 blev der anvendt en trinvis øgning af intensiteten på pumpeydelsen fra 30 % til 90 % i løbet af testtiden på 1 time til gennemboblingen i test 2. Intensiteten er blevet øget hvert 10. minut. De sidste 3 minutter af hver test, er der udført en procedure, benævnt af Envitech som "top-up". "Top-up" betyder at alt skum/top af overfladevæske overføres til opsamlingsbeholderen. Herved presses de forureningskomponenter i grænsefladen op over kanten.

	Volume (L)	Tid for udtagning af prøve (min)	Kommentar
Test 1			
Ubehandlet vand	Ca 75 L	3 min	Prøven var udtaget efter opblanding af hele prøvemængden i ca. 5 min.
Behandlet vand	Ca 73 L	3 min	
Skum	Ca 1-1,5 L	3 min	1 prøve udtaget af skum + "top-up" vand

Test 2

Ubehandlet vand	Ca 75 L	3 min	Prøven var udtaget efter opblanding af hele prøvemængden i ca. 5 min.
Behandlet vand	Ca 73 L	3 min	
Skum	Ca 1-1,5 L	3 min	1 prøve udtaget af skum + top-up water

Efter behandling af vandet er både procesvand, skum (foamate) fra begge metoder sendt til analyse ved Eurofins Miljø A/S, hvor prøverne er analyseret for PFAS, phenoler, tjærestoffer, tungmetaller, cyanid og indhold af kulbrinter.

Rense-effekten er blevet beregnet baseret på analyseresultaterne. Rense-effekten angiver, hvor stor en procentdel af PFAS der er fjernet gennem behandlingen. Rense-effekten (%) er beregnet som:

$$\text{Rense-effekt} = \frac{\text{Koncentration Urenset/Før} - \text{Koncentration Renset/Efter}}{\text{Koncentration Urenset/Før}} \times 100$$

hvor

- Urenset/Før er koncentrationen af PFAS i prøven før behandling
- Renset/Efter er koncentrationen af stoffet i prøven efter behandling

Hvis værdien for prøven var under detektionsgrænsen, blev detektionsgrænsen anvendt som værdi i beregningen.

4.3.2 Resultater

Der er udtaget prøver til analyser af vandet før behandling, samt en prøve af skummet fra de to test og det behandlede vand, som er analyseret ved analyselaboratoriet Eurofins Miljø A/S.



Figur 16: Skumdannelse i grundvandet ved forsøg med høj frekvens

Resultaterne i Tabel 4-9 fra Test 1 af SAFF-behandlingen viser en tydelig reduktion i koncentrationen af PFAS-forbindelser i grundvandet. Særligt PFOS og PFHxS blev reduceret markant, hvor PFOS faldt fra 110 ng/l til 6,9 ng/l, PFHxS fra 180 ng/l til 62 ng/l og PFHpS fra 4,5 til 0,39 ng/l. Dette svarer til rens-effekter på henholdsvis 94% og 66%, hvilket indikerer, at SAFF-metoden har en god evne til at fjerne disse PFAS-forbindelser. De mindst succesfulde reduktioner blev observeret for de kortkædede PFAS-forbindelser, hvor eksempelvis PFBA, PFHxA og PFBS kun blev reduceret marginalt eller slet ikke. Dette peger på, at SAFF-metoden har begrænset effekt på de kortkædede PFAS, mens de langkædede forbindelser fjernes mere effektivt.

Test 2 af SAFF-behandlingen viser bedre resultater for fjernelse af PFAS sammenlignet med Test 1. PFOS blev reduceret fra 91 ng/l til 0,7 ng/l og PFHxS fra 190 ng/l til 3,3 ng/l, hvilket svarer til rens-effekter på henholdsvis 99% og 98%. Dette indikerer, at en optimeret SAFF-

proces kan opnå næsten fuldstændig fjernelse af de langkædede PFAS-forbindelser. De største udfordringer ses fortsat for de kortkædede PFAS, hvor eksempelvis PFBA og PFHxA kun blev reduceret lidt eller slet ikke. Dette understreger, at selv ved optimeret drift er SAFF-metoden bedst til at fjerne langkædede PFAS, mens de kortkædede forbindelser er mere resistente over for behandlingen.

Tabel 4-9: Analyseresultater af prøver før og efter behandling med Envytech's metode SAFF test 1 og 2. " - ": ikke analyseret; "i.m.": ikke målbart

	Enheden	SAFF Test 1			SAFF Test 2		
		Før	Efter	Renseeffekt	Før	Efter	Renseeffekt
Cyanid, total	µg/l	55	45	18,2	54	48	11,1
Cyanid, syreflygtig	µg/l	2,3	3,6	-56,5	2,3	2,5	-8,7
Benzen	µg/l	< 0,02	< 0,02	-	< 0,02	< 0,02	-
Naphthalen	µg/l	0,014	< 0,01	-	< 0,01	< 0,01	-
Totalkulbrinter	µg/l	59	37	37,3	55	35	36,4
PFBA	ng/l	8	8	0,0	8,2	8,4	-2,4
PFBS	ng/l	39	31	20,5	40	31	22,5
PFPeA	ng/l	12	10	16,7	11	11	0,0
PFPeS	ng/l	37	28	24,3	43	21	51,2
PFHxA	ng/l	34	19	44,1	30	26	13,3
PFHxS	ng/l	180	62	65,6	190	3,3	98,3
PFHpA	ng/l	7,9	3,5	55,7	6,1	1,1	82,0
PFHpS	ng/l	4,5	0,39	91,3	3,8	0,3	92,1
PFOA	ng/l	11	1,9	82,7	11	0,3	97,3
PFOS	ng/l	110	6,9	93,7	91	0,7	99,2
Sum 4 PFAS	ng/l	300	71	76,3	290	4	98,6
Sum 22 PFAS	ng/l	440	170	61,4	440	100	77,3

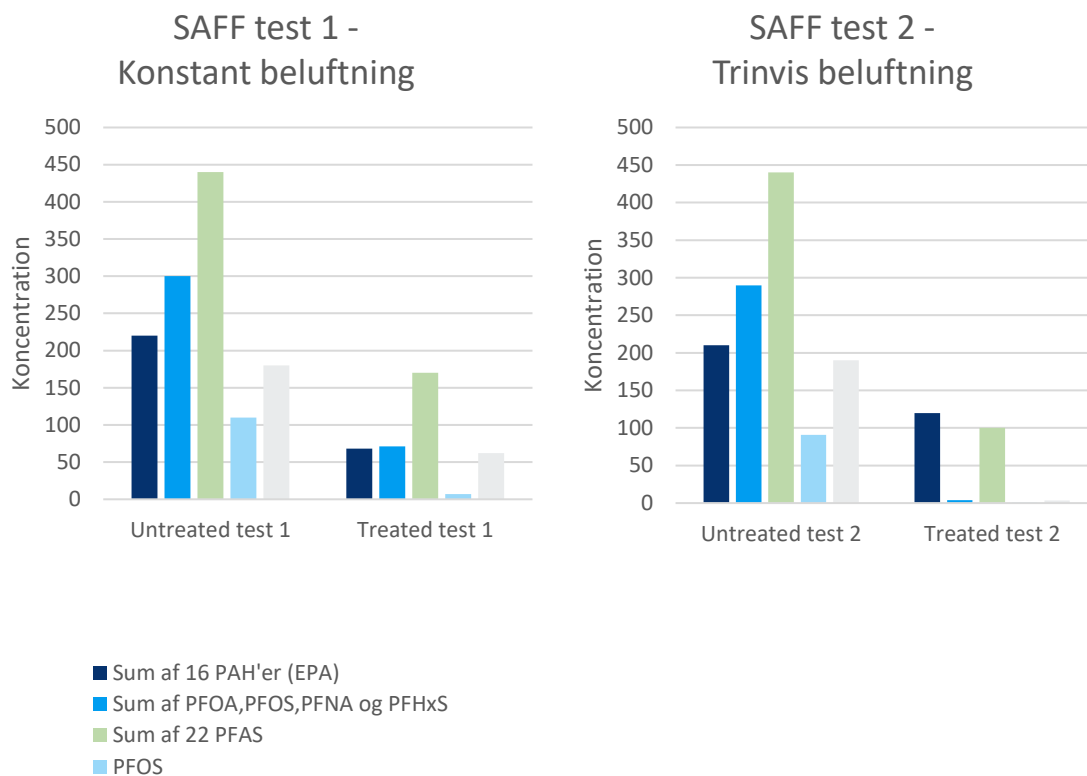
Resultaterne i Figur 17 fra Test 1 af SAFF-behandlingen viser den tydelige reduktion i koncentrationen af PFAS-forbindelser i grundvandet. For sum af PFAS4 blev koncentrationen reduceret fra 300 ng/l til 71 ng/l, hvilket svarer til en rense-effekt på 76%. For sum af PFAS22 faldt koncentrationen fra 440 ng/l til 170 ng/l, hvilket giver en rense-effekt på 61%. Disse resultater viser, at SAFF-behandlingen generelt er effektiv, men at der stadig er restkoncentrationer af PFAS efter behandlingen.

Det rensede grundvand fra **SAFF-test 1** indeholder 71 ng/L PFAS4 og 170 ng/L PFAS22 og **overholder ikke tilladelsesgrænserne** på 20 ng/L PFAS4 for udledning i Esbjerg Kommune.

Test 2 af SAFF-behandlingen viser bedre resultater for fjernelse af PFAS sammenlignet med Test 1. For sum af PFAS4 i Test 2 af SAFF-behandlingen faldt koncentrationen fra 290 ng/l til 4 ng/l, hvilket giver en rense-effekt på 99%. Sum af PFAS22 blev reduceret fra 440 ng/l til 100 ng/l, svarende til en rense-effekt på 77%.

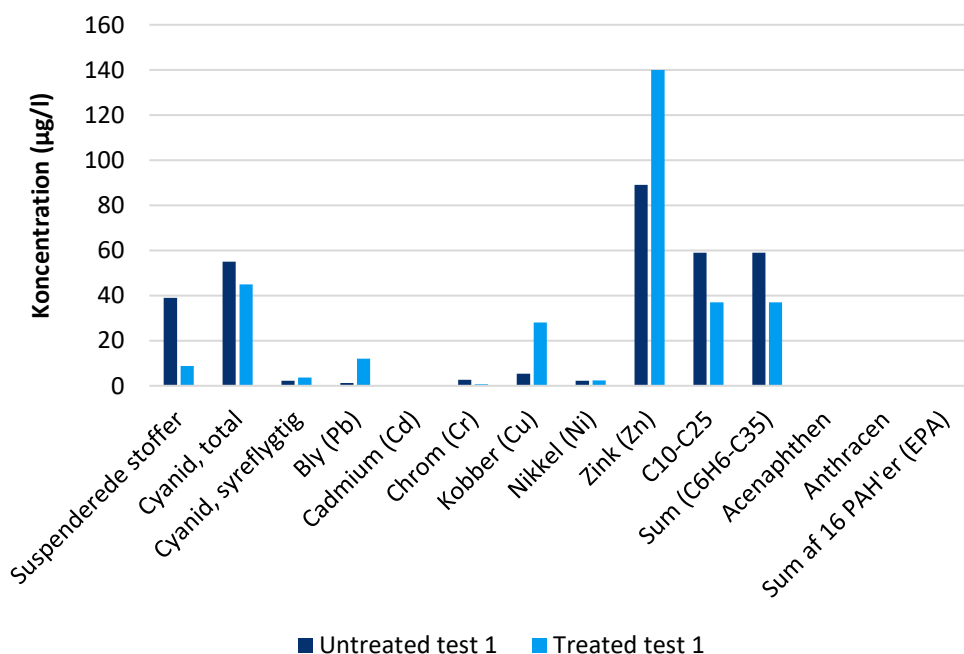
Det rensede grundvand fra **SAFF test 2** indeholder 4 ng/L PFAS4 og 100 ng/L PFAS22 og **overholder tilladelsesgrænserne** på 20 ng/L for udledning i Esbjerg Kommune.

Samlet set viser Figur 17, at SAFF-behandlingen kan reducere hovedparten af de langkædede PFAS-forbindelser betydeligt, men at der stadig er udfordringer med at opnå tilstrækkelig fjernelse af de kortkædede stoffer. Resultaterne viser også, at Test 2 generelt har højere rense-



Figur 17: Indhold af PFAS og totalkulbrinter i vandprøverne, udtaget før og efter behandling med SAFF. PAH'er angivet i ug/l, PFAS angivet i ng/l.

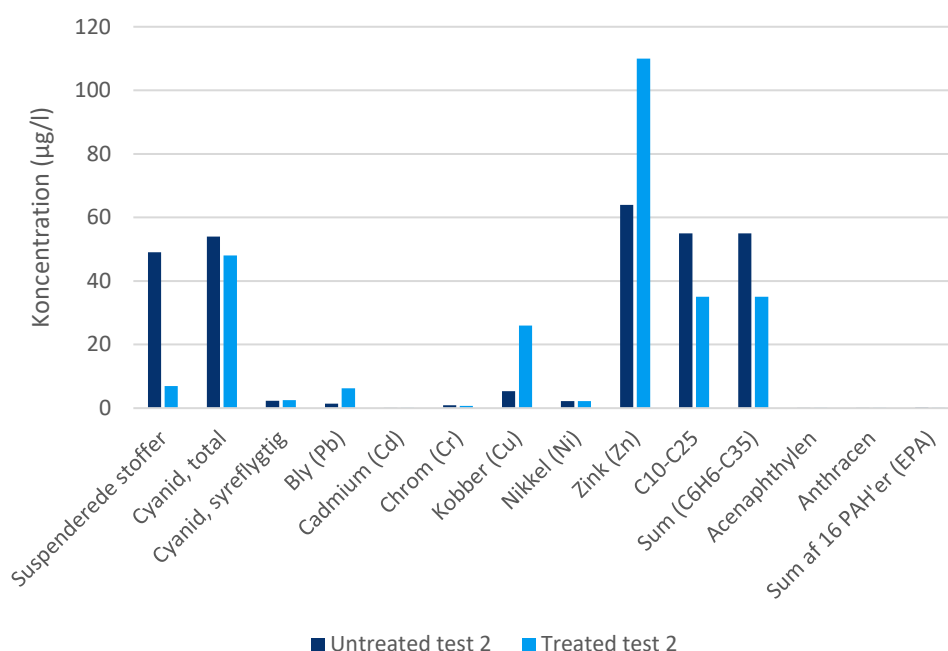
effekt end Test 1, især for de vigtigste PFAS-parametre. Dette bør tages i betragtning ved valg af SAFF til grundvand med blandet PFAS-forurening.



Figur 18: Indhold af kulbrinter og tungmetaller i vandprøverne, udtaget før og efter behandling med SAFF test 1

Figur 18 viser effekten af SAFF-behandlingen på indholdet af kulbrinter og tungmetaller i grundvandet under Test 1. Der ses en vis reduktion i totalkulbrinter C10-25 fra 59 µg/l til 37 µg/l. Dette svarer til en rense-effekt på ca. 37% for totalkulbrinter. For bly, kobber, zink og nikkel ses dog en stigning i koncentrationen efter behandlingen, hvilket kan skyldes frigivelse fra partikler eller ændringer i kemiske forhold under processen. Dette indikerer, at SAFF-processen ikke er effektiv for tungmetaller. De største reduktioner blev opnået for suspenderede stoffer og visse PAH'er, hvor koncentrationerne faldt markant efter behandlingen. Det er ikke synligt på Figuren pga. skalaen, men PAH'er i test 1 faldt koncentrationen af PAH fra 220 ng/l før behandling til 68 ng/l efter behandling, hvilket svarer til en rense-effekt på ca. 69%.

Samlet set indikerer resultaterne fra Figur 16, at SAFF-behandlingen har en vis effekt på kulbrinter dog ikke tungmetaller.



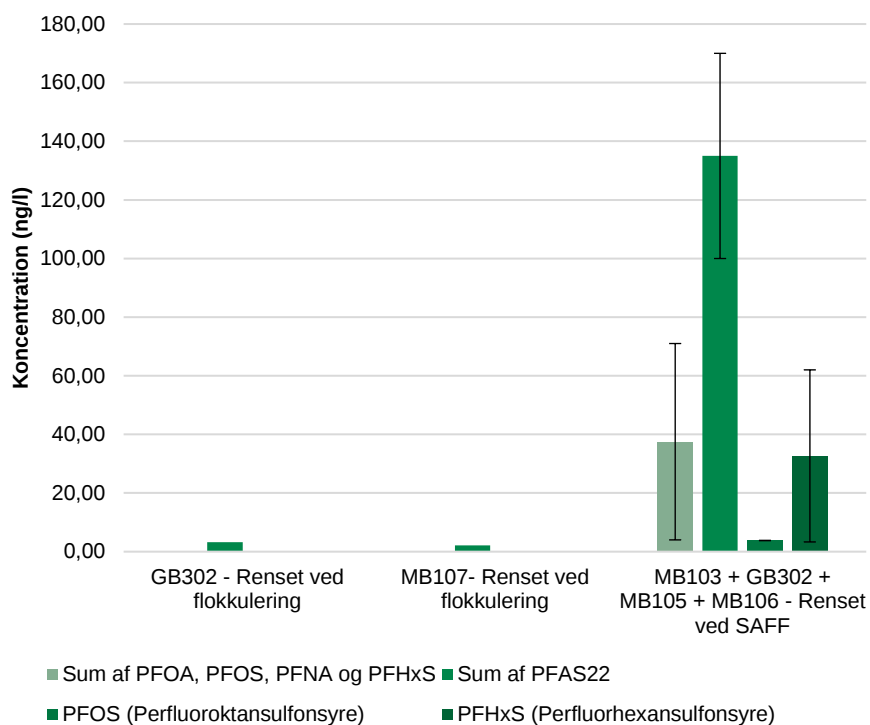
Figur 19: Indhold af kulbrinter og tungmetaller i vandprøverne, udtaget før og efter behandling med SAFF test 2

I Figur 19 ses resultaterne af SAFF-behandlingen på kulbrinter og tungmetaller under Test 2. Her blev koncentrationen af totalkulbrinter reduceret fra 55 µg/l til 35 µg/l, svarende til en rense-effekt på ca. 36%. Suspenderede stoffer blev også reduceret markant, hvilket viser, at SAFF-processen effektivt kan fjerne partikulært materiale. For flere tungmetaller, herunder bly, kobber, nikkel og zink, ses dog igen en stigning i koncentrationen efter behandlingen. Dette kan skyldes, at de frigives fra partikler under processen. Chrom blev reduceret men kun i begrænset omfang. De største reduktioner blev opnået for PAH'er og visse organiske forbindelser, hvor koncentrationerne faldt betydeligt efter behandlingen. Det er ikke synligt på figuren pga. skalaen, men PAH'er i test 2 blev reduceret fra 210 ng/l til 120 ng/l, hvilket giver en rense-effekt på ca. 43%, så et lavere rense-effekt end i test 1. Dette understreger, at SAFF kan have en positiv effekt på fjernelse af visse organiske forureninger, selvom effekten på tungmetaller er begrænset.

Samlet set viser Figur 19, at SAFF-behandlingen i Test 2 har en god effekt på partikulært stof og udvalgte organiske forbindelser, men at der fortsat er udfordringer med fjernelse af tungmetaller.

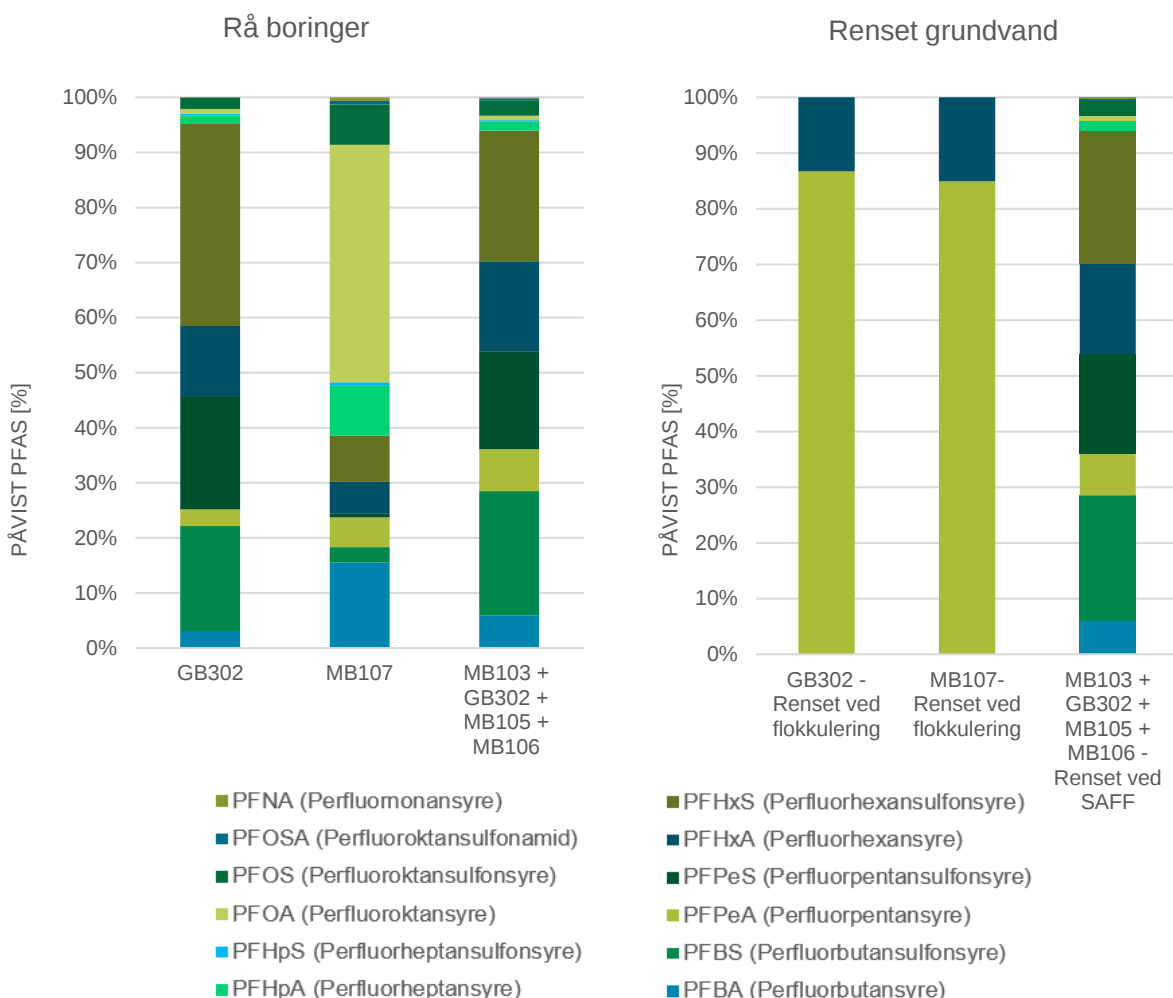
4.4 Konklusioner

Figur 20 viser et konkluderende diagram på PFAS-koncentrationerne i grundvandsprøverne efter rensning med flokkulering og SAFF.



Figur 20: PFAS-koncentrationer i grundvandsprøverne efter rensning med flokkulering vs. SAFF

Det fremgår tydeligt, at flokkulering med aktivt kul og resiner har været mest effektiv til at reducere koncentrationen af både langkædede og kortkædede PFAS-forbindelser. I prøverne fra GB302 og MB107, hvor flokkulering er anvendt, er koncentrationerne af sum af PFOA, PFOS, PFNA og PFHxS samt sum af PFAS22 reduceret til næsten nul. I modsætning hertil ses der i prøverne, der er behandlet med SAFF, stadig et restindhold af PFAS, især for sum af PFAS22 og PFHxS. Selvom SAFF-processen har reduceret koncentrationerne betydeligt, er effekten ikke lige så markant som ved flokkulering. Flokkulering med efterfølgende aktivt kul og resin er mere effektiv til at fjerne PFAS fra grundvandet under de givne betingelser.



Figur 21: Ændring af PFAS-fingerprints i grundvandsprøverne efter rensning med flokkulering vs. SAFF

Figur 21 illustrerer, hvordan PFAS-sammensætningen i grundvandsprøverne ændrer sig som følge af behandling med henholdsvis flokkulering og SAFF. Figuren giver dermed et billede af, hvordan PFAS-sammensætningen "redistribueres" som følge af de forskellige renseteknologier, og hvilke forbindelser der bliver dominerende i det behandlede vand.

På venstre side af figuren ses de ubehandlede prøver, hvor PFAS-fordelingen afspejler den oprindelige forurening i grundvandet. Her dominerer især PFBA, PFBS, PFHxA, PFHxS, PFHpA, PFOA og PFOS, og der er en bred fordeling af både kortkædede og langkædede PFAS-forbindelser. På højre side af figuren vises de behandlede prøver. De to venstre søjler repræsenterer prøver behandlet med flokkulering, aktivt kul og resiner, mens den højre søjle viser prøven behandlet med SAFF.

Efter behandling med flokkulering ses en markant ændring i PFAS-fordelingen: de fleste forbindelser er reduceret til meget lave niveauer, og der er næsten ingen PFAS tilbage. Kun enkelte kortkædede forbindelser som PFPeA og PFHxA kan stadig spores, men i meget små mængder.

I prøven behandlet med SAFF ses en anderledes fordeling. Her er der stadig et restindhold af flere PFAS-forbindelser, især de kortkædede som PFBA, PFBS, PFPeA og PFHxA. De langkædede PFAS, såsom PFOS og PFHxS, er dog også reduceret betydeligt, men ikke til samme lave niveau som ved flokkulering. Det betyder, at PFAS-profilen i det behandlede vand efter

SAFF er præget af en relativ overvægt af kortkædede forbindelser, mens de langkædede forbindelser er fjernet mere effektivt.

5. Konklusioner og anbefalinger

Formål og samlet vurdering

Projektets formål var at identificere den mest velegnede renseteknologi til grundvand med PFAS-forurening samt samtidig fjernelse af øvrige miljøfarlige stoffer (cyanid, BTEX, naphtalen, totalkulbrinter, phenoler, PAH'er og tungmetaller) fra et historisk industriområde ved Taurusvej. Det overordnede resultat er, at en flertrins, "multi-barriere" behandlingslinje er nødvendig for robust overholdelse af både PFAS-krav og krav til øvrige forureninger. Én enkelt teknologi leverer ikke på tværs af alle stofgrupper. Konklusioner omkring testede renseteknologier er sammenfattet i Tabel 5-1.

PFAS-rensning

- Flokkulering + aktivt kul + resiner opnår meget høje fjernelseseffekter for både lang- og kortkædede PFAS. I vand fra GB302 og MB107 reduceres PFAS22 til hhv. 3,2 ng/l og 2,1 ng/l (≈95–99% fjernelse), og PFOS/PFOA bringes under detektionsgrænserne—dvs. praktisk talt fuld polering ved korrekt forbehandling og dosering. Reduktionen er tilstrækkeligt til at overholde udledningsgrænsen for PFAS4 (20 ng/l).
- SAFF er effektiv på langkædede PFAS (PFOS, PFHxS), men leverer begrænset reduktion for kortkædede (PFBA, PFHxA, PFPeA). Test 2 opnåede en PFAS4 på 4 ng/l som er tilstrækkeligt til at overholde udledningsgrænsen for PFAS4 (20 ng/l) men med restindhold af kortkædede PFAS i PFAS22.
- Destruktion af PFAS-holdige restprodukter bør tænkes ind fra start. SCWO og forbrænding har dokumenteret fuldskala-destruktion til under detektionsgrænser og anbefales til koncentreter, brugt kul/resin og SAFF-skum, for at undgå sekundær spredning.

Øvrige forureninger

- Ved flokkulering + aktivt kul + resiner reduceres BTEX og naphtalen i MB107 til under detektionsgrænser; totalkulbrinter reduceres ~56%, hvilket indikerer behov for supplerende oksidation/biologiske trin for de tungere fraktioner.
- SAFF reducerer partikulært stof og PAH, men er ikke målrettet tungmetaller—for bly, kobber, nikkel og zink ses i flere tilfælde stigninger efter behandling (formentlig frigivelse fra partikler/kemisk omfordeling). Derfor er SAFF uegnet som enestående teknologi, hvor metaller overskrider GKK.
- Forbehandling med sandfilter/beluftning og evt. biologisk sandfilter (med ilt tilførsel) anbefales for at nedbringe cyanid, phenoler, BTEX, PAH'er og jern før PFAS-trin.

Tabel 5-1: Konklusioner omkring anvendelighed af SAFF vs. flokkulering + GAC + resin til rensning af co-forurenet grundvand

Parameter	SAFF	Flokkulering, aktivt kul og resiner
Alle PFAS	Alle langkædede, men dårligere effekt for kortkædede, C6 og kortere.	Stort set alle PFAS er effektivt oprenset i testen, men der ses stadig indhold af PFPeA og PFHxA.

Effekt på kortkædede PFAS (C6 og kortere)	Moderat til lav; restindhold ses typisk (PFBA, PFHxA, PFPeA).	Høj ved korrekt dosering/forbehandling; PFAS22 til ~2–3 ng/l i forsøg.
Effekt på co-forureninger (BTEX, PAH'er, phenoler, cyanid)	BTEX/naphtalen til under LOQ; totalkulbrinter ~56%—kræver evt. supplerende trin.	Reducerer PAH og partikulært stof, ikke målrettet tungmetaller
Regulatorisk overholdelse (PFAS4)	Test 2 overholder PFAS4 (4 ng/l ≤ 20 ng/l); PFAS22 viser restindhold.	Overholder PFAS4 og bringer PFAS22 til ~2–3 ng/l i forsøg.
Affaldsstrømme og efterbehandling	Skumkoncentrat (0,2–3 m³ pr. 40.000 m³ vand); anbefalet destruktion (SCWO/termisk)	Slam, brugt kul/resin; anbefalet termisk/SCWO-destruktion.
Forbehandling	Forbehandling ikke altid nødvendig	Forbehandling krævet
Energibehov	~0,7 kWh/m³; lavt energibehov	< SAFF i kWh/m³, men kemikalier/medieomkostninger

Anbefalet behandlingslinje ved Taurusvej

1. **Forbehandling:** Sandfilter + beluftning for jern og sulfider; koagulering/flokkulering for suspenderet stof; evt. biologisk sandfilter for BTEX/phenoler/PAH'er (dokumenteret 95–99% under normal drift). Dette reducerer belastning på efterfølgende PFAS-trin og minimerer tilstopning/resinforbrug.
2. **Flokkulering + GAC + resin** (dokumenteret næsten fuld fjernelse for PFAS22; stærk på PFOS/PFOA og bedre end SAFF for kortkædede).
3. **Restprodukt-destruktion:** Brug SCWO til spent GAC/resin for at afslutte PFAS-kredsløbet uden nye emissioner.

Yderligere anbefalinger til implementering

- Udarbejd pilotdesign med parallel drift: SAFF + ionbytning versus flokkulering + GAC + resin, på vand fra min. to boringer (repræsentativt for høj/lav PFAS22 og metalsammensætning).
- Definér acceptkriterier for PFAS4, PFAS22, BTEX, PAH, cyanid og metaller (før og efter polering), og etabler monitoreringsplan inkl. PFAS-fingerprint (kort/langkædede), slam- og skumlogistik samt destruktionskapacitet

6. Referencer

- [1] Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer, Håndbog om undersøgelse og afværge af forurening med PFAS-forbindelser, 2022.
- [2] Miljø- og Fødevareministeriet, »Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord,« 2021 juli 2021. [Online]. Available: https://mst.dk/media/223446/liste-over-jordkvalitetskriterier-juli-2021_final1.pdf.
- [3] GEUS, Grundvandsovervågning - Status og udvikling 1989-2021, 2023.
- [4] S. Mette og J. Frank, »Optimering og dokumentation af biologisk renseanlæg på Østre Gasværk,« Miljøstyrelsen, 2009.
- [5] »www.envytech.se,« Envytech S.A., 18 10 2022. [Online].
- [6] Burns, D. J., et al. , »PFAS removal from groundwaters using Surface-Active Foam,« *Remediation*, 2021.
- [7] Evocra, »OCRA removes PFAS from contaminated water to below USA EPA drinking water criteria,« 2016.
- [8] Woodard S. et al. , »Ion exchange resin for PFAS removal and pilot test comparison to GAC,« *Remediation Journal* , 2017.
- [9] ECT2, »Adoption of resin technology following PFAS removal test at Air Force Base in New England,« [Online]. Available: <https://www.ect2.com/case-study/adoption-of-resin-technology-following-pfas-removal-test-at-air-force-base-in-new-england/>. [Senest hentet eller vist den 25 Oktober 2022].
- [10] Silhorko Eurowater A/S, »PFAS-forurenede drikkevand på Fanø skal renses med innovativt vandbehandlingsanlæg fra SILHORKO,« [Online]. Available: <https://www.silhorko.dk/dk/nyheder/pfas-fjernes-paa-fanoe>. [Senest hentet eller vist den 25 Oktober 2022].
- [11] Dixit F. et al. , »Removal of legacy PFAS and other fluorotelomers: Optimized regeneration strategies in DOM-rich waters,« *Water Research*, 2020.
- [12] Park, M. et al. , »Magnetic ion-exchange (MIEX) resin for perfluorinated alkylsubstance (PFAS) removal in groundwater: Roles of atomic charges for adsorption,« *Water Research*, 2020.
- [13] Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC), »PFAS Technical and Regulatory Guidance Document and Fact Sheets PFAS-1,« 2021.
- [14] J. With, »PFAS er en udfordring for drikkevandet flere steder i Danmark,« DANVA, 07 juni 2022. [Online]. Available: <https://www.danva.dk/nyheder/2022/pfas-er-en-udfordring-for-drikkevandet-flere-steder-i-danmark/>.
- [15] HOFOR, Mathilde Hedegaard, »Rensning for DMS på store vandværker,« i *Natur & Miljø*, Odense, 2022.
- [16] M. Riegel, S. Egner og F. Sacher, »Review of water treatment systems for PFAS removal,« Concawe, Brussels, 2020.
- [17] Maria C. Nymann et al., »How to capture and destroy PFAS: A Guide to Ending Forever Chemicals,« Aquarden, 2022.

- [18] F. R. Mikkelsen, »PFAS Destruction Through Supercritical Water Oxidation,« 2020.
- [19] U.S. EPA, »Potential PFAS destruction technology: electrochemical oxidation,« 2021.
- [20] Svenskt Vatten, »PFAS - hur kan svenska avlopps-reningsverk möta etmaningen. Rapport nr. 2022-7,« Svenskt Vatten AB, 2022.
- [21] P. McCleaf, Y. Kjellgren og L. Ahrens, »Foam fractionation removal of multiple per- and polyfluoroalkyl substances from landfill leachate,« AWWA Water science, 2021.
- [22] S. Woodard, J. Berry og B. Newman, »Ion exchange resin for PFAS removal and pilot test comparison to GAC,« Wiley, 2017.
- [23] N. Belkouteb, V. Franke, P. McCleaf, S. Kohler og L. Ahrens, »Removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in a full-scale drinking water treatment plant: Long-term performance of granular activated carbon (GAC) and influence of flow-rate,« Uppsala, 2020.
- [24] S. Stauder og P. Riedinger, »Umkehrosmose und Kornaktivkohle zur Enthärtung,« TZW-Kolloquium, 2017.
- [25] Evocra, »OCRA removes PFAS from contaminated water to below USA EPA drinking water criteria,« 2016.
- [26] M. Pettersson og A. Enell, »Fytoremediering av PFAS,« Nordvästra Skånes Renhållnings AB (NSR), 2021.
- [27] Aquarden Technologies, »Vi opsamler og destruerer PFAS,« 2021. [Online]. Available: <https://aquarden.com/wp-content/uploads/2021/06/Brandskole-PFAS-flyer-one-page-DK-Final.pdf>.
- [28] F. R. Mikkelsen, »PFAS Destruction Through Supercritical Water Oxidation,« Water online, 10 november 2020. [Online]. Available: <https://www.wateronline.com/doc/pfas-destruction-through-supercritical-water-oxidation-0001>. [Senest hentet eller vist den 2023].
- [29] Minerals Technologies, »FLUORO-SORB® Adsorbent: Removing PFAS Economically and Effectively,« 2022.

På mange lokaliteter i Danmark bliver der fundet miljøfarlige forureninger i grundvandet. Forurening med f.eks. PFAS kan findes i forbindelse med mange forskellige tidligere industrielle aktiviteter såsom brandøvelsespladser, lossepladser, tekstil- og papirindustri, malingsindustri.

Projektets formål er at identificere den mest velegnede renseteknologi til rensning af grundvand forurenet med PFAS og i varierende grad phenoler, cyanid og kulbrinter og PAH'er, oppumpet fra områder med historisk industriel forurening.



Miljøstyrelsen
Lerchesgade 35
5000 Odense C

www.mst.dk