

Teknikval för hållbar PFAS-rening i vattenverk

Pilotförsök, kostnader och klimatavtryck

Stephan Köhler
Ludwig Hedberg
Josefin Moberg
Andreas Lindhe
Theodor Halldin
Emilia Wall
Kaleb Engvall
Emma Johansson
Sofie Olofsson
Alva Kalm
Maria Hübinette
Josefine Svendsen
Annika Håkansson
Ellinor Andersson
Linda Sivertsson

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling (SVU) är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området.

Författarna är ensamt ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

Svenskt Vatten Utveckling

Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 16714 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 16751 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

RAPPORTENS TITEL	Teknikval för hållbar PFAS-rening i vattenverk. Pilotförsök, kostnader och klimatavtryck
TITLE OF THE REPORT	Technology choice for sustainable PFAS removal during drinking water production – pilot experiments, costs and carbon footprint
FÖRFATTARE	Stephan Köhler, Ludwig Hedberg och Josefin Moberg (Norconsult), Andreas Lindhe (Chalmers), Theodor Halldin och Emilia Wall (KTH), Kaleb Engvall (Uppsala universitet), Emma Johansson och Sofie Olofsson (LBVA), Alva Kalm, Maria Hübinette och Josefine Svendsen (Kungälv), Annika Håkansson, Ellinor Andersson och Linda Sivertsson (VIVAB)
RAPPORTNUMMER	2026-4
ANTAL SIDOR	96
SAMMANDRAG	Projektet har sammanställt underlag för teknikval när det gäller rening av PFAS 4 för de tre vanligaste teknikerna: aktivt kol, jonbyte och membranfiltrering. Hållbarhetsaspekter har skattats och det har gjorts överslagsmässiga beräkningar av drift- och investeringskostnader. Genom användning av multikriterieanalys visar rapporten hur olika aspekter kan jämföras och prioriteras. En arbetsprocess för teknikvalet presenteras också.
SUMMARY	A compilation was made of the technical options for treating PFAS 4, focusing on the three most important technologies. A multi-criteria analysis (WISER), sustainability assessment, and preliminary calculations for both operating and investment costs (LCC) provide the foundation for selecting the most suitable technology.
SÖKORD	Behandlingsteknik, teknikval, dricksvattenberedning, PFAS 4, hållbarhet, klimatberäkningsverktyg, WISER, pilotförsök
KEYWORDS	Treatment technology, choice of technique, drinking water production, PFAS 4, sustainability, climate tool, WISER, pilot experiments
MÅLGRUPPER	Processingenjörer, drifttekniker, planeringsavdelningar och beslutsfattare hos VA-organisationer, samt konsulter
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/
UTGIVNINGÅR	2026
UTGIVARE	© Svenskt Vatten AB
REFERENS	Köhler S., Hedberg L., Moberg J., Lindhe, A., Halldin T., Wall E., Engvall K., Johansson E., Olofsson S., Kalm A., Hübinette M., Svendsen J., Håkansson A., Andersson E. och Sivertsson L. (2026). <i>Teknikval för hållbar PFAS-rening i dricksvattenverk. Pilotförsök, kostnader och klimatavtryck</i> . SVU-rapport 2026-4. Stockholm: Svenskt Vatten.

Om projektet

PROJEKTNUMMER	24-102
PROJEKTETS NAMN	Ett praktiskt verktyg för att identifiera och välja en hållbar beredningsteknik för PFAS
PROJEKTETS FINANSIERING	Svenskt Vatten Utveckling, LBVA, VIVAB och Kungälv kommun

Förord

Införandet den 1 januari 2026 av det nya gränsvärdet 4,0 ng/l av PFAS 4 för dricksvatten hos användare är en stor utmaning för vattenverk som har råvatten som är förorenat med PFAS 4. När detta projekt initierades så fanns bara beredning av dricksvatten för borttagning av PFAS 4 med granulärt aktivt kol installerad i full skala. Inte alla råvatten lämpar sig dock för beredning med aktivt kol och det kan finnas begränsningar för utrymmet på vattenverk. Tillsammans med tre VA-organisationer identifierade Norconsult ett behov att ta fram underlag som ska kunna användas för bedömning och val av teknik för PFAS-rening. Detta underlag skulle inkludera både ekonomiska, samhällsmässiga och klimatmässiga aspekter.

I detta SVU-finansierade projekt så tog sig tre VA-organisationer (Laholmsbuktens VA, Kungälv kommun och Vatten & Miljö i Väst AB), ett universitet (Chalmers) och ett konsultbolag (Norconsult Sverige AB) an 4 ng/l-utmaningen.

Under projektets gång har det genomförts fem examensarbeten som alla är kopplade till frågor runt val av teknik, kostnader eller klimateffekter. Det var ett nöje att samarbeta med ett så duktigt gäng av unga civilingenjörer. Vi vill tacka Kaleb Engvall, Theodor Halldin, Emilia Wall, Jan Henrik Freese och Ludwig Hedberg som alla har skrivit utsökta examensarbeten om PFAS. Utan deras bidrag, lärdomar och insikter hade denna rapport inte blivit av.

Ett stort tack riktas också till Livsmedelsverket för deras bidrag med utvalda delar av denna rapport, samt Svenskt Vatten för möjligheten att via SVU delfinansiera intressanta projekt. Både Uppsala Vatten, Gästrikevatten och Norrvatten har delat med sig värdefulla pilotdata från sina respektive pilotförsök.

Vi tackar Norrvatten (Ewelina Basiak-Klingspetz) och Livsmedelsverket (Anna Forsberg) som har varit aktiva i referensgruppen och stöttat projektet.

Denna rapport är främst avsedd för processingenjörer och driftingenjörer på VA-organisationer. Delarna som rör kostnadsaspekter av olika tekniker kan vara av intresse för medarbetare i projekt- eller planeringsavdelningar inom VA-organisationer.

Författarna

Innehåll

Förord	2
Sammanfattning.....	4
Summary	5
1 Introduktion	6
1.1 Bakgrund	6
1.2 Projektets syfte och mål	6
1.3 Genomförande.....	7
2 Problematiken med PFAS i samhället	8
2.1 Bakgrund om PFAS.....	8
2.2 Kemisk struktur	8
2.3 Gruppering av PFAS-ämnen.....	9
2.4 Prekursorer.....	10
2.5 Spridning till grundvatten	11
2.6 Typiska PFAS-källor	12
3 Beredningsmetoder.....	14
3.1 Reningstekniker för PFAS i vatten.....	14
3.2 Definition av termer och variabler	15
3.3 Rening genom aktivt kol	16
3.4 Rening via jonbytare	19
3.5 Membranrening.....	22
3.6 Rening genom flotation.....	26
4 Lagkrav och gränsvärden för PFAS i dricksvatten	30
5 Fallstudier från tre svenska vattenverk	31
5.1 Vattenverk A, historik och problematik.....	31
5.2 Vattenverk B, historik och problematik.....	35
5.3 Vattenverk C, historik och problematik.....	38
5.4 Drift- och försörjningsaspekter	41
6 Arbetsprocess för val av teknik	44
6.1 Förutsättningar.....	44
6.2 Målbild	48
6.3 Teknikval	51
7 Drift- och investeringskostnader.....	54
7.1 Översikt och antaganden	54
7.2 Driftkostnader	55
7.3 Investeringskostnader	57
7.4 Produktionskostnader	59
7.5 Kostnader som enbart påverkas av gångtider.....	59
7.6 Faktorer som driver kostnader och osäkerheter.....	62
8 Klimatpåverkan	64
8.1 Sammanställning av nödvändiga data	64
8.2 Uppdaterat klimatberäkningsverktyg.....	66
8.3 Fallstudier	67
8.4 Osäkerheter och utvecklingsbehov.....	69
9 Beslutsprocess	70
9.1 Beslutsstöd och metoder.....	70
9.2 Multikriterieanalys och WISER.....	72
9.3 MKA och WISER i PFAS-tillämpningar	75
10 Slutsatser och lärdomar	83
Referenser	85
Bilaga A Lista över PFAS 25.....	88
Bilaga B Övriga råvattenanalyser	89
Bilaga C Investerings- och driftkostnader	92

Sammanfattning

Projektet har sammanställt underlag för teknikval när det gäller rening av PFAS 4 för de tre vanligaste teknikerna: aktivt kol, jonbyte och membranfiltrering. Hållbarhetsaspekter har skattats och det har gjorts överslagsmässiga beräkningar av drift- och investeringskostnader. Genom användning av multi-kriterieanalys visar rapporten hur olika aspekter kan jämföras och prioriteras. En arbetsprocess för teknikvalet presenteras också.

Livsmedelsverket har från 2026 infört ett gränsvärde på 4,0 ng/l för PFAS 4 i dricksvatten hos användare. Kombinerat med Svenskt Vattens mål om att nå nettonoll i CO₂-utsläpp till 2030 uppstår ett behov av att hitta reningstekniker som både uppfyller nya reningskrav och är klimatmässigt hållbara. Projektet skulle ta reda på hur effektiva, kostnadseffektiva och klimatvänliga de tre vanligaste teknikerna för PFAS-rening är, samt hur olika åtgärder kan jämföras och vägas mot varandra i en systematisk beslutsprocess.

För att skapa ett lättillgängligt beslutsunderlag sammanställdes erfarenheter från tre svenska vattenverk samt pilotdata för teknikerna aktivt kolfilter, jonbytarmassa och nanofiltrering (NF), kompletterat med flotation/skumfraktionering vid behov. Svenskt Vattens befintliga klimatberäkningsverktyg uppdaterades för PFAS-rening med data även för processerna jonbyte och membranteknik. För fallstudierna togs det fram överslagsberäkningar för drift- och investeringskostnader för de tre valda teknikerna. Slutligen beskrevs hur multikriterieanalysverktyget WISER kan användas för att utvärdera olika tekniker med avseende på exempelvis tekniska, ekonomiska, sociala och miljömässiga aspekter i syfte att ge ett helhetsperspektiv. Under projektets gång organiserades en workshop där projektgruppen samt inbjudna externa deltagare gemensamt diskuterade många aspekter på val av teknik för olika fiktiva vattenverk.

Resultatet från studien tyder på att granulerat aktivt kol (GAK) är det mest kostnadseffektiva reningssalternativet vid låga PFAS 4-halter, < 50–100 ng/liter, medan jonbytare är mest effektivt vid höga halter av PFAS. Vid rening av PFAS med membran skapas en högkoncentrerad restström, retentatvatten, som måste behandlas. Hur denna delström hanteras är avgörande för hur kostnadseffektiv reningstekniken är. När det gäller klimatpåverkan hade jonbytare lägst klimatavtryck följt av aktivt kolfilter och slutligen membranteknik. För varje teknik identifierades vilka delar i processen som är mest kostnadsintensiva.

Det identifierades ett behov av att undersöka eventuell migrering av oönskade ämnen från jonbytarmassor för att säkra dricksvattenkvaliteten. En sådan undersökning pågår i SVU-projekt 25-110. Hantering av restströmmar (spolvatten och retentat) och möjligheter till regenerering, optimala driftförhållanden eller återvinning av filtermedia bör också utredas vidare.

Rapporten är riktad till processingenjörer, drifttekniker samt beslutsfattare och konsulter som planerar investeringar i ombyggda eller befintliga vattenverk. Den kommer under år 2026 att följas av en bredare PFAS-handbok för VA-organisationer (SVU-projekt 24-114).

Summary

A compilation was made of the technical options for treating PFAS 4, focusing on the three most important technologies. A multi-criteria analysis (WISER), sustainability assessment, and preliminary calculations for both operating and investment costs (LCC) provide the foundation for selecting the most suitable technology.

As the Swedish Food Agency introduces a limit value of 4,0 ng/l for PFAS 4 in tap water for drinking water supply from 2026, combined with Svenskt Vatten's goal of achieving net-zero CO₂ emissions by 2030, there is a need to identify treatment technologies that both meet new purification requirements and are climate-sustainable. The project aimed to determine how effective, cost-efficient, and which climate impact results from using the three most common PFAS treatment technologies, and how different measures can be compared and weighed against each other in a systematic decision process. Therefore, the report is primarily aimed at process engineers and operators at municipal water utilities but is also of interest to decision-makers and consultants planning investments or upgrades of existing waterworks.

To create accessible decision support, experiences from three Swedish waterworks and pilot data with the technologies were compiled – activated carbon filter, ion exchange resin, and nanofiltration (NF), supplemented with flotation/foam fractionation when needed. The existing climate calculation tool was updated for PFAS-specific processes with data for ion exchange and membrane technology. For the three case studies, preliminary calculations of operating and investment costs (LCC) for each of the three selected technologies were produced. Finally, technical, economic, social, and environmental aspects were integrated into the multi-criteria analysis tool WISER to provide a holistic perspective.

During the project, a workshop was organised where the project group and invited external participants jointly discussed various aspects of technology selection for different hypothetical waterworks.

The study results indicate that GAC (granular activated carbon) is the most cost-effective treatment option at low PFAS 4 concentrations (< 50–100 ng/liter), while ion exchange is most effective at high PFAS concentrations. When treating PFAS with membranes, a highly concentrated waste stream (retentate water) is produced, which must be managed. How this side stream is handled is crucial for the cost-effectiveness of the chosen treatment technology. Regarding climate impact, ion exchange had the lowest climate footprint, followed by activated carbon filter and finally membrane technology. For each technology, the most cost-intensive parts of the process were identified.

A need was identified to investigate possible migration of unwanted substances from ion exchange resins to ensure drinking water quality. Management of waste streams (rinse water and retentate) and possibilities for regeneration, optimal operating conditions, or recycling of filter media should be further investigated.

1 Introduktion

1.1 Bakgrund

Från och med 1 januari 2026 gäller ett juridiskt bindande gränsvärde på 4,0 ng/l för PFAS 4 i dricksvatten hos användare enligt Livsmedelsverkets föreskrifter (LIVSFS 2022:12). PFAS 4 är en summaparameter för fyra specificerade PFAS-föreningar. Parallellt driver VA-branschen en gemensam färdriktning mot klimatneutral verksamhet till 2030. Dessutom finns det en vision framtagen av Svenskt Vatten att VA-organisationer ska uppnå klimatneutralitet 2030 (Svenskt Vatten 2024a).

Går det att rena PFAS på ett sätt som också är hållbart klimatmässigt? Dagens tekniker har olika klimatavtryck, vilket gör en jämförande analys nödvändig för att undvika målkonflikter mellan säkert dricksvatten (FN:s Agenda 2030, mål 6: Rent vatten och sanitet för alla) och klimatmålen som avser koldioxidutsläpp. Utmaningen med rening av PFAS kan innebära högre koldioxidutsläpp.

VA-organisationer tar aktiva beslut om val av reningsteknik för PFAS. För att etablera en branschstandard för beräkning av koldioxidutsläpp har Svenskt Vatten utvecklat ett digitalt klimatberäkningsverktyg baserat på Excel, vilket finns tillgängligt på Svenskt Vattens webbplats. Detta klimatberäkningsverktyg möjliggör uppskattningar av koldioxidutsläpp från vattenverk, avloppsreningsverk och ledningsnät (Svenskt Vatten u.å). Verktøget saknar för närvarande koldioxidberäkningar för vissa PFAS-specifika reningsprocesser, och en del av detta projekt har inneburit en uppdatering av de saknade data som har varit möjliga att hitta.

1.2 Projektets syfte och mål

Syftet med projektet var att ge VA-organisationer ett praktiskt och jämförbart beslutsunderlag för val av PFAS-reningsteknik i dricksvattenverk, baserat på platsspecifika förutsättningar, pilotresultat, kostnader och klimatpåverkan. För att uppfylla detta sattes följande konkreta mål för projektet:

- Beskriva en arbetsprocess för teknikval från förutsättningar via målbild till beslut baserat på ett antal parametrar så som råvattenkvalitet, platsspecifika förutsättningar, möjlighet till avledning av retentat till spillvatten, driftkompetens, förbehandling m.m.
- Genomlys och sammanställa ett antal pilotförsök från deltagande VA-organisationer för granulerat aktivt kol (GAK), jonbytare och membran (samt vid behov skumfraktionering) och visa hur resultaten bör tolkas inför dimensionering.
- Uppdatera och använda klimatberäkningsverktyget för PFAS-specifika reningsprocesser så att CO₂-utsläpp kan jämföras mellan tekniker på ett enhetligt sätt.
- Ta fram överslagsberäkningar för drift- och investeringskostnader per teknik och belysa vilka parametrar som driver kostnader och osäkerheter.
- Tydliggöra målbilden med avseende på önskad utgående vattenkvalitet, permanent eller tillfällig lösning, val av ny eller befintlig anläggning, kostnader och miljöeffekter.
- Tillhandahålla beslutsstöd med hjälp av multikriterieanalys utförd i verktyget WISER, när flera mål avseende teknik, ekonomi, klimat/sociala aspekter behöver tas hänsyn till samtidigt.
- Sprida lärdomar från svenska genomförda pilotförsök så att nya projekt kan spara tid, minska risker och undvika feltolkningar av pilotdata.

1.3 Genomförande

Ett flertal vattenverk, inklusive projektets deltagande VA-organisationer (Laholmsbuktens VA AB, VIVAB och Kungälv's kommun), har samlat in en gedigen mängd data från flera olika pilotstudier med olika tekniker. Membranteknik, kolfilter och filter med jonbytesmassa samt delvis även skumfraktionering har testats. Dessa data har kompletterats med data från Uppsala Vatten, Norrvatten och Gästrike Vatten. Det har gjorts en analys av driftförhållanden för olika typer av råvatten, en analys som ger nödvändig information för att välja rätt teknik. Dessutom har projektet utvärderat översiktliga driftkostnader, driftsäkerhet och krav på utgående vatten.

I denna rapport utvärderas klimatpåverkan vid val av teknik för PFAS-rening baserad på parametrar som finns i klimatberäkningsverktyget från Svenskt Vatten.

Rapporten redogör för ett par fall där PFAS-problematik finns och pilotförsök utförts. Att få ta del av andras erfarenheter kan spara tid och resurser och underlätta för VA-verksamheter med liknande problem att fatta beslut om den mest lämpliga beredningsprocessen. Eftersom kostnader för upprustning av vattenverk kan vara ganska betydande, så väljer de medelstora och stora bolagen att genomföra pilotförsök där olika tekniker undersöks under en längre period om ca 1–3 år. Resultat från dessa försök är värdefulla för utvärdering av lämpligheten av teknik, driftförhållanden och driftkostnader. Tidsmässiga och ekonomiska begränsningar gör det ohållbart att genomföra längre pilotförsök på ett stort antal olika anläggningar, och för små vattenverk saknas ofta ekonomiska förutsättningar för drift av piloter. I rapporten sammanställs befintliga resultat för att dra grundläggande slutsatser samt förmedla och sprida huvudsakliga lärdomar.

Det samlade innehållet i rapporten ska ge ett underlag för teknikval och kostnadsuppskattning av olika beredningstekniker. Eftersom frågorna relaterade till teknikval sträcker sig längre än enbart frågor som rör drift och ekonomi så integrerades även hållbarhets- och klimataspekter, arbetsmiljö och leveranssäkerhet.

Rapporten är riktad till processingenjörer, drifttekniker samt beslutsfattare och konsulter som planerar investeringar i ombyggda eller befintliga vattenverk. Den kommer under år 2026 att följas av en bredare PFAS-handbok för VA-organisationer (SVU-projekt 24-114).

2 Problematiken med PFAS i samhället

2.1 Bakgrund om PFAS

PFAS är inga naturliga ämnen utan är syntetiskt framtagna i laboratorium. PFAS betyder per- och polyfluorerade alkylsubstanser och de utgörs av en grupp högfluorerade ämnen som är mycket svårnedbrytbara. Tillsats av fluor till en molekyl ger ökad stabilitet, fettlöslighet och biotillgänglighet. Det är egenskaper som är mycket användbara i många applikationer som till exempel läkemedel och brandsläckningsskum, och de är mycket effektiva varför endast låga koncentrationer behöver användas. De låga koncentrationerna gör att de ofta inte finns redovisade i säkerhetsdatablad, utan benämns svepande som fluortensider, fluorkarboner eller liknande (Kemikalieinspektionen 2021).

Dessa egenskaper har visat sig vara mycket problematiska när ämnena når miljön. På grund av deras vatten- och fettavvisande egenskaper är de mycket svårnedbrytbara, mobila och sprids lätt med vatten, vilket har lett till att de benämns som "evighetskemikalier". PFAS förorenar miljön och dricksvattenkällor, vilket kan leda till hälsoproblem som rubbningar i sköldkörtelhormoner, leverpåverkan, nedsatt immunförsvar och ökad risk för cancer (Svenskt Vatten 2022a)

I Sverige måste dricksvattnet hos användare uppfylla Livsmedelsverkets kvalitetskrav (LIVSFS 2022:12), vilka följer EU:s dricksvattendirektiv. Den 1 januari 2023 trädde dricksvattendirektivet (2020/2184) i kraft, inklusive nya gränsvärden för PFAS 4 och PFAS 21. De nya gränsvärdena börjar dock gälla från den 1 januari 2026 (Livsmedelsverket 2022).

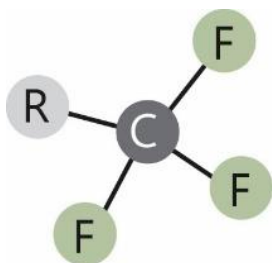
Nya gränsvärden:

PFAS 4: 4,0 ng/liter

PFAS 21: 100 ng/liter.

2.2 Kemisk struktur

PFAS-ämnen klassas som organiska föreningar, och utgör en stor grupp industriellt framställda ämnen som har gemensamt att de består av en kolkedja där väteatomerna är helt eller delvis utbytta mot fluoratomer. För att kallas PFAS måste minst en fullt fluorerad alkylenhet ingå, det vill säga en kolatom med alla sina väteatomer utbytta mot fluoratomer (Figur 2.1).



Kol-fluorbindningen är den starkaste kovalenta bindningen inom den organiska kemin, vilket förklarar ämnenas svårnedbrytbarhet. De fluorerade kolkedjorna kan vara av olika längd, och olika funktionella grupper, till exempel syragrupper, kan läggas till för att ge

Figur 2.1

Fluorerad alkylenhet är en kolatom med alla sina väteatomer utbytta mot fluoratomer. R står för radikal som kan vara en annan molekylstruktur så som en karboxylgrupp, en sulfongrupp etc.

olika egenskaper till kolkedjorna. De fullfluorerade kedjorna benämns perfluorerade, och om en eller flera kolatomer i kedjan har kvar minst en väteatom benämns kedjan som polyfluorerad (Kemikalieinspektionen 2021).

Organisationen för ekonomiskt samarbete och utveckling, OECD, formulerade år 2021 en definition som är den mest använda hittills och som även används av svenska Kemikalieinspektionen (2021):

"PFAS är ett ämne som innehåller minst en fullt fluorerad metylgrupp ($-CF_3$) eller en fullt fluorerad metylengrupp ($-CF_2-$) utan någon väte-, klor-, brom- eller jodatombäst vid den."

2.3 Gruppering av PFAS-ämnen

PFAS omfattar tusentals olika ämnen, där de mest kända är:

- PFOA (perfluoroktansyra): Används i industrin och kan finnas i produkter som teflon.
- PFOS (perfluoroktansulfonat): Har använts i brandsläckningsskum och impregneringsmedel.
- PFHxS (perfluorhexansulfonat): Liknar PFOS och används i liknande sammanhang.

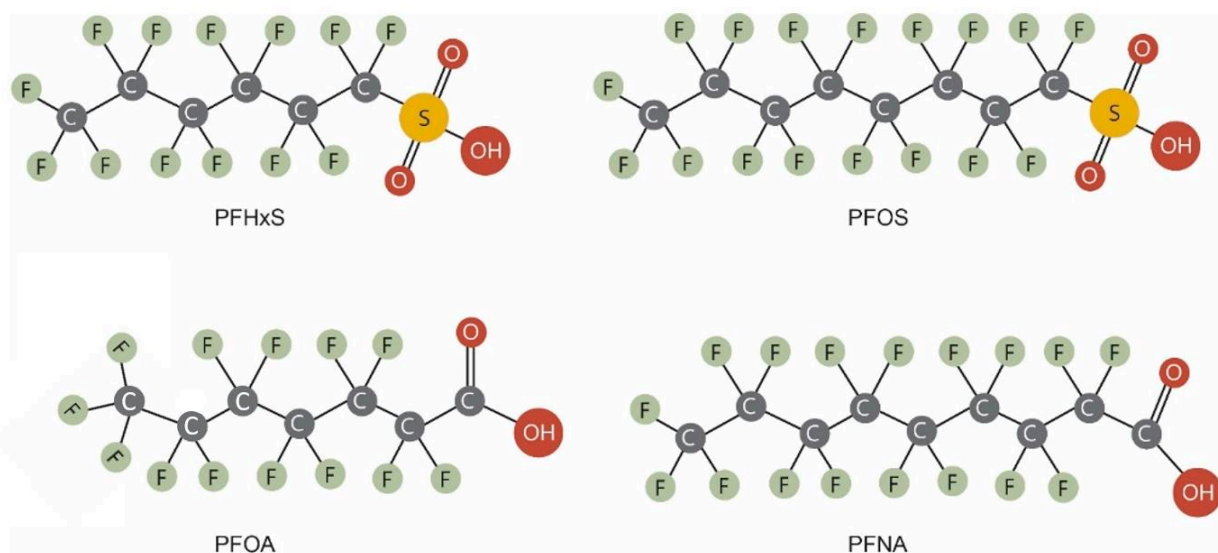
PFAS som tas upp här är så kallade monomera PFAS som bara har en enda kolkedja. Dessa kan delas in i två huvudkategorier (Kemikalieinspektionen 2021):

- Långkedjiga PFAS (minst 6 kolatomer i kolkedjan) är t.ex. PFOA och PFOS, vilka är mest kända för sin miljöbeständighet och farliga effekter.
- Kortkedjiga PFAS är t.ex. PFBS (perfluorbutansulfonat).

Vid bedömningen av gränsvärdet för dricksvatten är det halten av PFAS 4 som måste understiga 4,0 ng/liter. Denna grupp inkluderar de varianter av PFAS-föreningar som visas i Figur 2.2.

Figur 2.2

Molekylstruktur för de fyra PFAS-ämnen som ingår i PFAS 4.



I Tabell 2.1 listas vanligt förekommande PFAS-föreningar.

Ämnesbeteckning	Förkortning	Formel	Molekylvikt (g/mol)
Perfluorbutanoat	PFBA	C ₃ F ₇ CO ₂ H	213
Perfluorpentanoat	PFPeA	C ₄ F ₉ CO ₂ H	263
Perfluorhexanoat	PFHxA	C ₅ F ₁₁ CO ₂ H	313
Perfluorhexanoat	PFHpA	C ₆ F ₁₃ CO ₂ H	363
Perfluoroktanoat (ingår i PFAS 4)	PFOA	C ₇ F ₁₅ CO ₂ H	413
Perfluornonanoat (ingår i PFAS 4)	PFNA	C ₈ F ₁₇ CO ₂ H	463
Perfluordekanoat	PFDA	C ₉ F ₁₉ CO ₂ H	513
Perfluorundekanoat	PFUnDA	C ₁₀ F ₂₁ CO ₂ H	563
Perfluordodekanoat	PFDoDA	C ₁₁ F ₂₃ CO ₂ H	613
Perfluortridekansyra	PFTrDA	C ₁₂ F ₂₅ CO ₂ H	664
Perfluorbutansulfonsyra	PFBS	C ₄ F ₉ SO ₃ H	300
Perfluorhexansulfonsyra (ingår i PFAS 4)	PFHxS	C ₆ F ₁₃ SO ₃ H	400
Perfluorheptansulfonsyra	PFHpS	C ₇ F ₁₅ SO ₃ H	450
Perfluoroktansulfonsyra (ingår i PFAS 4)	PFOS	C ₈ F ₁₇ SO ₃ H	500

Tabell 2.1

Lista över vanligt förekommande PFAS-föreningar (Svenskt Vatten 2024).

2.4 Prekursorer

En prekursor är ett utgångsämne som genom en kemisk process omvandlas till ett annat ämne och når ett stabilt stadium efter sista omvandlingssteget. Många icke-polymera och polymera PFAS kan brytas ned till persistenta, stabila och svårnedbrytbara ämnen, perfluoroalkylsyror (PFAA), i miljön eller hos levande organismer, vilket gör dem till prekursorer. På vissa förorenade platser kan prekursorerna utgöra en större andel av de förekommande PFAS-ämnena. Därför är det viktigt att beakta förekomsten av prekursorer vid utredningar av PFAS-föreningar. Exempel på sådana prekursorer visas i Tabell 2.2.

Prekursorer	Kommentar
N-EtFOSE (Netylperfluoroktansulfonamidetanol)	En prekursor till PFOS som tidigare användes i ytbehandlingsmedel på papper/textiler
N-MeFOSAA (Nmetylperfluoroktansulfonamidättiksyra)	En prekursor till PFOS, vanlig i impregneringsmedel
8:2 FTOH (8:2 fluortelomeralkohol)	En prekursor till PFOA som bryts ned i miljön via oxidativa processer
PAPS (polyfluoralkylfosfatsurfaktanter)	Kan hydrolysera till karboxylsyror som PFOA
PAPföreningar (polyfluoralkylfosfatestrar)	Exempel inkluderar FTAC, FTMAC och FTEO, vilka kan omvandlas till PFAA vid nedbrytning

Tabell 2.2

Lista över vanligt förekommande prekursorer.

Ett fåtal prekursorer kan analyseras med samma metod som för gruppen PFAA. Exempelvis kan prekursorerna PFOSA brytas ned till PFOS och FTS till kortare PFCA. Andra kända prekursorer inkluderar fluortelomeralkoholer (FTOH), vilka är luftburna och kan brytas ned till perfluoralkylkarboxylsyror, t.ex. PFOA och PFNA. För att undersöka förekomsten av prekursorer i ett prov måste kemiska bredspektrumanalyser användas. Nedbrytningspotentialen för prekursorerna till PFAA kan bedömas med mer avancerade kemiska analyser såsom TOP-analyser (Kemikalieinspektionen 2021).

2.5 Spridning till grundvatten

PFAS sprids främst via grundvattnet (SGU 2024). Hydrogeologiska faktorer är av avgörande betydelse för att förstå spridningen. Faktorer som påverkar spridningen inkluderar jordens permeabilitet, ämnets löslighet i vatten och dess adsorptionsförmåga till jordpartiklar. Jordlagerföljden på platsen är kritisk för konsekvenserna av utsläpp; tunnare och mer permeabla jordlagringar ökar risken för spridning. Berggrundens egenskaper har också betydelse för hur ämnen sprids till bergborrade brunnar. Grundvattnets känslighet påverkas dessutom av var utsläppen sker. I inströmningsområden är risken för spridning högre än i utströmningsområden (SGU 2024).

Mot bakgrund av ökade regleringar, växande oro kring hälsoeffekter och brist på övervakningsdata behövdes en referensnivå för PFAS-föreningar i svensk vattenmiljö (Ahrens et al. 2016; Hansson et al. 2016). På uppdrag av Naturvårdsverket genomförde forskare vid IVL och SLU en nationell screeningstudie. Det primära syftet var att kvantifiera förekomsten av 26 PFAS i svenska vattenmiljöer, identifiera högriskområden och ta fram vetenskapligt underlag för miljö kvalitetsnormer och riktlinjer för dricksvatten (Ahrens et al. 2016; Hansson et al. 2016).

Studien av Gobelius et al. (2018) fokuserade på områden med misstänkt punkt- eller diffus påverkan samt strategiskt viktiga dricksvattenresurser. Ytvatten, grundvatten, lakvatten från deponier, avloppsvatten från kommunala reningsverk och referenslokaler i opåverkade områden undersöktes. Studien syftade även till att identifiera och karakterisera potentiella utsläppskällor såsom brandövningsplatser, industrianläggningar, avfallsupplag och urbana miljöer. Vidare utvärderades de uppmätta halterna i förhållande till gällande miljö kvalitetsnormer och hälsobaserade riktvärden för dricksvatten, inklusive EU:s gränsvärde för PFOS i ytvatten och Livsmedelsverkets riktvärde för PFAS 11 i dricksvatten. En sammanfattning av studien visas i Tabell 2.3.

Tabell 2.3

Spridningskällor för PFAS baserat på studien av Gobelius et al. (2018).
 PFHxS = perfluorhexansulfonat,
 PFOS = perfluoroktansulfonat,
 FOSA = perfluoroktansulfonamid,
 PFOA = perfluoroktansyra,
 PFHxA = perfluorhexansyra,
 6:2 FTSA = fluortelomersulfonat.

Källa	Beskrivning	PFAS-halter (max)	Dominerande PFAS	Kommentar
Brandövningsplatser	Flygplatser, militära områden – användning av AFFF-brandskum	Ytvatten: 13 000 ng/liter Grundvatten: 6 400 ng/liter	PFHxS, PFOS, FOSA	Allvarligaste källan – ofta över riktvärden för dricksvatten
Industri (ospec.)	Textil, ytbehandling av metaller, tillverkning – användning/utsläpp av PFAS	Ytvatten: 173 ng/liter Grundvatten: 210 ng/liter	FOSA, PFOA, PFHxA	Stor variation – förändrad profil beroende på användning
Avloppsreningsverk	Utsläpp från kommunala reningsverk	Ytvatten: 36 ng/liter	PFHxA, PFHpA, 6:2 FTSA	Låg halt, men kontinuerlig påverkan – viktig vid slamhantering
Deponier	Lakvatten från avfallsdeponier	Lakvatten: 1 300 ng/liter Grundvatten: 49 ng/liter	PFHxS, PFOA, PFHxA	Förändras beroende på avfall – lakvatten från deponi direkt till ytvatten
Stadsområden	Diffusa källor: avrinning, hushållsprodukter	Ytvatten: 1,9 ng/liter Grundvatten: 22 ng/liter	PFNA, PFHxA, PFOA	Låg påverkan men brett förekommande i urban miljö
Skidområden	Skidvalla innehållande PFAS, men ofta avlägsna platser	Ytvatten: 57 ng/liter Grundvatten: 0,4 ng/liter	PFOA, PFNA, PFHpA (ytvatten) FOSA (grundvatten)	Oväsentlig påverkan på grund av låg rörlighet och fjärrläge

2.6 Typiska PFAS-källor

PFAS används inom många olika områden, både i brandsläckningsskum, impregnering och skönhetsprodukter men också inom läkemedel, medicinsk utrustning och elektronik. Det gör det svårt att få igenom en total utfasning av PFAS.

Brandsläckningsskum

En av de mest betydande källorna till PFAS-förorening är användningen av brandsläckningsskum, särskilt de så kallade AFFF (*Aqueous Fire Fighting Foam*). Dessa skum har använts sedan 1950-talet för att effektivt släcka bränder av petroleumprodukter och andra vätskor. Användningen har varit särskilt utbredd vid flygplatser, militär-anläggningar och industriområden där brandriskerna är höga. Den omfattande användningen av PFAS-innehållande brandskum har lett till betydande föroreningar i mark och grundvatten i anslutning till dessa platser (HaV 2024; Hansson et al. 2016; Gobelius et al. 2018).

Textil- och läderindustri

PFAS används ofta inom textil- och läderindustrin för att ge produkter vatten-, smuts- och oljeavvisande egenskaper. Impregneringsmedel som appliceras på kläder, skor och andra textilier innehåller ofta PFAS för att förbättra produktens prestanda och livslängd. Under tillverkningsprocessen kan PFAS förorena närliggande vattenkällor (SGU 2025; Kemikalieinspektionen u.å).

Pappers- och förpackningsindustri

För att göra pappersprodukter, såsom livsmedelsförpackningar, vatten- och fettavvisande används PFAS-baserade beläggningar. Dessa beläggningar förhindrar att fett och vätskor tränger igenom förpackningen, vilket är särskilt viktigt för snabbmatsförpackningar och bakplåtspapper. Under tillverkningsprocessen kan PFAS hamna i avloppsvattnet och därmed spridas till miljön (Hansson et al. 2016).

Kemtvätt och rengöringsmedel

PFAS har använts i vissa kemtvättprocesser och i formuleringar av rengöringsmedel på grund av deras förmåga att lösa fett och smuts. Användningen inom denna sektor har bidragit till spridningen av PFAS i miljön, särskilt genom utsläpp av förorenat vatten (Naturvårdsverket u.å; Kemikalieinspektionen u.å).

Elektronikindustri

Inom elektronikindustrin används PFAS för sina dielektriska egenskaper och värmestabilitet. De används i tillverkningen av halvledare, kretskort och andra elektroniska komponenter. Under tillverkningsprocessen kan PFAS släppas ut i miljön, vilket bidrar till den globala spridningen av dessa ämnen (Kemikalieinspektionen u.å).

Kosmetika och personliga hygienprodukter

Vissa kosmetiska produkter, inklusive smink, hudkrämer och rakgeléer, innehåller PFAS för att förbättra produktens vattenavvisande egenskaper och hållbarhet. Användningen av dessa produkter kan leda till direkt exponering för konsumenterna och indirekt spridning av PFAS i miljön genom avloppsvatten (Naturvårdsverket u.å).

Livsmedelsindustrin

PFAS kan finnas i livsmedelsförpackningar och därifrån överförs till livsmedel. Dessutom kan PFAS-föroreningar i miljön resultera i att livsmedel som fisk, ägg och dricksvatten har högre halter av PFAS. Människor utsätts främst för dessa ämnen genom konsumtion av sådana livsmedel (Naturvårdsverket u.å).

Avfallsanläggningar och avloppsreningsverk

Avfallsanläggningar och avloppsreningsverk fungerar som sekundära källor till PFAS-förorening. PFAS-innehållande produkter som hamnar på soptippar eller behandlas i reningsverk kan leda till att PFAS sprids vidare i miljön, särskilt om lakvatten eller slam används på ett otillräckligt kontrollerat sätt (Länsstyrelsen Stockholm u.å; Naturvårdsverket u.å).

Metallindustrin

Inom metallindustrin används PFAS (PFOS och sedan förbudet 6.2 FTS) för att minska ytspänningen i de kemiska lösningar som används vid ytbeläggning, vilket resulterar i jämnare beläggningar på slutprodukten. Denna användning kan leda till att utsläpp av PFAS hamnar i avloppsvattnet (Posner 2020).

Skidvalla

Skidvalla innehåller ofta långkedjiga PFAS (Gobelius et al. 2018).

3 Beredningsmetoder

3.1 Reningstekniker för PFAS i vatten

Att rena vatten från PFAS är svårt på grund av deras kemiska stabilitet. Rapporten fokuserar på beprövade tekniker för att ta bort PFAS från råvatten vid produktion av dricksvatten.

- *Aktivt kol:* En vanlig metod där vatten filtreras genom granulerat aktivt kol, GAK, vilket adsorberar PFAS-föreningar till ytan av kolmaterialet. Denna teknik är mer effektiv för långkedjiga föreningar men har begränsad verkan på kortkedjiga. Vid kontinuerlig drift av ett GAK-filter så minskas adsorptionskapaciteten, förmågan att binda ämnen, med tiden och utgående koncentration kommer då att öka. Vid en viss nivå behöver det aktiva kolet bytas ut, och då kan man välja på att reaktivera kolet och använda det igen eller att köpa in nytt kol och förbränna det uttjänta.
- *Jonbytesfilter:* En teknik där PFAS-molekyler ersätts med joner på ett filtermedium. Denna metod är särskilt effektiv för långkedjiga PFAS och generellt sett mer effektiv än kolfiler när det gäller kortkedjiga PFAS. Tekniken är också platsbesparande, eftersom kontakttiden är betydligt kortare jämfört med aktivt kol. Vid kontinuerlig drift av ett jonbytesfilter så minskas adsorptionskapaciteten även här med tiden och utgående koncentration kommer då att öka. I dagsläget kan jonbytarmassan inte regenereras och måste förbrännas.
- *Membranfiltrering:* Vattnet passerar genom ett halvgenomsläppligt filtermembran som blockerar stora ämnen, såsom PFAS. Metoden kan avlägsna både lång- och kortkedjiga PFAS, men kräver mycket energi och skapar en restström med högkoncentrerade PFAS som måste hanteras.
- *Flotation/skumfraktionering:* En metod där små luftbubblor injiceras från botten för att lyfta upp partiklar. Processen används vanligtvis i samband med sedimentering. Eftersom PFAS-ämnen uppvisar ytaktiva egenskaper fäster de vid bubblornas yta och avlägsnas därmed tillsammans med skummet. Skummet som bildas och slammet har höga PFAS-koncentrationer som måste hanteras i en separat process.

PFAS utgör en betydande utmaning för samhället på grund av deras omfattande spridning samt svårigheten att avlägsna dem. Ny teknik utvecklas kontinuerligt, men många befintliga metoder är antingen kostsamma, genererar restprodukter som kräver hantering eller har begränsad effektivitet, särskilt när det gäller kortkedjiga PFAS (Franke et al. 2017).

Vid processer som aktivt kol och jonbyte binds ämnen tillfälligt på en fast fas (aktivt kol eller jonbytarmassa). PFAS-ämnena adsorberas på ytan på kolet eller byter plats med andra joner i jonbytarmassan. I egentlig mening styrs bindningen av jämvikten mellan ytan och det inkommande vattnet, vilket delvis är reversibelt. Den fasta fasen har en begränsad kapacitet för att absorbera ämnen, vilket innebär att materialet endast kan ta upp en viss mängd ämnen. Efter en viss tid sker ett så kallat genombrott och reningseffekten avtar med tiden. Antalet bindningsplatser påverkas även av närvaro av andra ämnen så som organiskt kol eller läkemedelsrester. Som ett resultat observeras en minskad borttagning över tid och vissa ämnen kan återgå till vattenfasen.

Membranfiltrering och flotation är två fysiska separationsmetoder där ämnen avlägsnas från vattenfasen genom att överföras från ett vattenflöde till ett annat. Eftersom metoderna innebär att olika vattenfaser skiljs åt handlar det inte om hur mycket som kan fångas upp, utan snarare om hur väl ämnena kan separeras. Denna separationskapacitet bestäms framför allt av faktorer som membranens porstorlek och flödes hastighet, men påverkas även delvis av kemiska omständigheter, exempelvis membranets laddning och

bildandet av olika beläggningar på membranets yta, så kallad fouling. Vid flotation är det driftförhållanden, såsom exempelvis luftflöde, bubbelstorlek, pH-värde och partikelkoncentration som påverkar separationen.

Nanofilter (membranfilter) och flotation skiljer sig från de andra två teknikerna genom att de kontinuerligt producerar en jämn vattenkvalitet i utgående vatten, förutsatt att de drivs med samma flödesinställningar, uppehållstid, vattenutbyte samt vid konstant temperatur och kvalitet på inkommande vatten.

3.2 Definition av termer och variabler

Nedan definieras ett antal termer som används i resten av kapitlen.

Generella termer:

- Beredningsmål = halten av PFAS-ämnen i utgående vatten efter PFAS-beredningssteget.
- RG = reningsgrad angiven som procentuell andel av ämnet som reducerades i relation till inkommande (%).
- Flöde = hastighet med vilken en vätska transporteras (m^3/h):

Parametrar för vattenkvalitet:

- DOC = dissolved organic carbon – mängden löst kol i vatten (mg/liter).
- TOC = total organic carbon – total halt organiskt kol (mg/liter).
- PFAS 4 = summan av ämneskoncentration av ämnena perfluoroktansulfonsyra (PFOS), perfluoroktansyra (PFOA), perfluornonansyra (PFNA) och perfluorhexansulfonsyra (PFHxS).

Designkriterier för GAK-filter och jonbytare:

- IEX = förkortning för jonbytare
- GAK = granulerat aktivt kol
- BAK = biologiskt aktivt kol
- BV = bäddvolym – dimensionslöst mått på mängd passerat vatten genom en filtermassa (antal tomma bäddvolym)
- EBCT (Empty Bed Contact Time) = genomsnittlig uppehållstid i en filtermassa (min). Volymen som ansätts i denna rapport är volymen som intas av massan som används i kolonnen (för beräkning, se *Ekvation 2*, nedan).
- LEAD = den första kolonnen i en seriekoppling
- LAG = den andra kolonnen i en seriekoppling
- Genombrott = tidpunkt då koncentration av inkommande ämne överskrider beredningsmålet
- Gångtid = mått på volym vatten som har passerat en filtermassa (BV; dagar)
- Drifttid, T = tid mellan uppstart av kolonnerna och genombrott (BV; dagar).

Utvärderingen av en filterbädd bedöms via jämförelse av nedan definierade parametrar.

Filterhastigheten (v_f) definieras enligt:

$$v_f (\text{m/h}) = Q (\text{m}^3/\text{h}) / A (\text{m}^2) \quad \text{Ekvation 1}$$

där Q är inkommande vattenflöde och A är filtrets effektiva filteryta. Typiska värden av v_f för GAK-filter varierar mellan 5–15 m/h.

$$\text{EBCT (min)} = h_{\text{filter}} (\text{m}) / v_f (\text{m/h}) * 60 (\text{min/h}) \quad \text{Ekvation 2}$$

$$BV = V_Q \text{ (m}^3\text{)} / V_{\text{filter}} \text{ (m}^3\text{ Filtermassa)}$$

Ekvation 3

där h_{filter} är höjden av filterbädden, V_Q står för den summerade volymen vatten som har passerat filtret vid en viss tidpunkt och V_{filter} för den totala vattenfyllda volymen av filterbädden. Typiska värden för den genomsnittliga uppehållstiden, EBCT, för GAK-filter ligger mellan 5–30 min. För jonbytare är motsvarande uppehållstid mellan 2–6 minuter. Reningsförmågan genom fastläggningen i en filterbädd eller ett filter bedöms genom att ange den relativa borttagningen av ämnen över filtret där vi definierar reningsgrad (RG) som:

$$RG (\%) = (1 - c_{\text{ut}} / c_{\text{in}}) * 100\%$$

Ekvation 4

där c_{in} (mol/liter) eller (ng/liter) är koncentrationen av ett, eller summan av ett flertal, ämnen in i processen och där c_{ut} (mol/liter) eller (ng/liter) är koncentrationen ut som fastställs genom kemisk analys.

Designkriterier för membranfiltrering:

- NF = Nano filtration (filtrering via nanofiltermembran).
- Dalton = ekvivalentmolekylvikt av ämnen, är ett fysiskt mått på storlek av en molekyl.
- Molekylvikt = molekylvikt baserad på atomvikter, anger massa per mol ämnen (MW).
- Vattenutbyte = andel bruttoflöde av processvatten som blir färdigt vatten (%).
- Flux = flöde per membranyta (liter/m²/h), förkortas J och anges ibland förenklat som (lmh).
- MW_{cutoff} = Molecular weight cutoff; karakteriserar ämnen som inte kan passera membranet (Dalton).

Flux ligger oftast mellan 15–25 lmh, MW_{cutoff} ligger mellan 80–800 Dalton för de flesta PFAS 4-avskiljande membran. Detta innebär exempelvis att ett membran med MW_{cutoff} på 400 eller mindre ger en hög reningsgrad, RG, för molekyler med molmassa över 400 g/mol, exempelvis PFOS som har molmassan 500 g/mol.

Vattenutbytet bör ligga mellan 75 och 85 %, eftersom ett högre utbyte minskar retentatvattenflödet där PFAS koncentreras. Samtidigt innebär detta en ökad halt av PFAS i retentatvattnet.

3.3 Rening genom aktivt kol

Kolfilter har använts i dricksvattenberedning under många år. Kolfilter består av normalda kolgranulat från olika råmaterial, till exempel brunskol (lignit), stenkol eller kokosnötskal som genomgått en kemisk aktivering. Under denna process reagerar det organiska materialet med lut eller andra kemikalier för att skapa en reaktiv yta.

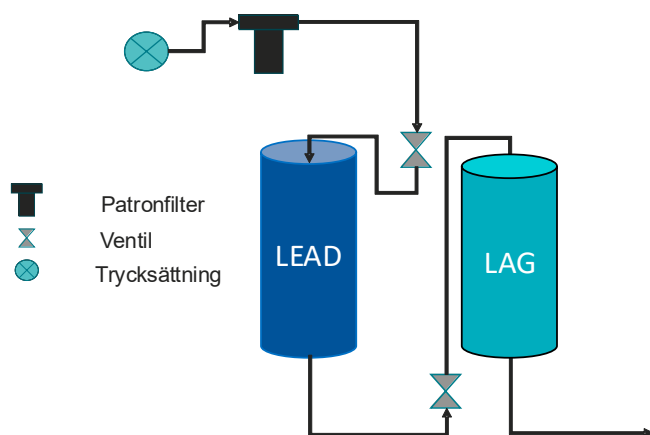
Organiska ämnen binds primärt till aktivt kol. Ämnen med hög hydrofobicitet har större benägenhet att binda till aktivt kol på grund av dess egna hydrofoba egenskaper, enligt principen ”lika löser lika”. Aktivt kol besitter oftast en svagt negativ ytladdning, vilket gör att positivt laddade ämnen binder mer effektivt än negativt laddade. PFAS-ämnen, som även de är hydrofoba, binds till kolet trots deras negativa laddning; dock minskar bindningseffektiviteten med kortare kedjelängd.

Det är viktigt att förstå att ämnen inte fastläggs för alltid utan att denna bindning är reversibel. Om det finns andra ämnen i vattnet som har större benägenhet att bindas in än de som redan sitter på kolet så kan ämnen som har bundits upp tidigare återigen släppas till vattnet. Detta diskuteras även längre fram i rapporten.

3.3.1 Funktion och förutsättningar

För att kolfilter ska kunna fastlägga ämnen från vatten krävs att det finns ytor på kolet som är tillgängliga. Ju längre tid kolet är i kontakt med vattnet, desto mindre ytor kommer att vara tillgängliga. Detta gör att reningsgraden (RG) sjunker med tiden.

För att återställa reningsgraden samt avlägsna all PFAS måste kolet bytas ut eller reaktiveras termiskt. Kolet värms då upp till 1 200 grader för att avlägsna och oxidera alla ämnen till enklare molekyler (CO_2 , SO_2 , NO_x , HF och aska av CaO , MgO , P_2O_5 etc.). Sedan återaktiveras kolet. Det råder olika åsikter om hur viktig uppehållstiden i ugnen är och vilken minimal temperatur som krävs. Eftersom spridning via luften är en potentiell källa till omgivningen runt en ugn så kommer tillsynsmyndigheterna ställa stränga krav på destruering av PFAS. VA-organisationer uppmanas att efterfråga certifikat. Under denna process går runt 5–15 % av kolet förlorat. Denna mängd måste ersättas med nytt aktivt kol. I Figur 3.1 visas en bild av en uppsättning med LEAD och LAG med trycksättning, patronfilter och ledningsdragning.



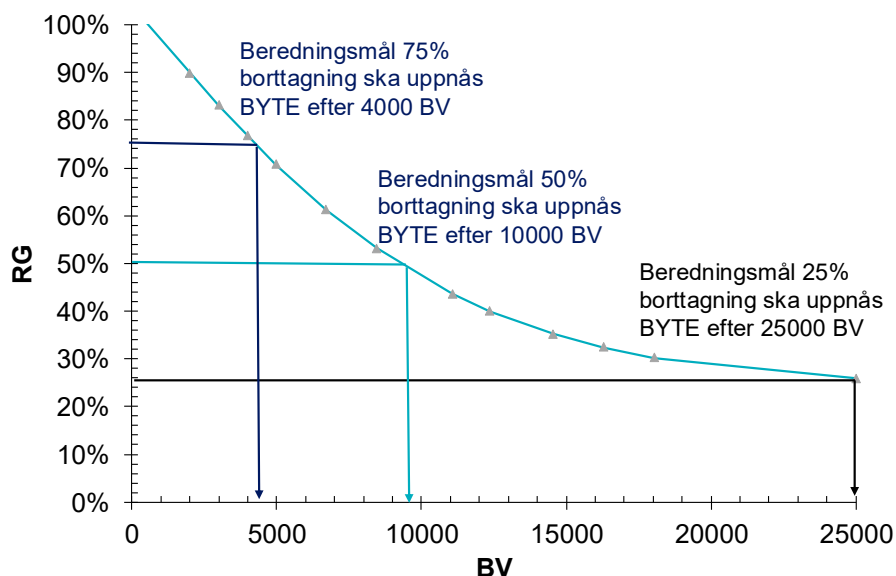
Figur 3.1

Skiss av en uppsättning av kolfilterkolonner med en LEAD/LAG-konfiguration där vatten först leds genom ett patronfilter, därefter genom den första kolonnen (LEAD) och sedan genom den andra kolonnen (LAG).

3.3.2 Förändringar av reningsgrad över tid

Aktiva kolfilter förlorar sin reningskapacitet över tid, vilket illustreras i Figur 3.2. I detta hypotetiska exempel sjunker reningsgraden (RG) till 75 % efter ca 5 000 bäddvolymeter (BV). Halva RG uppnås efter ca 10 000 BV och RG sjunker därefter ner till 25 % efter ca 25 000 BV. Hur RG ändras över tid påverkas av den inkommande vattenkemin. Höga halter av PFAS-ämnen som binder in till det aktiva kolet förkortar antal BV under vilken en bra RG kan uppnås. Även höga halter organiskt material mätt som DOC har negativ effekt på RG då det kan binda till det aktiva kolets bindningsplatser, och därmed minskar sorptionskapaciteten. För att ett kolfilter ska fungera längre är det önskvärt att ha en låg DOC-halt i inkommande vatten. Låg halt DOC minskar även risker för tillväxt på ledningsnätet och risk för bildning av desinfektionsbiprodukter. Kostnader för borttagning av DOC och kostnader för byte av kolfilter bör vägas mot varandra.

I Figur 3.2 illustreras ett exempel som visar en graf över reningsgraden i relation till BV över tid i en kolonn med kolfilter. Grafen illustrerar teoretiska data för en inkommande koncentration av PFAS 4 på 14 ng/liter med ett krav på att den utgående koncentrationen inte överskrider 3,5 ng/liter i dricksvattnet. Detta innebär att reningsprocessen i kolfiltret ska eliminera cirka 75 % av PFAS 4. Från figuren kan det utläsas att kolvolymen behöver bytas efter cirka 5 000 BV, vilket motsvarar ungefär 70 dagar, eftersom koncentrationen av PFAS annars kommer att överstiga det uppsatta beredningsmålet.



Figur 3.2

Avtagande rening (RG %) som funktion av antal BV i ett fiktivt scenario i en kolonn med kolfilter. De tre inritade beredningsmålen visar hur länge kolonnerna kan drifas baserat på beredningsmål. Om kolfilter drifas med en EBCT av 20 minuter så behandlar filtret 72 BV per dag. 5 000 BV motsvarar 70 dagars drifttid, 25 000 BV ca. ett år.

Om PFAS-halten i det inkommande vattnet är cirka 7 ng/liter uppnås beredningsmålet efter nästan 10 000 (BV). Vid en ännu lägre PFAS-halt, 4,7 ng/liter, uppnås beredningsmålet efter cirka 25 000 BV. Kostnaderna för att byta ut det aktiva kolet minskar avsevärt vid lägre inkommande PFAS-halter, eftersom kolfiltret i det senare exemplet kan behandla fem gånger mer vatten över tid jämfört med om PFAS-halten varit 14 ng/liter.

3.3.3 Beredning med aktivt kolfilter

I Tabell 3.1 beskrivs vilka faktorer som påverkar fastläggning av PFAS i ett aktivt kolfilter.

Tabell 3.1

Beskrivning av rening av PFAS med aktiva kolfilter. Kriterierna är delvis baserade på rekommendationer i Norsk Vann (2015).

	Beskrivning	Kommentar
Funktion	Reversibel fastläggning av PFAS-ämnen	Ämnen som binder svagare, såsom kortkedjiga PFAS, kan återgå till vattnet om kolfilter används under en längre tid.
Vattenkvalitet	Humushalt, PFAS-halt	Det aktiva kolets funktion försämras av höga halter organiskt kol (humushalt). Vid PFAS 4-halter över 50 ng/liter kan tvåstegsbehandling bli mer ekonomisk.
Maskinbehov	Bassånger, pumpar, effektivt påfyllnings- och tömningssystem, mellanreservoar för backspolning	System för tömning och mellanlagring av kol utanför filtren som fungerar som en avvattning/upphämningsplats för koltransportörerna behövs.
Ytbehov	0,2–0,35 m ² per liter och sekund	Kontaktid 10–30 minuter
Placering	Efter fällning, filtrering, innan UV och desinfektion eller pH-justering	Så låg halt organiskt kol som möjligt (TOC <3 mg/liter ⁻¹), låg partikelhalt (turbiditet < 0,2 FNU).
Drift	Kolfilterbyte, backspolning	Tömning av kolfilter kan vara utmanande. Under regenerering förloras ca 5–15 % av aktivt kol.
Energi	Trycksättning vid backspolning	
Annan funktionalitet	Borttagning av algtoxiner, gentoxiska ämnen, lukt och smak, läkemedel, reduktion av organiskt material samt övriga kemiska spårämnen	

1) Denna halt kan anses som ett riktvärde, GAK kommer även att fungera med högre halter TOC. Eftersom gångtider påverkas negativt av TOC, så bör man avväga vilken TOC-halt som är rimligt att uppnå.

3.3.4 Placering av aktivt kol i en process

I Figur 3.3 illustreras ett exempel på en vanligt förekommande beredningsprocess i vattenverk där det granulära aktiva kolfiltret (GAK) placeras efter flockning, sedimentation och sandfiltrering. Flockning och sedimentation reducerar först mängden organiskt material och partiklar i råvattnet. Därefter tar sandfiltret bort ytterligare partiklar innan

vattnet leds vidare till GAK-filtret. Denna placering gör att GAK-filtret kan fokusera på att effektivt adsorbera kvarvarande organiska föroreningar, som PFAS, samt förlänger filtermassans livslängd tack vare den minskade belastningen från föroreningsämnen i tidigare processteg.



3.3.5 Kända utmaningar med aktivt kolfilter

Det finns flera kända utmaningar med kolfilter:

- Det kan förekomma små partiklar i matarvatten till kolfilter. De bör därför kunna backspolas för att undvika att partiklar ansamlas och orsakar ett för högt tryckfall över filtret. Innan omhändertagandet av spolvattnet bör PFAS-halter kontrolleras.
- Under ofördelaktiga driftförhållanden, exempelvis vid låga flöden, kan en oönskad tillväxt på kolfiltret uppstå.
- Vissa sorters kol kan innehålla höga metallhalter.
- För att minimera problem med lukt och smak krävs det att kolfiltret spolas i 1–2 veckor innan det tas i drift. Denna process kan resultera i viss förlust av filteryta, då delar av materialet kan lossna, gå förlorade eller få nedsatt effektivitet.
- Mycket höga DOC-halter (> 10 mg/liter) försämrar förmågan att fastlägga andra ämnen.
- Fastläggning av ämnen till kolfilter är reversibel. Stora förändringar i halter i inkommande vatten eller i sammansättningen av PFAS-ämnen kan leda till att tidigare fastlagda PFAS-ämnen frigörs. Det är också känt att kortkedjiga PFAS kan släppas tillbaka till vattnet om kolfilter används för länge.

Figur 3.3

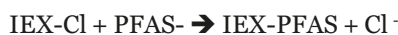
Ett exempel på hur en vanligt förekommande beredningsprocess i ett ytvattenverk kan se ut, där aktivt kol (GAK) används för borttagning av oönskade ämnen så som PFAS.

3.4 Rening via jonbytare

Inom dricksvattenberedning används jonbytare främst för avhärdning och borttagning av specifika ämnen så som fluorid, klorat och uran. Både positivt och negativt laddade jonbytarmassor kan användas. Under senare år har positivt laddade jonbytare utvecklats, specifikt för borttagning av PFAS-ämnen. Dessa jonbytare påverkas i mycket mindre utsträckning av närvaro av andra ämnen. Höga halter organiskt kol försämrar fastläggning av PFAS men i mycket mindre utsträckning än vad som observeras för aktivt kol. Fastläggning av humusämnen är en komplex process som även involverar närvaro av katjoner samt andel hydrofoba ämnen. Jonbytarmassan utgörs av ett polymerbaserat strukturmateriale, vanligtvis av sfäriska, porösa polymerkulor (resin beads). Dessa polymerkulor fungerar som en matris som bär på funktionella grupper som kan byta joner med omgivande lösning.

3.4.1 Funktion och förutsättningar

Jonbytare (IEX) byter ut en lika laddad jon som sitter fast på jonbytaren mot en laddad jon från vattnet som passerar filtret enligt Ekvation 5.



Ekvation 5

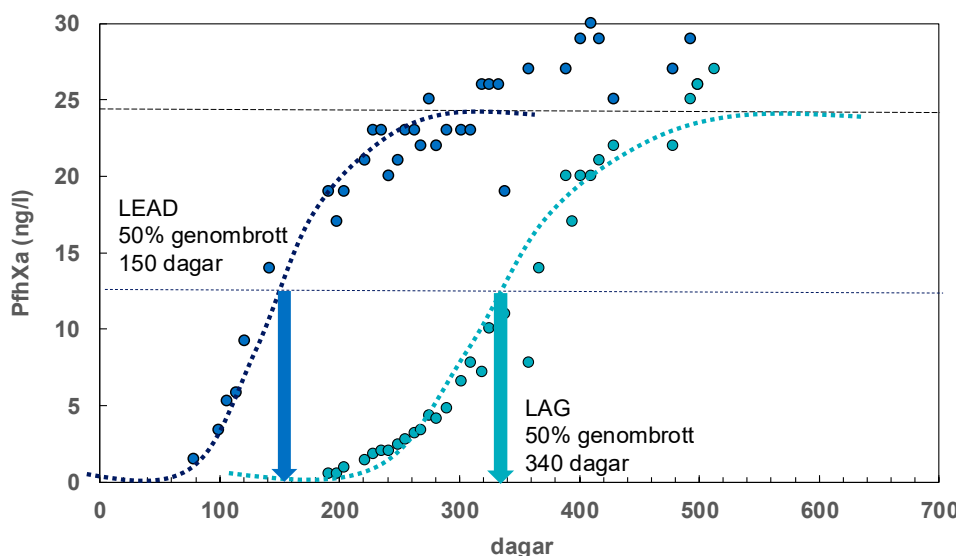
Det ämne som har den starkaste affiniteten, bindningsförmågan, till jonbytaren kommer att binda först. I praktiken binds nästan alla inkommande PFAS-ämnen tills de tillgängliga jonbytesplatserna, det vill säga platserna där PFAS kan binda till jonbytaren, har minskat. Därefter binder endast de ämnen som har högst bindningsstyrka. Oavsett vilken funktionell grupp PFAS-ämnena har, tenderar kortkedjiga PFAS att binda sämre.

Fastläggningen av PFAS på jonbytare är, liksom på aktivt kol, en reversibel process. Detta innebär att kortkedjiga PFAS, som binder svagare till jonbytarmassan, kan frigöras i det utgående vattnet om ett annat ämne med starkare bindning tar dess plats. Beroende på vilken typ av jonbytarmassa som används, binder antingen PFAS med sulfonsyror eller karboxylgrupper bättre. Dessutom kan PFAS-ämnena som är svårslösliga i vatten bindas genom interaktion med polymerdelen av jonbytarmassan. Denna fastläggning är sannolikt också delvis reversibel, men är mycket svår att beskriva matematiskt.

Jonbytare driftas oftast i form av trycksatta behållare som är fyllda med jonbytarmassa. Jonbytare har en relativt kort kontakttid per kolonn (2,5–3 minuter) och kräver därför en relativt liten yta. Jonbytare kan användas i enstegs- eller tvåstegsberedning. Det är vanligt att man väljer en tvåstegsberedning och denna uppsättning kallas precis som för GAK LEAD-LAG-förfarande och visas i Figur 3.1.

3.4.2 Förändringar av reningsgrad över tid

Figur 3.4 illustrerar hur koncentrationen av PFAS-ämnena i det utgående vattnet förändras över tid när vattnet passerar genom två jonbytarekolonner, benämnda LEAD och LAG. När den första kolonnen (LEAD) har en relativt hög utgående koncentration efter 150 dagar (75 000 BV), är nivåerna i den andra kolonnen (LAG) betydligt lägre. Först efter cirka 500 dagar (200 000 BV) är den utgående PFAS-koncentrationen i den andra kolonnen lika hög som i den första.



Figur 3.4

Halter PFHxA i utgående för LEAD (●) och LAG (●) som funktion av tid (dagar). Tider för genombrott av 50 % av inkommande halt i LEAD (ca 150 dagar) och LAG (ca. 340 dagar) är markerade med pil.

Denna tvåstegsmetod har flera fördelar. Genom att placera en LAG-kolonn efter LEAD skapas en inbyggd säkerhetsbuffert mot genombrott. Om jonbytarmassan i LEAD börjar bli mättad fångar LAG-kolonnen upp de ämnen som annars hade passerat, vilket minskar risken för förhöjda halter i utgående vatten. När LEAD når sin maximala användning kan kolonnerna enkelt roteras: LAG-kolonnen flyttas till positionen som ny LEAD, medan jonbytarmassan i den tidigare LEAD byts ut och kolonnen blir ny LAG. På detta sätt utnyttjas jonbytarmassan maximalt utan att äventyra vattenkvaliteten. Metoden minskar antalet massbyten och därmed driftkostnaderna, men för att optimera systemet och fastställa lämplig säkerhetsmarginal krävs platsspecifika pilotförsök.

I Figur 3.4 ser vi resultatet från ett pilotförsök där man använt två jonbytarekolonner i serie (LEAD-LAG-principen). Ur figuren framgår att det tar 340 dagar innan hälften av PFHxA-ämnet släpps igenom (50 % genombrott). Om man bara har en kolonn, sker detta redan efter 150 dagar. Det innebär alltså att med två kolonner får man mer än dubbelt så lång drifttid innan massan behöver bytas ut – kolonnbytet sker efter 340 dagar i stället för 150 dagar med en kolonn.

Det är viktigt att komma ihåg att den schematiska bilden (Figur 3.4) visar att vissa PFAS-ämnen kan lossna och gå tillbaka till vattnet om de inte binds särskilt starkt av jonbytarmassan. Pilotförsöket visar också att man behöver låta testerna pågå länge för att få tillförlitliga data när man ska dimensionera en anläggning i verklig skala. I det här fallet stoppades dock försöket efter två år.

3.4.3 Beredning med jonbytare

I Tabell 3.2 beskrivs vilka faktorer som påverkar fastläggning av PFAS via jonbytare.

Tabell 3.2

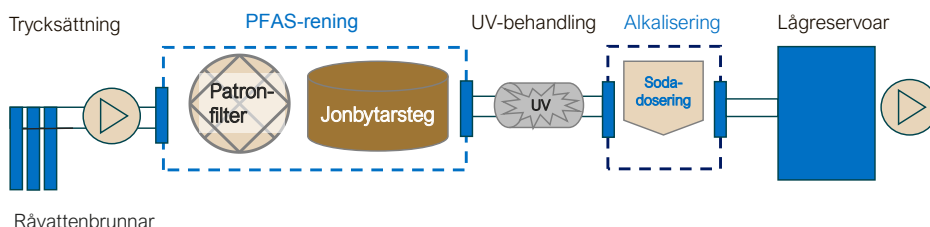
Beskrivning av rening av PFAS med jonbytare.

	Beskrivning	Kommentar
Funktion	Reversibel fastläggning av PFAS-ämnen	Ämnen som binder svagare, såsom kortkedjiga PFAS, kan återgå till vattnet om jonbytarfilter används under en längre tid.
Vattenkvalitet	PFAS-halt	Vid halter över 50 ng/liter kan tvåstegsbehandling vara ekonomiskt fördelaktigt.
Maskinbehov	Bassänger, förfilter, pumpar, mellanreservoar, reservbehållare	
Ytbehov	0,1–0,25 m ² per liter och sekund	Kontaktid mellan 2,5–3 minuter per kolonn.
Placering	Efter fällning, filtrering, innan UV och desinfektion eller pH-justering	Gärna låg halt organiskt kol (TOC < 10 mg/liter), låg partikelhalt (turbiditet < 0,2 FNU).
Drift	Byte av jonbytarmassa, tvätt av fines ¹ , desinfektion, spolning, (backspolning vid behov)	Vid idrifttagning finns det olika tvättprocedurer att följa som skiljer sig mellan olika tillverkare.
Energi	Trycksättning vid drift och vid backspolning mellan 0,15–0,25 kW/m ³	Högre flöde leder till högre energibehov.
Annan funktionalitet	Kan möjligen ta bort negativ laddade läkemedel.	Tekniskt sett har man kunnat konstatera att vissa negativt laddade läkemedel potentiellt kan avlägsnas med jonbytare, även om denna process inte är helt säker eller generell för alla typer av läkemedel.

1) Andel av massan som har malts ner eller krossats sönder under transport som bör avlägsnas.

3.3.4 Placering i vattenverk

I Figur 3.5 illustreras schematiskt var lämplig placering av ett jonbytarsteg i en dricks-vattenanläggning som använder grundvatten som råvattentäkt inordnas. Jonbytare integreras vanligtvis efter förbehandling, såsom avlägsnande av partiklar och eventuell förfiltrering, för att säkerställa att jonbytarmassans kapacitet utnyttjas optimalt och att risken för igensättning minimeras.



Figur 3.5

En vanlig beredningsprocess i ett grundvattenverk som använder jonbytare för borttagning av PFAS.

3.4.5 Kända utmaningar med jonbytare

Det finns flera kända utmaningar med jonbytare:

- Inbindning av ämnen till jonbytare är reversibel. Stora förändringar i koncentrationer av inkommande vatten eller sammansättningen av PFAS-ämnen kan resultera i att tidigare bundna PFAS-ämnen frigörs.
- Jonbytare är utformade för att selektivt avskilja laddade lösta ämnen. Det innebär

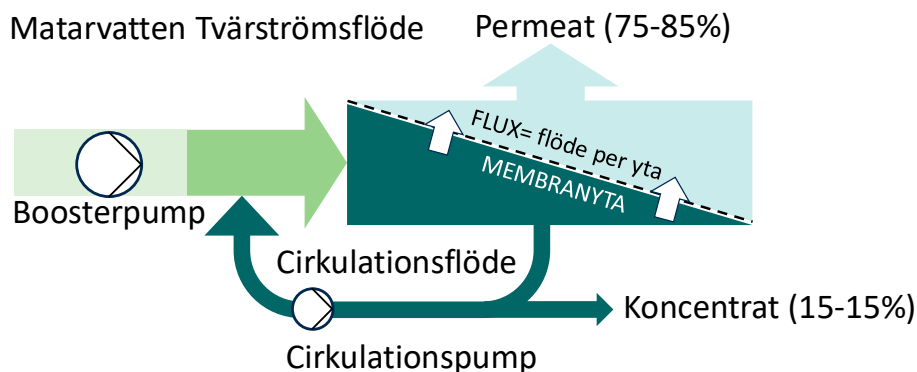
att avlägsnandet av läkemedel eller andra oladdade organiska spårämnen inte kan garanteras.

- Mycket höga halter naturligt organiskt kol (>10 mg/liter) försämrar förmågan att fastlägga oönskade organiska ämnen.
- Jonbytarmassa för PFAS har ett högt enhetspris (SEK/m³).
- Jonbytare är ofta utformade som kompakta, trycksatta behållare där vattnet flödar snabbt genom kolonnerna. Detta kan orsaka betydande tryckförluster – upp till 0,5–1 bar per kolonn, särskilt vid låga vattentemperaturer – vilket innebär att det krävs mer energi för pumpningen.
- Backspolning bör undvikas, för att förhindra att massa blandas. Jonbytare är oftast designade för pluggflöde. Vid backspolning expanderar bädden och massan blandas, vilket försämrar den tydliga mätnadsfronten i filtret. Resultatet blir sämre utnyttjande av jonbytarmassan och ökad risk för tidigt genombrott. Genom att se till att det inkommande vattnet har mycket låg partikelhalt kan behovet av backspolning minskas.
- För närvarande är det inte tillåtet att regenerera jonbytarmassor. Detta innebär att uttjänta jonbytarmassor klassificeras som avfall vilket leder till ökade hanteringskostnader och har negativ inverkan på hållbarhetsaspekterna. (Vid mycket höga PFAS-halter kan den även klassas som farligt avfall, se Naturvårdsverkets gränsvärden.)
- Jonbytesmassan kan även frisätta eller avge andra ämnen från själva materialet. Ett pågående SVU-projekt (SVU-projekt 25-110) undersöker om detta kan utgöra potentiella utmaningar vid användning av jonbytesmassor i produktionen av dricksvatten.

3.5 Membranrening

Membranteknik används för avhärdning, borttagning av organiskt kol och som mikrobiologisk barriär (Liden 2020; Moona et al. 2024). Både spirallindade och hålfibermembran av typ nanofilter är lämpliga för borttagning av PFAS. Till skillnad från hålfibermembran, så kan spirallindade membran inte backspolas. De anses därför vara mera utsatta för risker av irreversibel igensättning. Membransteg är fördelaktiga eftersom de har flera funktioner, men det finns utmaningar. Irreversibel fouling vid otillräcklig förbehandling, problem med kallt vatten ($T < 2$ °C), ett lägre vattenutbyte (max 85 %) och höga investeringskostnader är viktiga aspekter att överväga.

Membranteknik innebär en fysisk separation där vatten spolas med högt tryck (3–6 bar) genom ett membran med små öppningar. Bara nanofilter har så små öppningar att PFAS kan avlägsnas. Vid användning av så kallade nanofiltermembran blir 15–25 % av inkommande vatten retentatvatten, som inte tränger igenom membranen och blir en produktionsförlust (Figur 3.6). Retentatvattnet innehåller de föroreningar som tagits bort från råvattnet i uppkoncentrerade halter. Nanofiltrering har använts sedan 90-talet i Europa för borttagning av pesticider och sedan ett par år tillbaka har denna teknik fått en vidare spridning även i norra Europa. Membranen som kan ta bort kemiska ämnen har en porstorlek på 10^{-9} meter. Beroende på porstorlek på membranen filtreras molekyler av olika storlekar bort.

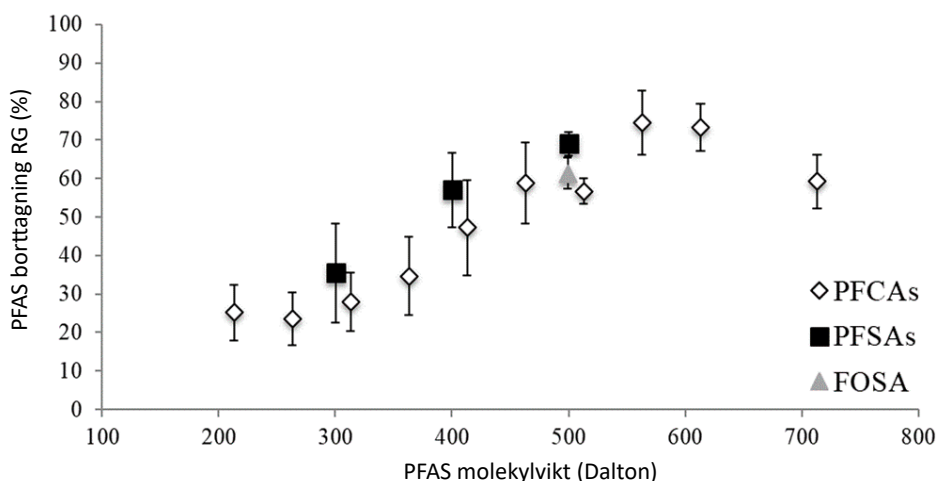


Figur 3.6

Schematisk bild av hur vatten leds över ett nanofilter. För att öka utbytet måste delar av koncentratet recirkuleras över membranet via cirkulationspumpen.

Under membranberedning uppkommer ett koncentrat, så kallat retentatvatten, som innehåller höga halter av många ämnen. Halterna i detta vatten är 4–5 gånger högre än i inkommande råvatten och dessutom anrikas även kemikalier, som exempelvis beläggningshämmare där sådan har använts. Retentatvattnet måste därför efterbehandlas med olika tekniker innan det kan ledas bort. Målet med efterbehandlingen är att tillverka vatten som kan tas emot i avloppsreningsverket samt att man lyckas uppkoncentrera PFAS-ämnen i så hög grad som möjligt antingen i en fast fas eller en vätskefas. Både skumfraktionering och jonbytare är lämpliga tekniker för detta ändamål.

Ett flertal försök har genomförts, och resultat har erhållits för flera olika membran typer. Nedan redovisas data från tester med två distinkta hålfibermembran. I Figur 3.7 presenteras resultaten av separationen av olika PFAS-ämnen med ett hålfibermembran av typen HfW-1000. Avskiljningen av olika typer av PFAS-ämnen (karboxylsyror, PFCA, och sulfonsyror, PFSA) visas som en funktion av molekylstorlek. Det aktuella hålfibermembranet har en MWCO (*molecular weight cutoff*) på cirka 450 Dalton. Vid och över denna molvikt för PFAS noteras en avskiljningsgrad på 50 % eller högre. Eftersom borttagningen inte enbart beror på molekylstorlek utan även påverkas av ämnens laddning, kan olika PFAS-ämnen separeras i varierande grad, även vid identisk molvikt (Dalton).



Figur 3.7

Borttagning av olika typer av PFAS-ämnen som funktion av PFAS molekylvikt för ett specifikt hålfibermembran (HfW1000, MWCO ca 450 Dalton).

Det finns ett stort antal olika membran som kan användas för borttagning av PFAS-ämnen. Det är viktigt att skilja mellan kapacitet att filtrera bort PFAS över membranet (som är angivet i tabellen till höger) och den sammanlagda borttagningen (RG %) när returvattnet från koncentratflödet har tagits i beaktning. Detta jämförs i Tabell 3.3 för karboxylsyra-PFAS (PFCA) och sulfonsyrabaserade PFAS (PFSA).

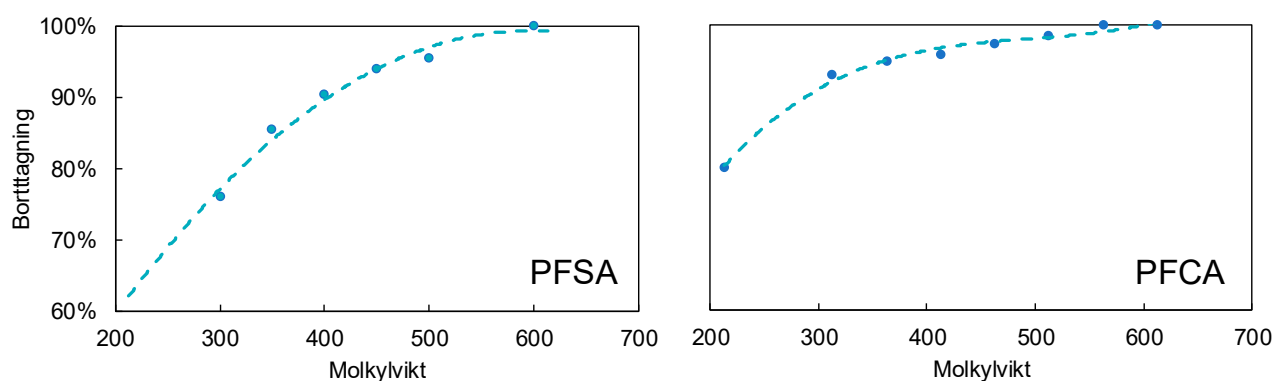
Ämne	M _w	RG _{PFCA}	RG _{PFSA}	PFCA	PFSA
PFBA	213	80 %		96 %	
PFBS	300		76 %		91 %
PFHxA	313	93 %		96 %	
PFPeS	350		86 %		94 %
PFHpA	363	95 %		98 %	
PFHxS ¹	400		91 %		96 %
PFOA ¹	413	96 %		98 %	
PFHpS	450		94 %		97 %
PFNA ¹	463	98 %		98 %	
PFOS ¹	500		96 %		97 %
PFDA	513	99 %		99 %	
PFUnDA	563	100 %		100 %	

Tabell 3.3

RG (%) och molekylvikt (M_w) för olika PFAS-ämnen vid 70 % utbyte, ~4,5 bar och ett hålfibermembran (dNF40, MWCO ca 450 Dalton), inklusive borttagning över membransteg.

1) Ingår i PFAS 4.

I Figur 3.8 anges en grafisk representation av skillnader i borttagning av PFSA och PFCA.



3.5.1 Beredning med membrantechnik

Tabell 3.4 ger en samlad översikt över praktiska förutsättningar och systemkrav vid PFAS-rening med membrantechnik, från råvattenkvalitet och förbehandling till drift, energi och möjlig sidonytta.

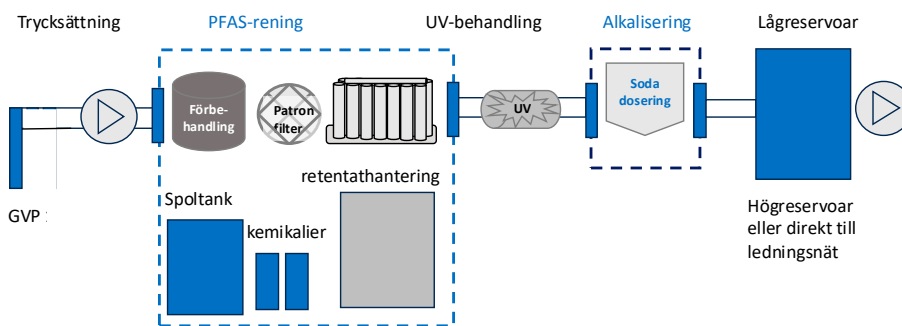
Figur 3.8

Borttagning (RG %) av olika PFAS-ämnen som funktion av molekylvikt för sulfonsyra-PFAS (till vänster) och karboxyl-PFAS (till höger) för ett antaget vattenutbyte av 70 % (dNF40, MWCO ca 450 Dalton).

Funktion	Beskrivning	Kommentar
Vattenkvalitet	Hårdhet, temperatur, halten organiskt kol	Förekomst av höga halter av vissa ämnen (kalcium, sulfat, kisel, järn, mangan, barium) kan leda till utfällning på membran.
Maskinbehov	Pumpar, membranelement, spolningsbassänger, kemikalieförråd, spolvattenavlopp	
Ytbehov	Förbehandlingsteknik, membranrack, pumpar, spol- och kemikalietankar	
Placering	Förfiltrering av matarvatten krävs i form av ett mikro- eller patronfilter.	Membranfilter, men särskild spirallindade membran, är mycket känsliga för partiklar i matarvatten. Alla typer av membranfilter (UF, NF) kräver någon typ mekaniskt förfilter för att skydda membran från skada.
Drift	Regelbundet kemisk tvätt möjligen även med uppvärmt vatten. Möjligen behov av beläggningshämmare.	Kemikalieförbrukning kan utgöra en stor andel av driftkostnaden.
Energi	Mellan 0,25–0,5 kW/m ³	Beroende på membranens porstorlek krävs olika mycket energi för att drifva processen.
Annan funktionalitet	Avhärdning, mikrobiologisk barriär, borttagning av organiskt kol	Membranrening har fördelen att det även uppfyller andra viktiga funktioner så som avhärdning eller mikrobiologisk barriärverkan. Även andra kemiska ämnen än PFAS kan avskiljas beroende på deras fysikaliska och kemiska egenskaper.

3.5.2 Vattenverk

Typisk placering av ett membranfilter i en dricksvattenanläggning visas i Figur 3.9.



Tabell 3.4

Beskrivning av rening av PFAS med membrantechnik.

Figur 3.9

Typisk beredningsprocess i ett grundvattenverk som använder membrantechnik för borttagning av oönskade ämnen så som PFAS.

3.5.3 Kända utmaningar med membrantechnik

Det finns flera kända utmaningar med membrantechnik:

- Membran kan få utmaningar med så kallad fouling som orsakas av utfällningar på membranet. Detta kan vara organiskt kol, järn, mangan eller specifika organiska ämnen från nedbrytning av alger eller bakterier.
- Membran som uppnår en mycket hög (> 95 %) PFAS-avskiljning kräver i regel högt tryck (≥ 4 bar), vilket ökar den specifika elanvändningen (kWh/m³ behandlat vatten).
- Rejektvattnet kan uppgå till cirka 25 % av matarvattenflödet (Figur 3.6). Detta innebär stora vattenförluster, och betydande mängder rejecktatten som behöver behandlas.
- Rejecktatten innehåller höga halter av de föroreningar som påträffas i råvattnet, varför rejecktatten ofta behövs behandlas innan utsläpp till dag- eller ytvatten.
- Membran som är effektiva att avskilja PFAS avskiljer i de flesta fall även tvåvärdade joner och alkalinitet. Denna bieffekt kan öka behovet av återmineralisering.
- Membranfiltrering har mycket höga investeringskostnader och kräver relativt hög användning av kemikalier.

Membranytans laddning och beläggning (fouling) kan påverka avskiljningen. Effekterna studeras fortfarande, men rör ofta elektrostatiska krafter. Ämnen med samma laddning som ytan repelleras, medan motsatt laddning kan leda till attraktion eller bindning. Vissa membran är även ytbehandlade för att öka repulsionen.

3.6 Rening genom flotation

Skumfraktionering (SAFF) och Dissolved Air Flotation (DAF) är två tekniker som utnyttjar luftbubblor för att koncentrera och separera föroreningar, men har olika tillämpningar och effektivitet beroende på syfte och omständigheter. PFAS har ytaktiva och hydrofoba egenskaper som gör att de tenderar att fastna på luftbubblorna och följer med bubblorna till vattenytan. Vid skumfraktionering används större luftbubblor (200–2 000 mikrometer) och tekniken är särskilt effektiv när koncentrationer av PFAS är höga, såsom i lakvatten eller koncentrat från nanofiltrering. DAF använder utrustning som genererar mindre bubblor (20–100 mikrometer).

Båda metoderna används som en del av en större behandlingsprocess och kombineras med andra tekniker för att uppnå optimal avskiljning av PFAS. Skumfraktionering är generellt sett mer effektivt för att avskilja PFAS, då DAF är anpassat för att avskilja partiklar snarare än lösta ämnen som PFAS. En viktig skillnad är dock att DAF kan integreras i befintliga processer, såsom i lamelledimenteringsprocessen, medan skumfraktionering kräver ett eget nytt processteg. Både DAF och skumfraktionering betraktas dock som mindre etablerade tekniker inom svenska vattenverk jämfört med GAK, och det finns inte lika mycket dokumenterad drifterfarenhet för dessa metoder i nationell skala, år 2025.

3.6.1 Funktion och förutsättningar

Skumfraktionering

Skumfraktionering är en relativt ny process för vattenbehandling som påminner om en komprimerad flotationsanläggning. I denna metod skickas luftbubblor genom råvatten och tränger genom vattnet till ytan där de ytaktiva PFAS-ämnena anrikas i ett skum. Skummet som bildas vid vattenytan innehåller hög koncentration av PFAS och kan avlägsnas. Skumfraktionering kan drivas antingen batchvis eller kontinuerligt. I industriella sammanhang tillförs ofta ytaktiva substanser för att öka reningsgraden, men vid dricksvattenberedning är detta inte tillåtet på grund av hälsoriskerna förknippade med rester av dessa substanser.

Effektiviteten hos skumfraktionering beror på flera faktorer, som storleken på luftbubblorna, koncentrationen av PFAS och tillsatsen av ytaktiva ämnen. Generellt sett avlägsnas långkedjiga PFAS-ämnena mer effektivt än kortkedjiga. I en studie använde McCleaf et al. (2023) skumfraktionering på ett nanofilterkoncentrat, där de med enbart luft lyckades avlägsna upp till 99 % av långkedjiga PFAS. Kortkedjiga PFAS var en större utmaning, men tillsats av ytaktiva ämnen kunde förbättra resultatet genom att öka hydrofobiciteten, vilket innebar att interaktionen med luftbubblorna förbättrades. I studien ökade tillsatsen av ytaktiva ämnen avlägsnandet av kortkedjiga PFAS, såsom PFPeA från 57 % till 94 %, PFHxA från 90 % till 99 %, och PFBS från 62 % till 96 %.

Den totala PFAS-borttagningen i studien med nanofilterkoncentrat om ca 350 ng/liter PFAS var 90 % med enbart luft och 94 % med maximal dos av ytaktiva tillsatser. Dessa resultat är högre än vad som uppnåtts i många andra studier. Till exempel rapporterade McCleaf et al. (2021) 76 %, och Smith (2023) 60 %, vid skumfraktionering av lakvatten med extremt höga halter av PFAS, med uppemot 6 200 ng/liter i studien av McCleaf et al. (2021). Den bättre avskiljningseffektiviteten på 90 % i nanofilterkoncentratet, trots de lägre halterna på runt 350 ng/liter, kan bero på användningen av en polymerbaserad antiskalningskemikalie vilken spekulerades kunna öka PFAS-hydrofobiciteten genom laddningsinteraktioner.

Om nanofilterkoncentrat ska återföras till dricksvatten efter skumfraktioneringen så är det inte möjligt att göra tillsatser med ytaktiva substanser som inte är godkända.

Dissolved Air Flotation (DAF)

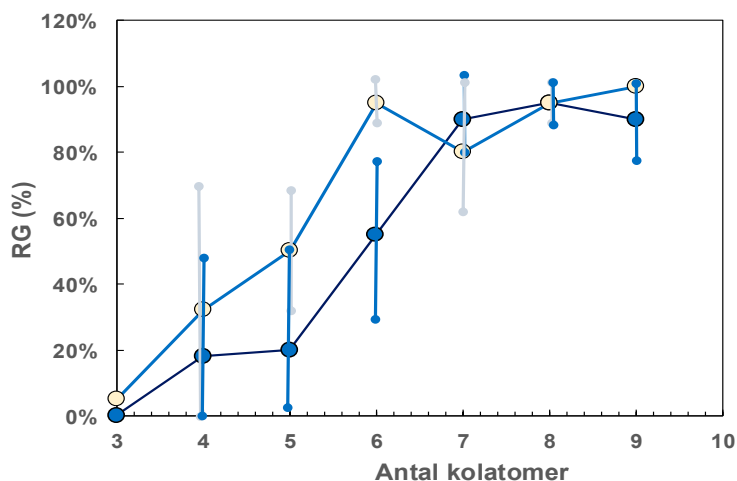
DAF-processen (flotation på svenska) skapar mikrobubblor genom att blanda luft och vatten under högt tryck (vanligtvis mellan 300 och 800 kPa) i en "luftmättningsenhet". När denna luftmättade vattenblandning släpps ut genom en tryckreduceringsventil vid atmosfärstryck, bildas mikrobubblor i flotationskärlet. Dessa mikrobubblor kolliderar med och fäster vid suspenderade partiklar och till viss del också PFAS-ämnen, vilket får dem att stiga till ytan där de bildar ett skikt av slam. PFAS-ämnenas ytaktiva egenskaper gör att de kan placera sig mellan vatten och luftbubblor, och därmed följa med bubblorna upp till ytan och koncentreras i slammet. Separationseffektiviteten för PFAS med DAF beror på molekylstrukturen hos PFAS-ämnena; ämnen med sex eller fler kolatomer separeras bättre, medan kortkedjiga PFAS är svårare att avlägsna.

Vikström (2023) rapporterar att Norrvatten har övervägt att inkludera ett DAF-steg i sin framtida vattenproduktion för att stödja PFAS-reningen och minska behovet av att reaktivera sina GAK-filtrer. DAF skulle ha implementerats som ett komplement till lamelledimentering, likt en nuvarande lösning vid Görvålnverket. Detta förslag syftar till att placera flotationen ovanpå sandfiltren för att undvika att öka anläggningens yta. Slammet som produceras från DAF kommer att innehålla mer koncentrerat PFAS än vattnet, vilket kräver ytterligare behandling för att säkerställa att PFAS inte recirkuleras tillbaka till miljön. Norrvatten utförde pilotförsök för en sådan anläggning. Vikström (2023) deltog i projektet och dokumenterade resultaten i sitt examensarbete. Råvattnet innan pilotanläggningen uppmätte halter av PFAS om 3,6–5,7 ng/liter. Den uppmätta utloppskoncentrationen av PFAS 4 var under 4 ng/liter för alla mätningar utom en. Detta indikerar att DAF kan vara tillräcklig för att nå Livsmedelsverkets gränsvärde på 4 ng/liter, särskilt om optimeringar av DAF skulle göras. Däremot låg koncentrationen nära 4 ng/liter i många fall, och analysosäkerheten kan påverka resultatens tillförlitlighet. Därför antas det i studien att DAF måste kombineras med GAK-filtrer för att helt säkert nå gränsvärdet på 4 ng/liter. Den beräknade reduktionen av PFAS 4 i pilotförsöken visade en effektivitet mellan 20–40 %. PFOS och PFNA hade en betydligt större reduktion, vilket tyder på att PFAS-reduktionen med DAF såväl som med skumfraktionering är beroende av kolkedjans längd.

3.6.2 Påverkan på reningsgrad vid skumfraktionering

Reningsgraden vid skumfraktionering är generellt stabil över tid, men varierar beroende på PFAS-ämnenas kedjelängd. Förändringar i koncentration av PFAS kan påverka effektiviteten och en utmaning med skumfraktionering kan vara att hitta vatten med tillräckligt höga koncentrationer, såsom nanofilterkoncentrat eller vissa lakvatten.

I Figur 3.10 visas data från en studie av We et al. (2024) som redogör för den genomsnittliga borttagningen av PFAS när skumfraktionering används.



Figur 3.10

Genomsnittlig borttagning av olika sorters PFAS (PFCA: karboxylsyra mörkblå, PFSA: sulfonsyror ljusblå) beroende på deras kolkedjelängd (PFOS har kolkedjelängd 8).

Det förekommer stora variationer i de utförda studierna. Nyare resultat med en annan försöksuppsättning där SAFF användes som är genomförda av Uppsala Vatten (Stefansson 2022) och som inte kom med i studien ovan antyder en borttagning på 30 % av PFHxA (C-5) och 95 % av PFOA (C-6). Vid användning av ytaktiva substanser ökar borttagning av PFHxA till runt 70 %. Generellt är effekten av användning av ytaktiva substanser större för kortkedjiga PFAS-ämnen.

3.6.3 Påverkan på reningsgrad vid flotation

DAF upprätthåller, liksom skumfraktionering, en stabil reningsgrad över tid, men effektiviteten kan påverkas av förändringar i vattenkemi och driftparametrar. Luftlösning, mikrobubblornas storlek och hydrodynamiken i flotationskärlet är viktiga faktorer som påverkar separationseffektiviteten. Mindre bubblor ökar sannolikheten för kollisioner med PFAS och andra föroreningar, vilket förbättrar systemets prestanda över tid. Mikrobubblornas storlek påverkar även deras uppstigningshastighet, vilket i sin tur påverkar kontakttiden och därmed separationseffektiviteten. En långsammare uppstigning ger längre kontakttid mellan bubblorna och de suspenderade partiklarna, vilket ökar sannolikheten för kollision och adsorption. Högre adsorption ger högre borttagning. Hydrodynamiska förhållanden, såsom flödesmönster och bubblornas rörelse i flotationskärlet, påverkar också hur effektivt föroreningar avlägsnas. En väl avvägd hydrodynamik är nödvändig för att maximera kontakten mellan bubblorna och föroreningarna.

Sedan juni 2023 finns en anläggning på Norrvatten där DAF används för att förbättra vattenkvaliteten innan beredning med sandfilter (Norrvatten u.å.). På denna anläggning tillämpades flotation i klassiska Lovöbassänger (Svenskt Vatten 2024). Under flotationsprocessen avskiljs här mellan 10–40 % PFAS 4, beroende på koncentrationen av ämnena i det inkommande vattnet. Skummet och vattnet från flotationsanläggningen utgör upp till 0,5 % av det totala flödet och har halter av PFAS 4 som överstiger 300 ng/liter. På grund av dessa höga koncentrationer krävs efterbehandling innan vattnet kan släppas ut.

3.6.4 Kända utmaningar med skumfraktionering och flotation

Gemensamma utmaningar för skumfraktionering och DAF:

- Slamhantering: Slammet som produceras innehåller höga koncentrationer av PFAS och kräver vidare behandling med tekniker som avancerad kemisk oxidation, superkritisk vattenoxidation, plasmabaserad behandling eller förbränning, vilket medför ytterligare kostnader och komplexitet.
- Höga driftkostnader i form av energianvändning för att generera bubblor under en vattenpelare.
- Processens effektivitet kan variera beroende på kedjelängden hos PFAS-ämnena, där kortkedjiga PFAS är svårare att avlägsna. Det kan vara svårt att skapa en process som är tillräckligt effektiv för att få väldigt låga nivåer av PFAS, och för att lyckas med detta kan beredningen behöva kompletteras med annan teknik.

Utmaningar med skumfraktionering:

- Begränsad användning i dricksvattenberedning: Kräver ofta ytaktiva substanser för att skapa stabilt skum, vilket inte är lämpligt för dricksvatten på grund av potentiella hälsorisker. Bör kunna användas på restströmmar.
- PFAS-koncentrationer: Kan ofta kräva höga PFAS-koncentrationer i råvattnet för att vara ekonomiskt och tekniskt effektivt.

Utmaningar för Dissolved Air Flotation (DAF):

Om beredningen enbart avser PFAS-borttagning så gäller följande:

- Minskad effektivitet vid hög partikelhalt: Högt halt av suspenderade fasta ämnen och

organiskt material kan minska DAF-effektivitet genom att konkurrera med PFAS om bubblornas yta.

- Kompletterande behandling: Kan behöva kompletteras med kemisk förbehandling eller ytaktiva ämnen för att förbättra separationsprocessen.
- Kan kräva högre investeringskostnader för pumpar som kan generera mikrobubblor.

Om beredningen är integrerad i en fällning och därför ska optimeras med en fällning så bör olika aspekter avvägas mot varandra.

4 Lagkrav och gränsvärden för PFAS i dricksvatten

Lagstiftningen för PFAS-ämnen sker på global, europeisk och nationell nivå, men det finns ingen enhetlig reglering som omfattar hela gruppen PFAS-ämnen. I stället hantearas specifika ämnen genom olika regelverk. När ett enskilt PFAS-ämne regleras ersätts det ofta med ett annat som ännu inte är reglerat, vilket gör att regleringen inte leder till någon betydande minskning av riskerna. Denna situation, i kombination med att alla PFAS-ämnen är extremt svårnedbrytbara och kan ha skadliga effekter bidrar till den samlade riskbilden (Kemikalieinspektionen u.å.).

Bestämmelser för att undersöka och vidta åtgärder rörande PFAS 4 och PFAS 21 i dricksvatten träder i kraft den 1 januari 2026. Från detta datum ska PFAS 4 och PFAS 21 analyseras om faroanalysen indikerar att det är nödvändigt. Om halterna överskrider gränsvärdena i dricksvattenföreskrifterna (LIVSFS 2022:12) ska åtgärder göras för att sänka halterna så att gränsvärdena inte överskrids (Livsmedelsverket 2022).

Gruppen PFAS 21 består av de i ”Summan av PFAS” enligt dricksvattendirektivet (Rådets direktiv (EU) 2020/2184 del B punkt 3 i bilaga III) ingående ämnena samt 6:2 FTS. Att 6:2 FTS ingår beror av att det påträffats i dricksvatten från svenska vattenverk vid analys. Parametervärde för PFAS 21 är satt till 100 ng/liter. Vilka ämnen som ingår i PFAS 21 redovisas i Bilaga A.

Sverige har valt att införa ett nationellt gränsvärde för PFAS 4: summan av perfluoroktansulfonsyra (PFOS), perfluoroktansyra (PFOA), perfluornonansyra (PFNA) och perfluorhexansulfonsyra (PFHxS) (Livsmedelsverket 2022).

Gränsvärdet för PFAS 4 är satt till 4,0 ng/liter. Parametervärdet är satt utifrån en riskvärdering gjord av Livsmedelsverket och baserad på den riskvärdering som EFSA (Europeiska livsmedelssäkerhetsmyndigheten) publicerade 2020 där ett tolerabelt veckointag (TVI) togs fram som omfattar dessa 4 PFAS samt konsumtionsdata för olika åldersgrupper.

Om PFAS 4-halten överskrider 4,0 ng/liter och eller om PFAS 21-halten överskrider 100 ng/liter, så måste åtgärder göras för att minska halterna av PFAS i dricksvattnet (Livsmedelsverket 2022).

5 Fallstudier från tre svenska vattenverk

Nedan presenteras de olika fallstudierna från tre vattenverk som har varit med i projektet.

5.1 Vattenverk A, historik och problematik

Vattenverk A producerar cirka 110 000 m³ vatten per år, med en genomsnittlig produktion på 3,5 liter/s.

Vattenverket är ett ytvattenverk och tar sitt råvatten från två dammar varav en är huvudvattentäkt dit vatten pumpas från den andra dammen. Det finns även en tredje damm som inte används i nuläget. Efter utredning av vattenkvalitet så är dock även den möjlig att använda. De tre dammarna ligger alla i närhet till havet.

5.1.1 Råvattenkvalitet

Råvattenkvaliteten är relativt jämn över året, men under vår och höst vid sjövändningen, samt vid kraftig nederbörd, uppmäts lite högre mängder partiklar. Tabell 5.1 visar uppmätta parametrar i råvattnet från huvudvattentäkten.

Parameter	Värde
Alkalinitet, HCO ₃ /liter	Ca 15
Ca, mg/liter	Ca 8
Färg, mg platina/liter	80–150
Hårdhet, °dH	Ca 1,6
PFAS 4, ng/liter	5–8
pH	Ca 7
Temp, °C	2–20
TOC, mg/liter	10–14
Turbiditet, FNU	2–5

Tabell 5.1

Uppmätta parametrar i råvatten från dammen.

PFAS-källor

Provtagning har gjorts på ett antal platser runt råvattendammarna. Tre av provplatserna visar högre halter av PFAS och särskilt ett av tillflödena till huvudvattentäkten har höga halter PFAS.

Sammantaget kan konstateras att tre av åtta punkter uppvisade förhöjda PFAS-halter och därmed bedöms vara påverkade av någon form av PFAS-källa. En tydlig föroreningskälla kunde dock ej fastslås inom området, och påverkan kan även ha skett via aerosolbunden kort- eller långväga transport samt exponering via skummet från vågornas krön (*Sea spray*). Detta eftersom tidigare studier, med provtagningspunkter som till viss del ligger på betydande avstånd till den faktiska droppbundna exponeringen, visat liknande halter och ämnesfördelningar (*fingerprints*).

Halten PFAS i inkommande vatten ligger bara marginellt över gränsvärdet. Det kan därför vara av intresse att undersöka om en liten minskning av PFAS-källor till dammarna kan sänka halten i inkommande vatten till vattenverket under det nya gränsvärdet. Halten i inkommande PFAS 4 vid vattenverket utgörs till 50 % av PFOA (2,3 ng/liter). Prov 1 uppvisar PFOA-halter som ligger nästan fyra gånger högre än detta. Halter i prov 4 ligger runt tre gånger högre.

Vid provtagning inne i vattenverket har ingen tydlig källa kunnat identifieras i vattenverket.

Analys

I vattenverket tas ett flertal analyspaket vid provtagning på inkommande råvatten, såsom somatiska kolifager, algtoxiner, mikrobiologiskt analyspaket (M1 och M2), kemiska analyspaket (K1 och K2), analyspaket för PFAS (PFAS 22) och Totalfosfor (Tabell 5.2). Analysparametrar i K1, K2, M1 och M2 finns beskrivna i Bilaga B i Tabell B1 och B2.

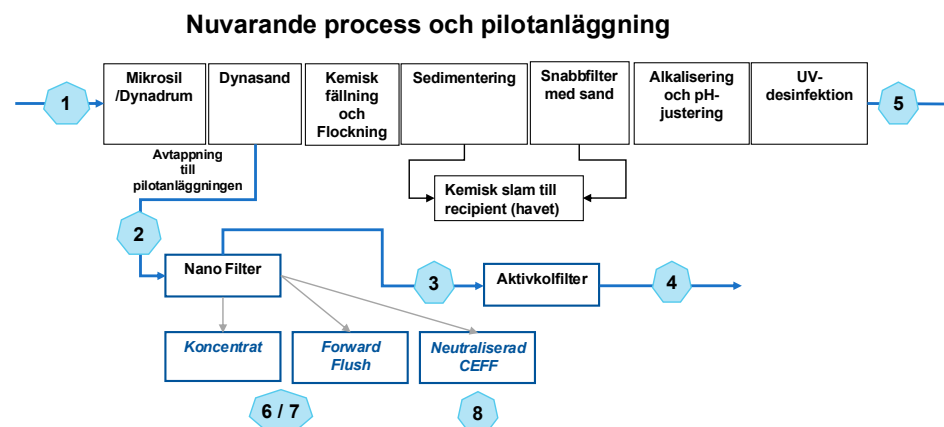
Provtagningspunkt	Antal/år	Analysparametrar
Råvatten VVA	55	Somatiska kolifager, M1, M2, K1, K2, PFAS 22, Totalfosfor, TOC, Algtox (V)
Efter DynaSand	17	M2 K1 + TOC + PFAS 22
Efter snabbfilter	10	PFAS 22
Utgående dricksvatten VVA	24	M2, K1, PFAS 22

Figur 5.2

Tabell 5.2 Uppmätta parametrar och frekvens i råvatten och utgående dricksvatten.

5.1.2 Nuvarande beredningssteg

För närvarande består reningsprocessen av sju beredningssteg (se Figur 5.1). Först passerar råvattnet genom en mikrosil (DynaDrum) och därefter genom ett DynaSand OXY. Därefter tillsätts flockningskemikalier. Vattnet blandas, flockar bildas och får sedimentera i en sedimenteringsbassäng innan det passerar ett snabbsandfilter. Från de två sista stegen avskiljs kemiskt slam till recipient. Därefter genomgår vattnet alkalisering och pH-justering, och slutligen UV-desinfektion.



Figur 5.1

Beredningssteg och provtagningspunkter – nuvarande process samt pilotanläggning.

5.1.3 Pilotförsök

I februari 2022 mottog vattenverk A ett föreläggande från kommunstyrelsen att inom tre år omvandla dricksvattenberedningsprocessen från kemisk rening till mekanisk rening. Detta för att avskilja slam och rena processavloppsvattnet innan utsläpp från verket. Samma år utfärdade Livsmedelsverket nya föreskrifter, i enlighet med de nya direktiven från EU, avseende gränsvärden för olika PFAS-ämnen i dricksvattnet.

Under andra halvåret 2022 initierades ett pilotprojekt där både nanofilter och aktivt kolfilter installerades, med syftet att reducera mängden slam i processavloppsvattnet samt mängden PFAS-ämnen i det utgående dricksvattnet.

Vid pilotförsöken avtappades vattnet från DynaSand OXY till ett så kallat hålfiber-membran (dnf80, ca 800 Dalton MWCO) och sedan till ett aktivkolfilter (Figur 5.1).

Dokumentation av resultat av genomförda pilotförsök

Pilotförsök vid vattenverk A har framgångsrikt påvisat en hög grad av mikrobiologisk och virologisk avskiljning utan användning av fällningskemikalier. HFNF-tekniken (Hollow Fiber Nanofiltration, det vill säga hålfibermembran) i kombination med ett aktivkolfilter erbjuder starka mikrobiologiska och kemiska barriärer. Då råvattnet redan är väldigt mjukt reducerar dNF80 kalciumhalten med endast cirka 2 mg/liter. Resultaten indikerar att införandet av dNF40 som beredningssteg är en adekvat ersättning för de nuvarande beredningsprocesserna fällning, flockning och sedimentering.

Kvalitetsanalys från pilotanläggningen och det efterföljande kolfilterpilottestet indikerar en förbättring av dricksvattenkvaliteten. Ett UV-aggregat i en fullskalig anläggning efter ett kolfiltersteg skulle ha resulterat i en högre vattenkvalitet än den i dag. PFAS 4-nivåerna i utgående vatten från vattenverk A överskrider för närvarande det nya gränsvärdet (4,0 ng/liter) som trädde i kraft 2026. Genom användning av HFNF-teknik kan detta gränsvärde uppnås med god marginal.

HFNF-processen avskiljer organiska och mikrobiologiska föroreningar utan kemikalier, men producerar ett avlopp med 11–13 % av råvattnet från dricksvattenproduktionen och koncentrerar ämnen cirka fyra gånger.

HFNF-Processen har tre olika spolavlopp:

<i>Koncentrat</i>	Ett kontinuerligt flöde, ca 10 % av inkommande råvatten där koncentrationen blir fyra gånger högre än råvattnet.
<i>Forward Flush</i>	Ett periodvis flöde som består av 2 % av inkommande flöde som har en kvalitet likt filtrat från DynaSand (döpt "efter DynaSand" i resultaten).
<i>Chemical enhanced forward flush (CFFF)</i>	Ett periodvis flöde som består av ca 1 % av inkommande flöde; det har, precis som forwardflush, en kvalitet som liknas med DynaSand-filtrets filtrat.

5.1.4 Fördelar respektive nackdelar med HFNF

- HFNF-processen fungerar som en mikrobiologisk barriär och kräver inte kemisk fällning, vilket gör processen mindre känslig för förändringar i råvattenkvaliteten.
- Behovet av underhåll kommer minska och driftstoppen blir färre, även om driftskostnaderna går upp eftersom membranmoduler måste bytas ut oftare.
- Energiförbrukningen ökar också eftersom HFNF kräver mycket energi för vattenfiltrering.
- Spolavloppet minskar med över hälften, vilket förbättrar vattenutbytet och minskar slöseri med råvatten vid spolning och rengöring. En större andel av det behandlade vattnet kan användas som dricksvatten.
- Trots att HFNF-processen innebär fler kemikalier, används mindre mängder totalt och leveranser av fällningskemikalier med bulkbil behövs inte längre, eftersom de inte krävs i denna metod.

Parametrar i spolvattnet har analyserats. Tre parametrar överskrider de riktvärden för dagvatten från befintlig bebyggelse som finns i kommunen:

<i>TOC</i>	Cirka fem gånger högre än riktvärdet. Dock innehåller råvattnet från dammarna redan 10 mg/liter som är hälften av riktvärdet. Restströmmarna/spolavloppet koncentreras upp och får ett mycket högre värde. Total uppskattat TS halt/år är ca 500 kg.
------------	--

Koppar	Gränsvärde för kopparanalys är 0,02 mg/liter (20 µg/liter). Riktvärdet är under gränsvärdet. Koppar i råvatten är under gränsvärdet men en koncentreringsfaktor ses i koncentratet. Totalt utsläpp för koppar årligen är 1 kg.
PFOS	Riktvärde för PFOS 0,65 ng/liter är lågt. Naturligt vatten och dagvatten har värden högre än 0,65 ng/liter. Det är få vattenverk som klarar kravet för PFOS-värde på 0,65 ng/liter. I råvattnet finns redan 2,6 ng/liter PFOS och med koncentrationsfaktorn på HFNF ökar det till 12,5 ng/liter.

Analys av de spolavloppsflöden som kallas för *koncentrat*, *forward flush* och *chemical enhanced forward flush* innehåller även höga koncentrationer av flera ämnen som inte ska släppas ut i havet då det kan ha negativ effekt på miljön, bland annat på ålgräsängar som bidrar till biologisk mångfald. Eftersom råvattentäkten innehåller höga koncentrationer av olika ämnen behövs en spolavlopps/slamanläggning tillsammans med ett fullskaligt vattenverk, med nanofiltrering som ett reningssteg. Det som skiljer spolavloppet i dag från spolavloppet på en nanofilteranläggning är avsaknaden av aluminium från fällningskemikalier.

5.1.5 Initial bedömning av möjligt teknikval

Resultaten har huvudsakligen uppnåtts genom användningen av HFNF, medan informationen från pilotförsöken för kolfiltret i nuläget bedöms som osäker.

5.1.6 Slutsatser

Nedan listas de slutsatser som är relaterade till pilotförsökets påverkan på mängden PFAS-ämnen i det utgående dricksvattnet:

- HFNF i kombination med ett aktivt kolfilter kan skapa en robust mikrobiologisk och kemisk barriär.
- Kvaliteten från pilotanläggningen och det efterföljande aktiva kolfiltersteget visar inte någon försämring av dricksvattenkvaliteten; tvärtom uppvisas en förbättring. Ett UV-aggregat i en fullskalig anläggning efter kolfiltersteget skulle dessutom ge vattnet högre kvalitet än i dag.
- Halten av PFAS 4 i utgående vatten från vattenverk A överskrider för närvarande det nya gränsvärdet på mindre än 4,0 ng/liter, vilket träder i kraft 2026. Med hjälp av HFNF-teknik kan gränsvärdet uppnås med god marginal.

VA-huvudmannen är nöjd med resultaten av NF-piloten som visar att kvaliteten på dricksvattnet kommer att förbättras och dessutom klara de nya gränsvärdena, samtidigt som volymer från spolavlopp minskar. Det finns dock mycket som behöver utredas och byggas om innan en nanofilteranläggning kan installeras:

- En förprojektering som identifierar hur ett nanofilter ska installeras i vattenverkets befintliga byggnad eller på tomten.
- Nyinstallation och ombyggnad av el och styrsystem krävs för att kunna klara installationskraven.
- Hur implementeras en ny process parallellt med pågående produktion från det befintliga vattenverket?
- Ett beslut om restströmmar/spolavlopp från HFNF kan släppas till recipient eller om ett ytterligare beredningssteg behövs, en spolavloppshantering, vilket kräver utredning.
- Kostnad och tidsprogram som förankras av kommunen.

5.2 Vattenverk B, historik och problematik

Vid vattenverk B tas grundvatten från två djupborrade bergsbrunnar, driftsatta år 1954 respektive 1989. I reningsprocessen reduceras svavelväte, järn och mangan. Desinfektionen utförs med hjälp av UV-teknik. En omfattande modernisering och utbyggnad av vattenverket färdigställdes år 2007.

PFAS-problematiken identifierades 2020 efter provtagning i råvattentäkten. Båda brunnarna hade olika nivåer av påverkan. Halterna låg betydligt under den dåvarande rekommenderade åtgärdsgränsen på 90 ng/liter för PFAS 11.

2022 påbörjades ett projekt för att rusta upp vattenverket. PFAS-prover visade ökande nivåer i båda brunnarna. Med de nya gränsvärdena behövdes åtgärder för att minska PFAS 4. Brunnen med högst halt stängdes av i väntan på åtgärder.

5.2.1 Råvattenkvalitet

I Tabell 5.3 visas utvalda parametrar för råvattenkvalitet. PFAS har undersökts från 2020, medan övriga parametrar har undersökts från 2011.

Parameter	Borra 1		Borra 2	
	Min	Max	Min	Max
PFAS 4, ng/liter	1,33	7,8	29,6	31
PFAS 21, ng/liter	4,6	15	43	43
PFAS 11, ng/liter	<5	13	38	39
Mangan, mg/liter	0,14	0,16	0,14	0,76
Järn, mg/liter	0,86	1	0,79	3,8
pH	7,5	8	7	8
Alkalinitet, HCO ₃ /liter	120	150	98	150
Hårdhet, °dH	5,3	6,1	4,5	5,6
Kalcium, mg/liter	27	32	21	31
Turbiditet, FNU	1,5	3,6	2,3	36
Radon, Bq/liter	49,4	66,1	205	205
COD, mg/liter	1,6	2,2	0,5	2,3

Tabell 5.3

Råvattenkvalitet i Borra 1 och 2 hos vattenverk B.

PFAS-källor

En historisk inventering med fokus på PFAS-källorna har utförts inom ett område beläget 650 meter från vattentäkten. Inom detta område identifierades en verksamhet med riskklass 2, vilken bedrev textilindustri från 1960-talet fram till cirka 1985. Efter denna period var det ett tryckeri fram till år 2003.

Det har även funnits ett sågverk, riskklass 3, som är nedlagt sedan 1991. Vid sågverket startades 1966 dopkning av virke utan uppsamling. I doppningsvätskan ingick Servarex som bland annat innehöll pentaklorfenol. Årligen förbrukades ca 1 000 kg vätska; användningen upphörde i slutet av 1970-talet då pentaklorfenol förbjöds. Enligt Länsstyrelsens databas EBH-stödet har undersökningar gjorts och spår av pentaklorfenol finns noterat i jorden, i nivå med dåvarande riktvärden för känslig markanvändning, men inga halter i grundvattnet. Resultatet visade att det inte tycks ske någon spridning av pentaklorfenol till grundvattnet trots genomsläppliga jordarter.

Det finns även smidesverkstad som haft ett mindre oljespill, bilvårdsanläggning med bilverkstad och åkeri (sanerat 2002), skotillverkning med lösningsmedelsanvändning, impregneringsplats för telestolpar från år 1900–1925 (sanerat i början av 2000-talet bland annat på grund av höga kopparhalter då dopningen skett i kopparsulfat), såg och hyvleri, bensinstation samt avloppsreningsverk.

Brandstationen har funnits i samhället sedan 1941. Insatser med skum har skett i samhället två gånger på 2000-talet. Tidigare har brandsläckningsskum använts vid bränder i samhället. Det har även pågått brandövningar, men hur frekvent är inte känt. Enligt räddningstjänsten har det inte funnits några fasta övningsplatser. Vidare kan området runt själva brandstationen utgöra ett källområde då rengöring av utrustning troligen skett inom området.

Troligen är de halter av PFAS som påträffats därför ett resultat av en diffus spridning från verksamheter inom området alternativt kopplade till historiska brandsläckningsövningar med brandskum. Verksamheter som sågverk och verkstäder kan ha haft brandskydd och brandskyddsövningar i egen regi som möjligen inneburit släckning med skum. Atmosfärisk deposition ses också som en möjlig källa.

Under 2024 har Länsstyrelsen fått medel att genomföra verifierade provtagningar kopplade till PFAS-förorenade områden. De verifierade provtagningarna utgår från den historiska markmiljöinventeringen som genomfördes 2023. Rapporten från de verifierade provtagningarna är inte klar. Provtagningarna visar att det finns PFAS 4 över 4 ng/liter i grundvattnet på flera platser i området. Utifrån provtagningarna kan ingen ensam föroreningskälla pekats ut.

Analyser

Vid undersökning av PFAS har ackrediterat laboratorium använts. Analyspaketens innehåll har följt Livsmedelsverkets rekommendationer och gällande föreskrifter. Förändringar i dessa har lett till att olika totalsummor av PFAS beräknats på analysrapporterna genom åren.

På analyser fram till 2021 beräknades summan för PFAS 11, men de enskilda PFAS-föreningar som ingår i PFAS 4 finns med i analysrapporten. En enkel hopslagning av dessa ger summan för PFAS 4. Dock analyserades inte alla de föreningar som senare kom att ingå i PFAS 21.

På analyser från 2022 beräknas summan för PFAS 4, PFAS 11, PFAS 21 och PFAS 22. Resultatet av de enskilda föreningarna redovisas på analysrapporten.

Undersökningsfrekvensen på råvattentäkten bestämdes initialt till ett prov per brunn vart femte år med start 2020. Redan 2022 togs nya prover i samband med projektets förstudie. PFAS-halterna visade en stigande trend och brunnen med högst halt stängdes av. Från juni 2023 har ett prov per månad tagits i den producerande brunnen. Resultaten visar en stigande trend och att PFAS 4 måste hanteras i vattenreningen. Sammanlagd kostnad för provtagningen på råvattentäkten uppgår till strax över 300 000 kr.

5.2.2 Nuvarande beredningssteg

Inkommande råvatten oxideras med luftning och dosering av kaliumpermanganat. Via självfall rinner vattnet till en kontaktbassäng under mark. Vattnet uppfordras därifrån till trycksatta filter för järn- och manganreduktion. Renvatten samlas i en lågreservoar och utgående dricksvatten pumpas genom UV-ljus för desinfektion innan leverans till ledningsnät.

5.2.3 Pilotförsök

2023 stod projektet inför att utföra pilotförsök eller inte. Ett underlag togs fram baserat på frågor ställda till konsultexperter inom området. En viktig frågeställning var om teknikmognaden på jonbytare var tillräcklig i relation till PFAS-halterna i råvattentäkten för en installation utan pilotförsök. Projektet fick även ta del av erfarenheter och resultat från ett pilotförsök med jonbytare i ett annat vattenverk i Sverige med liknade vattenkvalitet.

Underlaget bedömdes ge grund till att jonbytare har tillräcklig teknikmognad för att kunna installeras på vattenverket utan pilotförsök. Hänsyn togs till den vattenkemiska sammansättningen och typen av PFAS-förening. Det nämns dock att installation utan

pilotförsök är ett risktagande, då eventuella driftproblem inte kan upptäckas på förhand.

Efter avvägning i projektet togs beslut att inte utföra pilotförsök.

5.2.4 Initial bedömning av möjligt teknikval

Den initiala bedömningen har gjorts med hjälp av konsult. I ett tidigt skede beslutades på grund av kostnad och platsbrist att inriktningen skulle vara rening med jonbytar massa och att vattenverket skulle renoveras. Efter förstudie visade det sig att det inte bli så stor skillnad i pris på att renovera nuvarande vattenverk jämfört med att bygga ett nytt då det finns stora investeringsbehov i det gamla vattenverket. Nu pågår projektering av ett nytt vattenverk med jonbytarfilter. Det ska enligt plan stå klart under 2027.

5.2.5 Slutsatser

VA-huvudmannen har fattat beslut att rening av PFAS 4 ska vara på plats i det befintliga vattenverket senast 1 januari 2026. Det är kommunicerat med invånare i samhället. Samtidigt pågår en projektering av ett nytt vattenverk där man tidigt i processen beslutade att tekniken med jonbytarfilter skulle användas. Beslutet baserades då på en konsultutredning och tidigare studier på ett annat vattenverk i Sverige med liknande råvattenkvalitet. Avsaknaden av pilotförsök på den aktuella anläggningen innebär osäkerhet kring storlek på jonbytarfilter, antal filter och antal linjer. Nedan listas några av osäkerheterna:

- Till vattenverket i dag finns två brunnar och den med mest PFAS 4 ska ersättas med en ny brunn. Det är osäkert vilken råvattenkvalitet det blir.
- I projekteringen för det nya vattenverket planeras för en linje med två jonbytarfilter. Det innebär att när massan i ett av jonbytarfiltren byts, krävs det att andra filtret är i drift. Här finns osäkerhet på om ett filter kommer ha tillräckligt med kontakttid. Om PFAS skulle börja släppa finns det ingen säkerhet i form av ett efterföljande filter om man väljer en linje. För att kunna upprätthålla PFAS-rening behöver massan bytas ut innan den är mättat för att inte riskera att få läckage av PFAS i dricksvattnet. Det innebär att massan inte kommer kunna nyttjas maximalt och blir det då högre driftkostnader än vad som är brukligt för jonbytarfilter?
- Vilken driftsäkerhet har filtren? Behövs någon backup för en linje med två filter?
- Om det finns två linjer med PFAS-rening, totalt fyra jonbytarfilter, skulle det innebära en risk att filtren blir för små? Verket producerar 60 m³/dygn. Vad är risken för mikrobiell påväxt i små filter med låga flöden? Två linjer har högre investeringskostnad och kräver mera plats.
- I projekteringsfasen av vattenverket behövs svar på vad som krävs vid installationer för drift och underhåll.
- När ett filter ska beställas finns risk att leverantören inte lämnar någon garanti på funktion då inget pilotförsök har genomförts.
- Vad innehåller jonbytar massan? Ett föredrag från pilotförsök i Danmark visar att oönskade ämnen migrerade från jonbytar massan till vattnet. Hur säkerställs att det inte händer?
- För att kontrollera processen krävs provtagningskranar mellan varje steg. Hur mycket analyser behöver tas? Vilka kostnader och resurser kommer analyserna att innebära?

I mars 2025 samlades projektgruppen för att hantera osäkerheterna. Gruppen vägde för- och nackdelar med initialt teknikval mot alternativet att byta till aktiv kolfilter. Osäkerheterna kring driftutformning för jonbytarfilter och risken för läckage och migrering av oönskade ämnen från jonbytar massor vägde tungt.

Efter en sammanställning beslöt projektet att ändra teknikvalet till aktiv kolfilter. Det kommer innebära merarbete för projektet, men utifrån aktuell informationen vid tidpunkten för beslut bedömdes det vara rätt val.

5.3 Vattenverk C, historik och problematik

Det har producerats dricksvatten i det aktuella vattenverket från 1930-talet. Råvatten hämtas från grundvatten via ett antal råvattenbrunnar, på ett varierande djup mellan 30–50 meter under markytan. Vattenverket innefattar i dag en enkel process med pH-justering samt desinfektion med UV.

Vattendomen medger ett uttag av 3 888 m³/dygn som medeldygn (45 liter/s) och ett maxdygn av 6 048 m³/dygn (70 liter/s). Sedan 1996 finns ett fastställt skyddsområde och skyddsföreskrifter för vattentäkten som är under pågående revidering.

Området i och kring vattenskyddsområdet domineras av isälvsavlagringar i form av postglacial lera, postglacial sand samt isälvsediment, i varierande mäktighet. Historiskt sett har området använts som åkermark. Efter 1960-talet har det tillkommit motorväg, industrier och bostadsområden i närområdet.

Halten PFAS varierar i de olika råvattenbrunnarna, men överstiger kommande gränsvärde i samtliga.

5.3.1 Råvattenkvalitet

Vattenkvaliteten i täkten bedöms som mycket god när man bortser från föroreningen med PFAS 4-ämnena. Risken att grundvatten förorenas med andra organiska ämnen anses vara liten men täkten är av stor betydelse för kommunens dricksvattenförsörjning. Tabell 5.4 redovisar utvalda parametrar det senaste årets undersökningar. PFAS 4 analyseras för närvarande månadsvis inför teknikval för nytt reningssteg.

Inom verksamheten finns enbart grundvattenverk med relativt stabil kvalitet och långsamma förändringar. Det som påverkar kvaliteten mest utöver PFAS är bekämpningsmedel, nitrat och hårdhet.

Parameter	Variation i halter på grund av flera råvattenbrunnar
PFAS 4, ng/liter	5–25
PFAS 21, ng/liter	< 29
Mangan, mg/liter	< 0,02
Järn, mg/liter	< 0,05
pH	6,7–7,2
Alkalinitet, mg/liter HCO ₃	80–100
Hårdhet, °dH	4,7–6
Ca, mg/liter	19–26
Turbiditet, FNU	< 0,5
COD, mg/liter	< 1,5
Konduktivitet, mS/m	30–33
Sulfat, mg/liter	20–25

Tabell 5.4

Råvattenkvalitet i vattenverk C.

PFAS-källor

En historisk inventering gjordes senast under 2024 inom vattenskyddsområdet och angränsande område. Markanvändningen i vattenskyddsområdet består till största delen av åkermark, men även betesmark, skogsmark, bebyggelse, industrier och vägar.

I samband med den miljöhistoriska inventeringen gjordes en översiktlig provtagning av grundvatten i området för att undersöka varifrån föroreningen av PFAS i grundvattnet härstammar. Provtagningen har utförts i befintliga grundvattenrör, några enskilda brunnar och något ytvatten. En sammanställning har gjorts av provtagningsresultat tillsammans med den miljöhistoriska inventeringen och andra utredningsrapporter med mera.

Undersökningen visar att PFAS i grundvatten finns utspritt och varierar stort i både djupled och i plan. Det har identifierats potentiella källor men detta behöver utredas vidare.

Analys

Vid undersökning av PFAS används ackrediterat laboratorium. Analyspaketen har genom åren minst följt Livsmedelsverkets rekommendationer och föreskrifter för dricksvatten. Vid förändringar i rekommendationer har parametrar utökats.

Under 2022 utökades analyspaketen från PFAS 11 till PFAS 22. Utöver enskilda parametrar presenteras summan av PFAS 4, PFAS 11, PFAS 21 och PFAS 22. Provtagning utförs på råvattenbrunnar, efter filter i vattenverk, i utgående dricksvatten och i dricksvatten hos användare.

Inom verksamheten finns ett större antal vattenverk som distribuerar dricksvatten till samma distributionsnät. Detta gör att det sker en stor utspädning i distributionsledningarna och reservoarer.

Råvattenbrunnarna provtas och analyseras minst utifrån grupp B i bilaga 1 i LIVSFS 2022:12 minst en gång per år. Det görs tillägg och ändringar vid behov, till exempel utökad provtagning för bekämpningsmedel. På det aktuella vattenverket analyseras PFAS sedan en tid varje månad för att få en bättre mätserie inför teknikval och dimensionering av nytt reningssteg.

5.3.2 Nuvarande beredningssteg

Då råvattnet till vattenverket är ett grundvatten av god kvalitet utan några kända föroreningar utöver PFAS och liten bedömd risk för tillkommande föroreningar sker i dagsläget en enkel beredning av dricksvattnet. Råvattnet desinficeras med UV-ljus, och för att höja vattnets pH och alkalinitet doseras soda (Na_2CO_3). Det finns i dagsläget ingen lågreservoar utan produktionen regleras via nivåer i högreservoarer.

5.3.3 Pilotförsök

Pilotförsök med aktivt kol och jonbytesmassa har skett på två av vattenverken inom verksamheten. Vattenverk ett har ca 140–340 ng/liter PFAS 4 i råvattnet och vattenverk två ca 25 ng/liter PFAS 4 i sitt råvatten.

Vattenkvaliteten och PFAS-sammansättningen på vattenverk två bedöms vara snarlik med råvattnet på det aktuella vattenverket och därmed har resultaten från pilotförsöken varit applicerbara i detta fall.

Syftet med pilotförsöken var att utvärdera de nämnda teknikerna på den aktuella PFAS-sammansättningen och avgöra vilken teknik som lämpar sig bäst i fullskala. Pilotförsöken utfördes från februari 2022 och 1,5 år framåt. De byggdes upp med två kolonner (LEAD och LAG) i serie. Provtagning utfördes veckovis. De flesta proven frystes ner och ett urval skickades på analys. Detta för att hålla nere analyskostnaderna.

Dokumentation av resultat av genomförda pilotförsök

I Tabell 5.5 presenteras ett urval av resultaten från försöken med jonbytesmassa.

Tabell 5.5

Experimentella parametrar för jonbytespilot.

Pilot	Media	Antal kolonner i serien	Volym media per kolumn (liter)	Kontaktid (min)	Flöde (ml/min)	Inkommande PFAS-halt (ng/liter)
Pilotförsök 1	SorbixTM IX	2	1,75	2,5	670 +/- 50	PFAS 4: 120–340
	LC3					PFAS 21: 140–400
Pilotförsök 2	SorbixTM IX	2	1,75	2,5	655 +/- 50	PFAS 4: 20
	LC3					PFAS 21: 25

Pilotförsök 1

Försöket uppnådde runt 270 000 bäddvolymeter under 1,5 år innan genombrott. Det förekom mätbara halter av PFAS 4 i LEAD (kolumn 1 av 2) efter 235 dagar, medan inget genombrott förekom i LAG (kolumn 2 av 2).

Efter 519 dagar drifttid hade ingen PFAS 4 ovanför detektionsgränsen (0,6 ng/liter) uppmätts efter LAG. Genombrott av PFAS 4 > 4 ng/liter uppmättes efter 235 dagar i LEAD.

Genombrott av de kortkedjiga ämnena PfpEA och PFHxA detekterades tidigare, vilket kan leda till att halter över 4 ng/liter i LEAD förekommer efter 50 dagar. Ämnena ingår inte i PFAS 4, men om höjd ska tas för dem i dimensionering blir det en utmaning.

Pilotförsök 2

Försöket uppnådde runt 280 000 bäddvolymeter under 1,5 år innan försöket avbröts. Efter 569 dagar drifttid hade ingen PFAS 4 ovanför detektionsgränsen (0,6 ng/liter) uppmätts efter LAG. Inget genombrott förekom under försökstiden. Det kan därför vara så att den verkliga drifttiden är längre än försökstiden.

I försöket kunde PFAS 4 inte detekteras i vare sig LEAD eller LAG. Däremot förekom mätbara halter av PFAS 22 (PFHxA och PfpEA) i båda kolonnerna.

Det kortkedjiga ämnet PfpEA uppnådde genombrott i LEAD efter 120 dagar och i LAG efter 250 dagar. PFHxA hade genombrott i LEAD efter runt ett år.

Genombrott av de kortkedjiga ämnena PfpEA och PFHxA kan enligt beräkning leda till halter över 4 ng/liter i LEAD efter 400 dagar. Dessa värden begränsas inte i gällande lagstiftning. Kostnader för drift kommer att stiga om även dessa värden ska beaktas då drifttiden beräknas sjunka från 1 000 till 400 dagar. En drifttid av 400 dagar kan dock fortsatt anses försvarbar.

5.3.4 Initial bedömning av möjligt teknikval

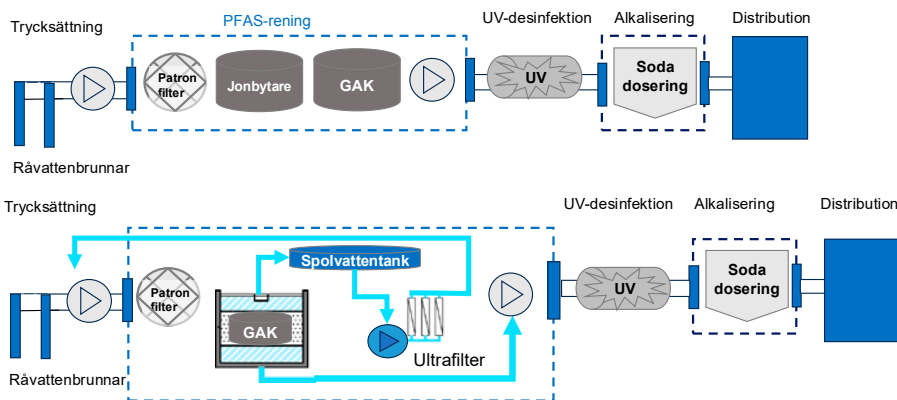
Utifrån omvärldsbevakning och utförda pilotförsök gjordes ett första urval av två lämpliga tekniker och för- och nackdelar med teknikerna diskuterades.

Den aktuella kommunen är välbesökt under sommaren, med återkommande vattenbrist. Särskilt under sommarmånaderna är det av stort värde att minimera att potentiellt dricksvatten används som processvatten.

Anläggningen saknar i dag avlopp. Även om avlopp hade funnits hade det inte varit säkert att avloppsreningsverket hade accepterat att ta emot ett eventuellt PFAS-förorenat processvatten. Detta innebär en försvarande omständighet framför allt vad det gäller kolfilter och omhändertagande av den vattenmängd som uppstår vid backspolning.

Jonbytare bedömdes vid utvärdering och workshop med intern driftpersonal vara en enklare process med färre ingående komponenter och mindre omfattande underhåll. Figur 5.2 ger en överblick av de två systemalternativen (jonbytare + GAK, eller GAK + ultrafilter).

Ekonomiskt är de båda systemen relativt lika och för en period av 30 år är ingen av teknikerna tydligt dyrare än den andra. För kolfilter ligger tyngdpunkten av kostnaden i investering på grund av att de kräver större volymer, större byggnader och utrustning för rening av spolvatten. Rening av spolvatten med ultrafilter görs för att kunna återleda vattnet i processen och på så vis minska vattenförlusterna. Jonbytare är mindre platskrävande, men jonbytesmassan är dyr och det tillkommer även högre energikostnader till följd av tryckfall över filtren. Kolfilter efter jonbytare finns i förslaget nedan för att kunna ta emot eventuella ämnen som läcker från jonbytarmassan. I området har det tidigare förekommit organiska ämnen som man vill kunna ta bort.

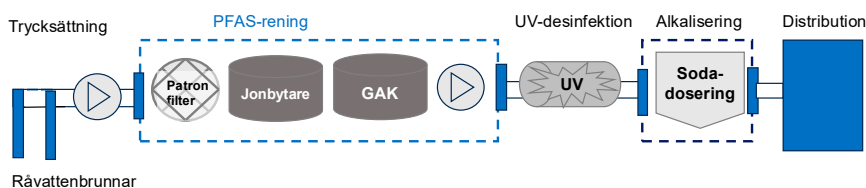


Figur 5.2
De två systemalternativen som utvärderades.

5.3.5 Slutsatser och fortsatt arbete

Efter att teknikval gjorts fick verksamheten information angående eventuell migrering av oönskade ämnen från jonbytesmassor via försök som gjorts i Danmark. Innan verksamheten kan känna sig trygg med användningen av jonbytesmassa för dricksvattenproduktion behöver detta undersökas vidare.

Den aktuella vattentäkten ligger i riskzonen för ytterligare ökning av PFAS i grundvattnet. Den risken samt ovan nämnda information angående eventuell migrering av ämnen från jonbytare har gjort att verksamheten inför ytterligare ett reningssteg, GAK som polering efter jonbytesmassa (Figur 5.3). Som extra säkerhet har verksamheten också möjligheten att späda utgående dricksvatten ytterligare innan det når användaren. Slutligt systemval ser därmed ut som i Figur 5.3.



Figur 5.3
Slutligt systemval för PFAS-rening.

Med ovanstående teknikval och andra åtgärder tar verksamheten nästa steg för att uppnå kravet på 4 ng/liter. Projektering och upphandling görs under 2025. Förhoppningen är att klara gränsvärdet fullt ut under 2026.

5.4 Drift- och försörjningsaspekter

5.4.1 Membran

De membran som använts i pilotprojektet i vattenverk A är NX Filtration, Mexpert pilot plant, typ dNF80, MWCO_{cutoff} 800Da. Typiska flöden ligger mellan 15 och 30 l/mh.

Vid membranfiltrationen har tvättprogram med CEB, backspolning samt kemikalieförbrukningen sett ut som i Tabell 5.6.

Parameter	Enhet	Värde
Matarvatten	m ³	445
Permeat	m ³	400
Koncentrat	m ³	44
FF spolvatten	m ³	13
Neutralisering CEB	m ³	4
NaOCl	kg/år	125
NaOH	kg/år	140
Citronsyra	kg/år	1 600

Tabell 5.6

Flödesbalans maxproduktion, 1 120 m³/d (520 m³/d/rack).

Kemikaliehantering med ny process

Det tillkommer två nya kemikalier för denna process, volymerna är mindre och kräver inte leverans med bulkbil. Leveransen kommer att bestå av 25-litersdunkar och 25-kilosäckar. Nuvarande fällningskemikalie (PAX XL-100) med förbrukning på ca 30 m³ per år kommer att utgå.

För alkalisering och pH-justering blir det samma som tidigare:

- Lut/natriumhydroxid ca 30 m³/år – levereras med bulkbil
- CO₂/flytande koldioxid ca 7 500 kg/år – levereras med bulkbil

Det huvudsakliga underhållet berör ventiler, kemikalieanläggning och spolvattenhantering. Det behövs kontinuerlig provtagning för intrimning och bibehållen prestanda samt uppföljning av eventuell fouling med hjälp av CIP (Cleaning in Place) med några års intervaller. Det beräknas förekommer kontinuerliga byten av enstaka moduler samt eventuellt behov av membranundersökningar (memscan).

Hur ofta membranerna behöver bytas ut är svårt att säga då det gäller små mängder på en liten anläggning i kombination med kolfilter. Livslängden på membran brukar vara fem år. Eventuellt kan membranens livslängd även påverkas av tvättcykler eller högt tryck.

5.4.2 Aktivt kolfilter

Under pilotförsöket i vattenverk A med nanofilter fanns ett kolfilter där kolet kunde bytas ut. I ett annat försök som genomförts har kolet doserats direkt i råvattnet efter DynaSand. Det förbrukade kolet hamnar sedan i kemfällt slam och även delvis på sandfilter. Allt förbrukat kol följer med spolvattnet ut från vattenverket.

Inom verksamheten hos vattenverk C finns ett antal kolfilter, både trycksatta och öppna kärl. Inget av nuvarande kolfilter är ursprungligen installerade för rening av PFAS, utan för bekämpningsmedel. När PFAS detekterades i ett av verken år 2012 var det dimensionerat för hälften av verkets totala flöde. För att rena PFAS kördes hela flödet över kolfiltret, vilket innebar att uppehållstiden förkortades betydligt. Då halten PFAS var ca 120–340 ng/liter PFAS 4 innebar det mycket frekventa kolbyten. Till slut togs beslutet att ta verket ut drift av ekonomiska och driftmässiga skäl.

Eftersom kolfiltren ursprungligen installerades för bekämpningsmedel var det inte tänkt att kolet skulle bytas frekvent. De har därför placerats långt in i lokalen på flera verk, utan en smidig lösning för tömning och påfyllning. Det är viktigt att tänka på vid installation och byggnation av en ny anläggning. Både tömning och påfyllning ska kunna göras på ett bra sätt som minimerar damning etc. Det är också viktigt att ta höjd för storleken på kärnen vid projektering för att synka med storleken på bulkbilarna. Detta för att hålla nere transportkostnaderna vid reaktivering.

Om kolfiltren ska användas för PFAS-rening behöver backspolningsvatten kunna hanteras och vid behov renas. I projekteringsfasen av en ny kolfilteranläggning konstaterades att det inte fanns någon anslutning till spillvatten, utan ett eventuellt backspolningsvatten behövde avledas till dagvatten.

5.4.3 Jonbytare

Inom verksamheten för vattenverk C tyder pilotförsök på att jonbytesmassa behöver bytas ca var 18:e månad och aktivt kol ca var 12:e med en inkommande halt på 30 ng/liter PFAS 4. Det aktuella råvattnet är uteslutande grundvatten av annars god kvalitet.

För närvarande har jonbytesmassor långa leveranstider. En förutsättning för kontinuerlig drift är en god planering av utbyte och att skapa kännedom kring genombrottstider.

5.4.4 Hantering av biprodukter och koncentrat

I dagsläget hanteras de förbrukade massorna och membranen på följande sätt hos deltagande verksamheter:

- Förbrukat aktivt kol skickas till förbränning på grund av låga volymer som inte är värda att reaktivera.
- Generellt återlämnas membran till leverantören för undersökning.
- Jonbytare kommer att skickas till förbränning.
- Koncentrat efterbehandlas med en filtermassa (filtrisorb) som sedan förbränns.

5.4.5 Kunskapsbehov hos drifttekniker

Ett fullskaligt reningssteg som är anpassat för PFAS finns inte i dagsläget, utan det kommer att krävas utbildning i drift och ett nära samarbete med övriga funktioner.

6 Arbetsprocess för val av teknik

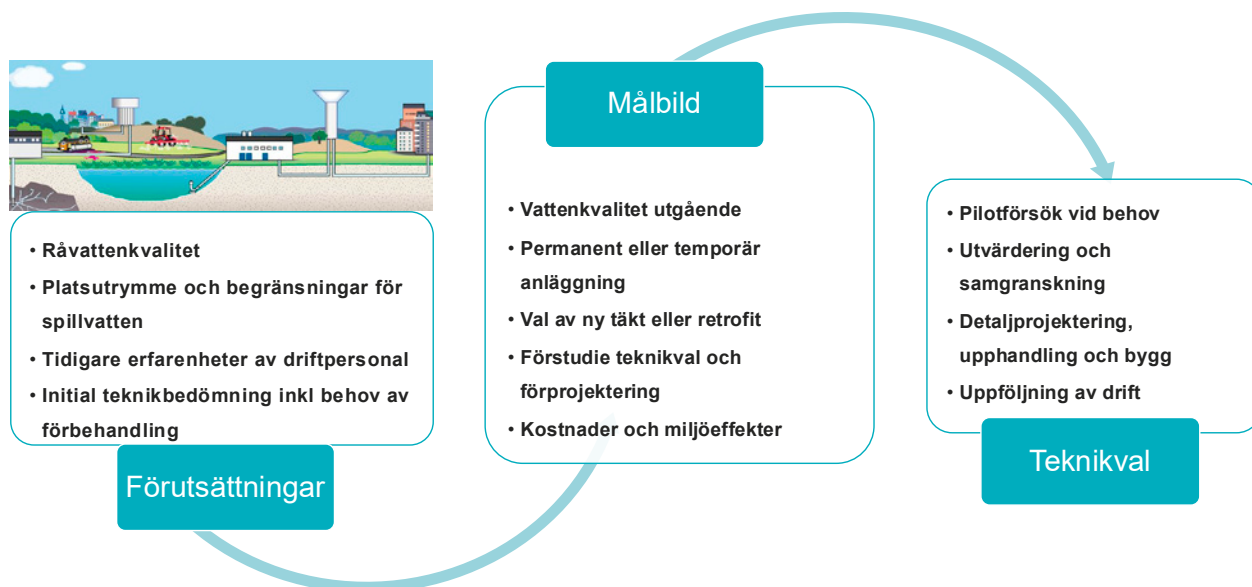
För att välja den mest lämpliga tekniken för PFAS-rening i ett vattenverk är det viktigt att:

- Analysera faktorer som råvattenkvalitet, ny beredning eller uppgradering/anpassning av befintlig utrustning, platsutrymme, spillvattenbegränsningar (sammansättning och hantering av spolflöden och retentatströmmar) och driftpersonalens inspel och erfarenheter.
- Definiera målbild: önskad vattenkvalitet, miljöeffekter, kostnadsberäkningar, permanent eller temporär anläggning samt val av tåkt och drift.
- Välja teknisk strategi genom att först utföra en inledande teknikbedömning. Därefter, genomföra pilotförsök och utvärdera resultaten noggrant. Sedan dimensionera lösningen baserat på de erhållna resultaten, och följa upp implementeringen.

De ovan beskrivna frågorna är del av en arbetsprocess som kan delas upp i tre viktiga steg: Förutsättningar, målbild och teknikval (Figur 6.1). I det här kapitlet beskrivs hur dessa tre delsteg kan delas in ytterligare för att få fram all nödvändig information och olika aspekter som ska beaktas innan val av teknik kan genomföras.

Figur 6.1

Skiss som beskriver ett förslag för olika delsteg inför teknikval.



6.1 Förutsättningar

6.1.1 Inkommande råvattenkvalitet

Inkommande råvattenkvalitet varierar mellan olika platser och dess betydelse för vattenreningsprocessen kan inte överskattas. Vattenkvaliteten är avgörande och påverkas av en mängd olika faktorer, vilket gör att det inte finns någon universallösning. Både mikrobiologiska, fysikaliska och kemiska parametrar har betydelse.

Enligt dricksvattenföreskrifterna LIVSFS 2022:12, bilaga 3 avsnitt B, finns krav på minimifrekvens och parametrar för provtagning och analys av råvatten samt dricksvatten hos användare (Tabell 6.1 respektive Tabell 6.2).

Undersökningsfrekvensen beror av producerad volym dricksvatten per dygn (m^3) samt typ av råvattenkälla. Krav på analys av PFAS finns på provpunkten dricksvatten hos användare, i provgrupp B om faroanalysen indikerar att det är nödvändigt att göra det.

Producerad volym dricksvatten per dygn (m ³)	Grundvatten	Ytvatten och ytvattenpåverkat grundvatten
< 10	1	2
10-100	2	4
>100-1 000	6	24
>1 000-10 000	9	36
>10 000-100 000	12	52
>100 000	24	52

Tabell 6.1

Minimifrekvens för undersökningar av råvatten enligt LIVSFS 2022:12 (prov per år).

Distribuerad eller producerad volym dricksvatten per dygn i ett vattenförsörjningsområde (m ³) ¹	Antal prov per år för parametrar som ingår i provgrupp B enligt LIVSFS 2022:12, bilaga 1
< 10	1 vart sjätte år
10-100	1 vartannat år
>100-1 000	1
>1 000-10 000	1 + (1 per 3 300 m ³ per dygn och del därav beräknat på den totala volymen)
>10 000-100 000	3 + (1 per 10 000 m ³ per dygn och del därav beräknat på den totala volymen)
>100 000	12 + (1 per 25 000 m ³ per dygn och del därav beräknat på den totala volymen)

Tabell 6.2

Minimifrekvens för undersökningar enligt LIVSFS 2022:12 för analyser gällande dricksvatten hos användaren (prov per år).

1) Volymerna beräknas som ett medelvärde under ett kalenderår. Antalet försörjda personer i ett vattenförsörjningsområde kan användas som bas för beräkning av volym distribuerat eller producerat dricksvatten. I sådant fall antas att dricksvattenförbrukningen är 200 liter per dygn och person.

Vilka parametrar som tas utformas i ett kontrollprogram.

Analyser för PFAS

Akreditering av ett laboratorium innebär att det har genomgått en oberoende granskning och fått ett officiellt kvalitetsbevis som bekräftar att det uppfyller specifika kvalitetskrav enligt en internationell standard. I dag erbjuder flera ackrediterade laboratorier ett antal analyspaket som kan användas för att analysera ditt vatten i enlighet med de regelverk som råder och även större paket som kan användas för en mer omfattande screening. Av kvalitets- och analyskäl ska deras egna "PFAS-flaskor" användas vid provtagning.

Det finns även möjlighet att skapa skräddarsydda paket för större eller återkommande kontroll, och det finns möjlighet att utföra så kallade TOP-analyser för att fånga totalt oxiderbara prekursorer, och utökad rapportering av linjära och grenade former. Tabell 6.3 visar tillgängliga analyspaket från ett representativt ackrediterat laboratorium i Sverige.

Metod	Beskrivning
PFOS/PFOA	Analyserar specifikt perfluoroktansulfonat (PFOS) och perfluoroktansyra (PFOA), två av de mest kända PFAS-ämnena.
PFAS 4, low LOQ	Mäter fyra PFAS-föreningar med en låg kvantifieringsgräns (LOQ = Limit of Quantification), vilket innebär hög känslighet.
PFAS 11 (SLV)	Analyserar 11 specifika PFAS-ämnen enligt Livsmedelsverkets (SLV:s) riktlinjer.
PFAS 21 (SLV; DWD20 + 6:2 FTS)	21 olika PFAS-föreningar, inkluderar SLV:s lista, DWD20 (EU:s dricksvattendirektiv 2020) samt 6:2 FTS (fluortelomersulfonat).
WFD PRIO prel PFAS 24	24 PFAS-ämnen enligt en preliminär lista från WFD (EU:s vattendirektiv).
WFD PRIO prel PFAS 24 + SLV21+ DK22	En kombination av 24 PFAS enligt WFD, 21 PFAS enligt SLV samt 22 ämnen enligt danska riktlinjer (DK22).
PFAS 28, PFAS 35, PFAS 50, PFAS 53	Mätning av ett växande antal PFAS-ämnen, där PFAS 50 även inkluderar GenX (en ersättningskemikalie för vissa äldre PFAS). PFAS 53 inkluderar både WFD/GWD (grundvattendirektiv) samt PFAS 24-listan.
ULTRALOW LOQ	En metod med extremt låg kvantifieringsgräns, lämplig för spåranalys av PFAS på mycket låga nivåer.

Tabell 6.3

Lista över olika PFAS analyspaket.

Då det finns ett stort antal analyser tillgängliga, kan det vara utmanande att navigera bland dessa om man inte har specifik kunskap inom området. En rekommendation att utgå från är:

- För grundläggande kontroll: *PFAS 11* (SLV) (här ingår *PFAS 4*).
- För grundläggande kontroll efter 1 januari 2026: *PFAS 21* eller 24 enligt WFD/SLV/DWD.
- För avancerad analys: *PFAS 50* eller 53 med ULTRALOW LOQ.

Detektionsgränser kan variera och vid val av analysmetod bör analysosäkerhet beaktas. Baserat på om man bara vill ha en screening av ämnen (förekomst) eller om man vill ha exakta analyser av borttagning under beredningen eller pilotförsöken bör olika analyser väljas. Mätosäkerheten kan lätt vara 25 % när halterna är under 2 ng/liter, vilket bör beaktas när prestandan av borttagningen bedöms. I regel är riktade analyser av icke polymera ämnen de som utförs mest. Till dessa hör alla ovan beskrivna paket. I specialfall kan polymerer eller specifika grupper behöva analyseras. Eftersom analysmetoder och analysnoggrannhet utvecklas ständigt bör man hålla sig informerad för att kunna välja rätt analyspaket.

För att fånga effekten av nedbrytning av PFAS-ämnen har analyspaket TOP (Total oxidizable precursors), utvecklats, där även ämnen ingår som kan brytas ner till PFOA. Eftersom PFOA ingår i *PFAS 4*-listan är det viktigt att mäta TOP i områden där det kan förmodas att nedbrytningen kan ske, bland annat i spillvatten.

Prestanda av alla tekniker påverkas av både halt och typ av förekommande PFAS-förening. De kortkedjiga ämnena är svårare att avlägsna och i många fall måste olika tekniker kombineras för att få till ett bra analysresultat.

Förekomst av andra ämnen

Även andra ämnen i vattnet kan ha betydande negativ påverkan på beredningen. De parametrar som har störst inverkan på rening av PFAS är partikelhalt, TOC, hårdhet, salthalt samt ämnen som kan kopplas till fouling av filter i allmänhet, inklusive membran (Tabell 6.4).

Parameter	Jonbytare	GAK	Membran
Turbiditet	Hög partikelhalt kommer att leda till igensättning och behov av backspolning. Backspolning är oönskad då bädden kan blandas vilket kan försämra prestandan avsevärt.	Hög partikelhalt kommer att leda till igensättning och behov av backspolning. Backspolning är oönskad då bädden kan blandas vilket kan försämra prestandan avsevärt.	Membran måste skyddas från partiklar som kan skada membran. Oftast används 5–10 mikrometer förfilter, för RO-membran eller mycket tigha NF-membran (lägre än 150 Dalton) kan UF vara fördelaktig som förfilter.
TOC	Möjlig fouling men låg effekt på bindningskapaciteten.	Organiskt kol (> 3 mg/liter) sänker bindningskapaciteten mätbart.	Kan ge fouling av membran.
Salthalt	Höga halter av klorid (> 250 mg/liter) och sulfat (> 100 mg/liter) sänker bindningskapaciteten mätbart så att genombrott uppkommer tidigare.	Ingen effekt	Höga salthalter leder till högre TMP och därmed högre energiförbrukning. Risken för utfällningar ökar och det är vanligare att antiskalanter behövs.
Metaller	Ingen effekt	Ingen effekt	Mangan, järn och aluminium kan även vid låga halter < 0,2 ppm skapa fouling.
Hårdhet	Risk för utfällningar	Risk för utfällningar	Risk för utfällningar och membranfouling
Spårämnen	Ingen effekt	Ingen effekt	Höga halter (> 0,1 mg/liter) av barium och strontium utgör risk för membranfouling då karbonater kan bildas.

6.1.2 Platsutrymme och begränsningar för spillvatten

En viktig faktor för urval av teknik är tillgång till utrymme som finns för att installera ett nytt beredningssteg. Varje anläggning har specifika egenskaper som gör det svårt att uppskatta absoluta ytbehov. Ytbehovet påverkas av antal linjer (redundans och delflöden), vald kontakttid (EBCT, min), bädd, filterdjup, LEAD/LAG-konfiguration och spolbassängernas storlek.

För GAK (granulerat aktivt kol) är det viktigt att välja om det krävs en LEAD/LAG-konfiguration eller om samma effekt kan uppnås med ett antal filtersomdriv parallellt. Detta förfarande är dock oftast oekonomiskt när det förekommer höga halter (> 100 ng/liter).

I Tabell 6.5 anges värden som togs fram för de tre fallstudier som ingick i denna studie.

Produktion (m ³ /h)	Jonbytare 2,5 min + 2,5 min	GAK total (filter + spoltankar) 15 min + 15 min	Membran
165	40 (4 linjer)	135 (85 + 50)	47 (3 linjer)
45	14 (2 linjer)	50 (30 + 20)	31 (2 linjer)
6	6 (2 linjer)	15 (8,5 + 6)	13 (1 linje)

Det tillkommer behov av kemikalietankar för membranberedningen, lagringstankar för jonbytare samt nödvändiga arbetsutrymmen. Dessutom krävs det för både GAK och jonbytare yta utomhus för leverans och hämtning. Spoltank och slamtank har tagits med för GAK i Tabell 6.3.

Beredning med GAK har det största ytbehovet, följt av membran och jonbytare som har minst behov. Det är också tydligt att det specifika behovet, m² yta per producerad volym, ökar när produktionen minskar. Detta leder till högre specifika produktionskostnader (SEK/m³) för de mindre verken.

Tabell 6.4

Lista över kemiska vattenparametrar som bör ingå i en bedömning av teknikval och behov av förbehandling.

Tabell 6.5

Skattat ytbehov (m²) för processdelar för de tre viktigaste teknikerna som skattades för tre olika storlekar (Vattenverk A, B och C). En linje avser en uppdelning av flödet i flera delströmmar. Då det alltid ska kunna produceras vatten bör man ha flera linjer som jobbar parallellt så att underhåll kan ske på en av linjerna.

6.1.3 Tidigare erfarenheter av driftpersonal

Vid implementering av en ny PFAS-beredning är det viktigt att ta hänsyn till driftpersonalens arbetsmiljö. En säker och hälsosam arbetsmiljö bidrar inte bara till personalens säkerhet utan också till effektiviteten och kvaliteten på arbetet. Det är viktigt att säkerställa att driftpersonalen får adekvat utbildning och stöd för att kunna hantera den nya utrustningen på ett säkert sätt. Genom att involvera driftpersonalen i planerings- och implementeringsprocessen kan man identifiera potentiella arbetsmiljörisiker och utveckla lösningar som minimerar dessa risker. Detta omfattar utvärdering av ergonomiska förhållanden, säkerställande av tillräcklig ventilation och skyddsutrustning, samt implementering av tydliga rutiner för kemikaliehantering. En god arbetsmiljö är en förutsättning för att beredningen ska kunna fungera optimalt och för att säkerställa att driftpersonalen kan utföra sitt arbete på ett säkert och effektivt sätt.

6.1.4 Initial teknikbedömning och behov av förbehandling

I det initiala skedet är det rimligt att en första teknikbedömning utförs. Detta kan ske i form av en workshop eller som en förstudie som sedan diskuteras i workshoppar med driftpersonal, ekonomer och processingenjörer. I förstudien bör alla aspekter från avsnitt 6.1 (platsspecifika förutsättningar, platsutrymme och tillgång till spillvatten samt tidigare erfarenheter) inkluderas så att en gemensam målbild kan beslutas. Frågor som bör kunna tas upp är:

- Finns det liknande situationer i andra kommuner som kan användas som underlag för framtida beslut?
- Har det förekommit negativa erfarenheter med specifika tekniker?
- Finns det en vilja att utbilda sig i nya tekniker?
- Vilka krav på yta föreligger för de olika teknikerna och finns det några begränsningar när det gäller tillgång till yta?
- Finns det föroreningar/ämnen i råvattnet som kan kräva en kostnadsintensiv förbehandling?
- En jämförelse mellan teknikerna vad gäller drift och underhåll samt den slutliga vattenkvaliteten bör göras.

Denna diskussion kan leda in i en gemensam målbild.

6.2 Målbild

Formulering av målbilden skapar förutsättningar för framtida tekniska val och möjliggör kostnadsberäkningar för kommande investeringar.

6.2.1 Vattenkvalitet utgående

Vid införandet av en ny beredning i ett befintligt verk är det viktigt att beakta möjliga kemiska eller biologiska förändringar. Membranteknik för PFAS-borttagning påverkar ofta vattenkemin. Täta membran med hög avskiljningsgrad (> 95 %) minskar vanligtvis vattnets hårdhet. GAK-filter kan orsaka lukt- och smakproblem om de inte spolats ordentligt före idrifttagning. Biologisk tillväxt i filter bör alltid beaktas.

En kostnadsfaktor för framtida beredning är valet av koncentration av utgående PFAS 4. En låg utgående koncentration ger en marginal jämfört med det lagliga gränsvärdet på 4,0 ng/liter. Alla tre teknikerna kan anpassas för högre koncentrationer av utgående PFAS 4 vid ett senare tillfälle. Membranberedning möjliggör bypass om de mikrobiologiska kvalitetsparametrarna uppfylls. Både GAK och jonbytarfilter kan installeras på olika sätt. Det går att välja mellan seriedrift och paralleldrift, samt justera bytesintervall över tid.

Antalet linjer kan påverka den utgående vattenkvaliteten. Ett högre antal linjer ger ökad resiliens och minskar risken för genombrott av PFAS 4. En längre tidsserie av analys av inkommande PFAS 4 gör det enklare att hantera olika scenarion med varierande halter.

6.2.2 Permanent eller temporär anläggning

I vissa lägen kan det vara så att man behöver en tillfällig anläggning för att vinna tid för en utredning om det finns andra råvattenkällor eller andra sätt att sköta driften på vattenverken. Det finns ett stort utbud av mindre mobila anläggningar som kan hantera mellan 10–20 m³/h per container eller behållare oberoende av teknik. En containerlösning kan även vara ett sätt att lära känna för- och nackdelar med en viss teknik. För GAK och jonbytare finns det färdig utrustning som kan hyras och bytas ut vid behov. Trycksatta kolfilter har oftast en högre fyllnadshöjd och tillåter högre flöden vilket kan vara platsbesparande; kontakttiden ändras inte.

6.2.3 Val av ny tåkt eller ombyggnad

Höga halter av PFAS i råvatten (> 100 ng/liter) medför alltid relativt stora behandlingskostnader. I dessa lägen bör man undersöka alternativa tåkter och en förnyad ledningsdragning. Eftersom mindre verk oftast redan har relativt höga driftkostnader, kan det vara av intresse att undersöka olika alternativ. I tidigare projekt har det visat sig att PFAS-halterna har varierat i råvattnet mellan olika borrhål. Därför kan det vara lämpligt att prioritera pumpningarna annorlunda mellan de olika borrhålen eller att stänga av ett eller två borrhål, vilket dock skulle minska produktionen. Olika system (LEAD-LAG eller parallella filter) kan tas fram om man är säker på att halterna långsiktigt är stabila i de olika borrhålen. Här krävs hydrogeologiska undersökningar som säkerställer att förändrade pumpförhållanden inte leder till förorening av tidigare rena borrhål.

6.2.4 Förstudie teknikval och förprojektering

Vattenkvalitet har en betydande roll vid val av teknik. Följande sammanställning kan användas som vägledning för att välja den mest lämpliga tekniken med avseende på vattenkvaliteten.

1. Granulärt aktivt kol (GAK):

- GAK har visat sig vara effektivt för att avlägsna långkedjiga PFAS som PFOS och PFOA, med en reningsgrad över 90 %.
- Kortkedjiga PFAS, som PFBA och PFPeA, har lägre reningsgrad, vilket indikerar att GAK är mindre effektivt för dessa föreningar.
- Närvaron av naturligt organiskt material (NOM) i vattnet kan påverka GAK:s prestanda genom att konkurrera om adsorptionsplatser.
- Fastläggningen är reversibel.

2. Nanofiltrering (NF):

- NF-membran har visat hög borttagnings effektivitet för både långkedjiga och kortkedjiga PFAS, med över 90 % borttagning för de flesta föreningar.
- Membranens egenskaper, såsom porstorlek och laddning, påverkar reningsgraden.
- Närvaron av NOM kan orsaka fouling, vilket minskar membranens prestanda.
- Permeatvatten kan ha för låg mineralhalt vilket kräver en återmineralisering.
- Retentatvatten som innehåller höga till mycket höga halter av PFAS 4 måste efterbehandlas i ett separat steg.

3. Jonbytare (IEX):

- Jonbytare visade hög borttagnings effektivitet för långkedjiga PFAS, särskilt de med sulfongrupper.
- Kortkedjiga PFAS och de med karboxylgrupper har lägre borttagnings effektivitet.
- Närvaron av oorganiska joner och NOM i vattnet kan minska jonbytarmassans prestanda genom att konkurrera om adsorptionsplatser. Denna effekt är betydligt mindre för jonbytare än för GAK.
- Fastläggningen är reversibel.

4. Skumfraktionering (SAFF):

- SAFF har visat sig ha hög borttagnings effektivitet för långkedjiga PFAS, men lägre effektivitet för kortkedjiga PFAS.
- Högre koncentrationer av PFAS och närvaron av metallkationer i vattnet kan öka reningsgraden. pH och jonstyrka i vattnet påverkar också reningsgraden.
- Denna teknik är oftast bara gångbar för retentathantering då den kräver höga PFAS halter.

5. Flotation (DAF)

- DAF kan överföra mellan 15–25 % av inkommande PFAS 4 till ett högkoncentrerat skum.
- DAF har visat sig ha hög borttagnings effektivitet för långkedjiga PFAS, men lägre effektivitet för kortkedjiga PFAS.
- Denna teknik är lämplig för låga halter PFAS 4.
- Sedimentationsbassänger så som Lovöverkets bassänger (Svenskt Vatten 2024) kan rustas upp med DAF.
- Skummet måste efterbehandlas.

Behov av förbehandling

Som det beskrevs ovan så stör vissa ämnen en effektiv rening. Borttagning av partiklar är gynnsam för både GAK och jonbytare och en förutsättning för att membranteknik överhuvudtaget kan användas. Förfilter kan vara påsfilter (2–10 mikrometer) som sitter i patronhållare eller självspolande mekaniska filter som styrs med tryckgivare.

Förhöjda halter organiskt kol (> 3 mg/liter) leder till kortare gångtider för GAK-filter men har en mindre effekt på jonbytare. Höga halter organiskt kol (> 10 mg/liter) som kan förekomma i retentatvatten från membranberedning bör undvikas helt när PFAS-reningen ska ske med GAK-filter. I de flesta fall är en förbehandling (till exempel fällning med specifika fällningskemikalier) för kostsam, och jonbytare eller annan teknik kommer att användas. Alternativt används ett två- eller trestegs GAK-filter där det första filtret bara tar bort TOC för att skydda efterliggande kolfilter.

Höga salthalter, särskilt av tvåvärdade joner, (> 200 mg/liter) kan däremot vara en nackdel vid användning av jonbyarteknik. Här kan GAK vara mera fördelaktig om PFAS-halterna inte är för höga (< 100 ng/liter). Membran kan påverkas negativt av för höga halter då det kan leda till fouling och eller behov av tillsats av belägningshämmare.

Biofilter är en mycket bra och etablerad förbehandling för membran som kan avlägsna järn, mangan, aluminium och organiskt kol som annars orsakar fouling.

Behov av spillvattenhantering

När jonbytare får en adekvat förbehandling, vilket innebär att det inkommande råvattnet har låg turbiditet, kan spolbehovet minimeras. Vanligtvis används patronfilter före jonbytkolonerna för att säkerställa låg turbiditet. Dessa förfilter bör backspolas regelbundet om mekaniska filter används. Vid användning av påsfilter byts filtermaterialet manuellt, vilket eliminerar behovet av spolvatten. Vid uppstart och efter varje byte av jonbytesmassa krävs spolning för att spola bort så kallade fines (filtermassan som har skadats). Spolning som blandar om hela massan bör undvikas eftersom detta avsevärt försämrar separationsförmågan. Under drifttagning kan det dock finnas behov av kemisk tvättning (desinfektion och spolning) med flera bäddvolym tvättvatten, följt av normalt spolvattenflöde under flera timmar. Anvisningarna skiljer sig mellan olika leverantörer och deras faktablad ska beaktas. Beroende på PFAS-halten i råvattnet bör även spolvattenhantering beaktas.

För GAK-filter gäller i princip samma förutsättningar om filtren används i en process där vattnet uppströms har låg turbiditet. Backspolning för borttagning av flock kan dock behövas när GAK-filter är placerade efter sandfilter eller direkt efter sedimenteringen. Det bör även planeras för spolvattenbassänger samt pumpvolym. GAK-filter brukar då

backspolas med ett intervall på 1–4 veckor. Spolning varannan vecka leder till att mellan 0,5–1 % av allt vatten går förlorat.

Membranfilter behandlas på olika sätt. Spirallindade membran spolas med kemikalier, oftast lut och syra. Vattenvolymererna är oftast små men det krävs kemisk efterbehandling. Hålfibermembran backspolas samt tvättas med CIP (kemisk tvätt). Tvättvatten måste då tas hand om och neutraliseras. Vanligt backspolningsvatten kan spolas till avlopp och utgör oftast mindre än 2 % av allt vatten. Den stora vattenvolymer skapas av retentatvattnet. Den kan uppgå till mellan 15–25 % av allt inkommande vatten. Retentatvatten innehåller höga halter av PFAS som ligger oftast 4–5 gånger över den inkommande halten. Detta vatten måste efterbehandlas innan det kan spolas till avlopp. Rening av retentatvatten till halter som ligger nära gränsvärdet för dricksvatten är kostsamt.

6.2.5 Kostnader och miljöeffekter

På samma sätt som ytbehovet varierar så styrs även kostnader mycket av det specifika upplägget av beredningen.

I de flesta fallen ligger driftkostnader högst för membranberedning, följt av jonbytare och lägst driftkostnad har nästan alltid GAK. När de inkommande halterna av PFAS är mycket höga (> 100 ng/liter) så är det oftast svårare att räkna hem en GAK-anläggning. För mindre vattenverk kan membranteknik konkurrera med de andra teknikerna.

Generellt har jonbytare lägre CO₂-utsläpp än beredning med GAK. De högsta utsläppen uppstår i samband med membranberedningen. Det bör läggas till att CO₂-utsläpp från vattenverk är försumbara jämfört med andra utsläpp i samhället. Några konkreta exempel för kostnader finns i kapitel 7. Miljöeffekter diskuteras i detalj i kapitel 8.

6.3 Teknikval

Efter att målbilden är formulerad kan urval av tekniken påbörjas. Baserad på de tidigare slutsatserna om för- och nackdelar, inspel från driften och förstudien bör det övervägas om det krävs pilotförsök eller ej. Genomförandet av pilotförsök är mycket kostsamma då det krävs dedikerad personal samt att analyskostnader för PFAS-analyser (ca 2 000 SEK per prov då detta skrevs) leder till betydande kostnader. Ett bra samarbete med andra VA-organisationer och insamling av tillgängliga analyser är en bra väg framåt.

6.3.1 Pilotförsök

Om det finns tillgång till trovärdiga data med en vattenkemisk sammansättning som är väldigt lik så kan pilotförsök eventuellt utgå. Dimensionering av verk utan några pilotförsök medför dock alltid risker. Genomförandet av pilotförsök bör planeras noggrant. Det är viktigt att utvärdera så få tekniker som möjligt och att pilotuppsättningen är mycket lik den framtida anläggningen med avseende på LEAD/LAG och de planerade uppehållstiderna. Har man inte kunnat göra ett teknikval i det tidigare skedet, så utvärderas flera uppsättningar. Detta förfarandet är dock kostsamt. Pilotförsök kan dra ut i tiden om de dimensioneras på fel sätt. Baserat på resultat från litteraturen kan det i förväg uppskattas genombrottstider och även anpassas provtagningar för att minska analyskostnader. För GAK och jonbytare finns det mycket små uppsättningar av kolonner (*rapid small scale column tests*) som tar en begränsad tid (1–3 månader) men som kan ge värdefull information om den ungefärliga prestandan av försök i större skala.

För LEAD/LAG-uppsättning finns det väldigt få resultat från fullskala och pilotanläggningar. Resultat från dessa försök bör dock vara tillgängliga för att kunna skatta de framtida driftkostnaderna. I dagsläget skattas driftkostnader baserat på antaganden om genombrott i LAG med data från LEAD.

Det är viktigt att ta hänsyn till variationer i inkommande halter eftersom starkt varierande halter kan vara utmanande att utvärdera. Möjligheter att jämnar ut dessa variationer bör övervägas.

För materialval, dimensioner etcetera är det oftast enklast att ta kontakt med större VA-bolag eller konsulter som har erfarenheter av pilotförsök. Detta gör att man kan undvika fel och extrakostnader.

Provtagningsprogram och val av rätt analysmetod avgör kvaliteten på de erhållna resultaten. I vissa fall kan både dubbelprov och dubbeluppsättningar vara relevanta för att identifiera potentiella felkällor och osäkerhetsfaktorer.

6.3.2 Utvärdering och samgranskning

Utvärderingen av pilotförsöken ska ge underlag för val av teknik och ge drifterfarenheter. Efter att försöken är klara ska de fastställda kriterierna (till exempel målbild vattenkvalitet, gångtider, underhållskostnader etc) utvärderas. Som nämnts ovan kan både för korta försök (ingen signal i LAG), stora variationer i inkommande, fel EBCT (för snabbt eller för sent genombrott) leda till att utvärderingen blir ofullständig. För att gångtider ska kunna jämföras och utvärderas rekommenderas det att minst 50 % genombrott har skett i kolonnerna. Försök att göra anpassningar av olika försök som var tillgängliga i detta projekt visar att det är svårt att anpassa genombrottskurvan baserad på försök med lågt genombrott. Både låga ingångshalter och för långa uppehållstider (> 20 min för GAK; och > 2,5 min för IEX) kan leda till att dataseten består av en lång rad värden under detektionsgränsen. Osäkerheter i genombrottstider på 30 % kan leda till osäkerheter i kostnadsskattningen av driftkostnader. I detta skede bör det slutgiltiga teknikvalet ske.

6.3.3 Projektering och upphandling

När teknikval har skett bör verket dimensioneras (projektering). Under projekteringen är det särskilt viktigt att beakta alla behov av spolvatten, spillvatten, kemikalier, neutraliseringssteg och även det eventuellt ökade elbehovet.

Därefter tas en systemhandling fram där den nya processen ritas upp i detalj och funktionen beskrivs för alla nödvändiga driftsteg samt att krav på process (enstegs GAK eller tvåstegs jonbyte etc), material (önskad typ av massa), märkning, maskin och styrning anges.

Alternativt så beskrivs bara den önskade funktionen av verket. Detta senare förfarande kan anses vara riskabelt om det redan finns utförda pilotförsök som har visat goda resultat.

Olika upphandlingsformer har olika för- och nackdelar. Vid val av en mera okonventionell, obeprövad eller komplex process som även inkluderar efterbehandling så bör man ha tät kontakt med både leverantör och konsult för att få fram ett realistiskt anbud. Om processen är enklare eller kan anses vara vedertagen (till exempel GAK eller enklare membran-teknik) så bör det vara möjligt att detaljprojektera den framtida processen via konsult eller via stora byggbolag som har kapacitet att kunna projektera. Att ha med en oberoende part eller specialister under vissa delar av upphandlingen kan ge viktiga inspel i delar av projektet (till exempel vilken effekt har vattenkvaliteten, vilka membran typer är bäst lämpade, vilka uppehållstider krävs etc). Vid val av leverantör bör referenser, tidigare erfarenheter och erfarenheter av andra VA bolag vägas in.

Önskar man en specifik process, en specifik massa så bör man överväga separata upphandlingar.

6.3.4 Uppföljning av drift

För närvarande, år 2025, finns det få vattenverk i Sverige där aktivt kol eller flotation har designats för att ta bort PFAS 4-ämnen. Membran- eller jonbytesborttagning är ännu inte i drift. Därför har det inte varit möjligt att dokumentera nödvändiga arbetssteg. Vid intrimning bör provtagning, flöden och tvättintervall optimeras. Eftersom

vattenkvaliteten i inkommande vatten oftast inte är stabil så är det svårt att garantera en jämn funktion av processen. Däremot så bör man kunna kräva prestanda under en begränsad tid (<2 månader) där leverantören ska visa att beredningen presterar enligt den önskade funktionen. Krav på testning/provning bör tas fram så att deltagande partner är överens om önskad prestanda och funktion.

7 Drift- och investeringskostnader

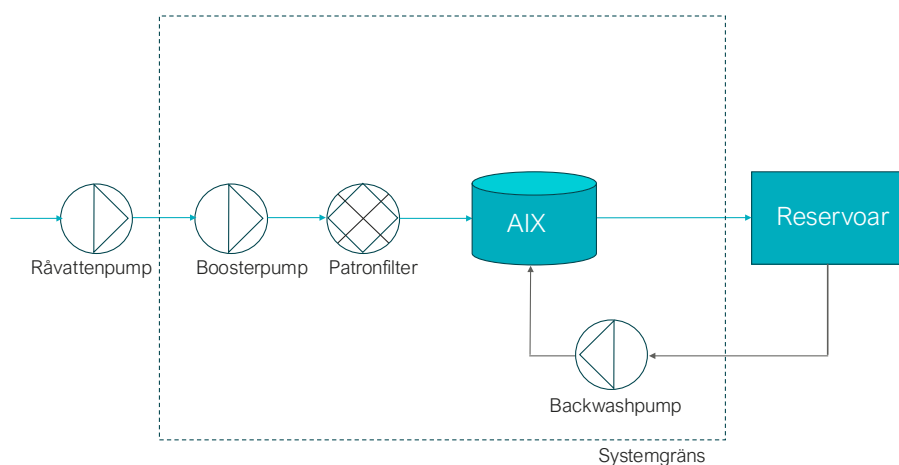
Beräkning av drift- och investeringskostnader för olika beredningstekniker påverkas av lokala förhållanden och specifika förutsättningar hos verk och VA-organisationer. Skattningar gjordes bara för tekniker som specifikt har tagits fram för PFAS-rening i fullskaleverk. Därför kommer SAFF och DAF inte med i detta kapitel. Viktiga kostnadsdrivande faktorer inkluderar behov av ny processyta samt höga ränte- och energikostnader. Tillbyggnad eller upprustning skiljer sig från nybygge av kompletta vattenverk.

Driftkostnaderna beräknades i projektet utifrån materialbyte, hantering av restströmmar, kemikalier, provtagning, underhåll av instrument och arbete. Kostnader för massor eller membranmoduler togs in från olika leverantörer.

Investeringskostnaderna beräknades utifrån första fyllnad av massor/membran, maskindelar som pumpar och ventiler, filter, filterrack samt byggnad. Standardvärden användes för byggnadskostnader (2025). Maskindelskostnader togs in från olika leverantörer under perioden 2023–2025.

7.1 Översikt och antaganden

Rapporten baseras huvudsakligen på kostnader som uppstår vid upprustning av ett befintligt verk. I Figur 7.1 visas ett exempel på systemgränser, det vill säga vilka processer som ingår i beräkningen av drift- och investeringskostnader. Exemplet avser ett system med jonbyte.



Figur 7.1

Skiss som visar systemgränser som användes för att skatta kostnader för införandet av en PFAS-rening vid jonbytesteknik. Maskindelar som ligger innanför den streckade linjen togs med i beräkningarna (Hallidin & Wall 2025).

I beräkningarna för de tre teknikerna jonbytare, GAK-filter och membran ingår bara kostnader för processer som ligger inom de definierade systemgränserna. Enligt schemat för processen jonbytare i Figur 7.1 ingår tryckstegringspump, patronfilter, filterbehållare samt massan och backspolningspump som relevanta maskindelar.

Kostnader som rör uppvärmning av byggnad eller kostnader för spillvattenhantering eller behov av reservoarvolym togs inte med. Kostnader för markförvärv, byggherre- och konsultkostnader togs inte heller med; de kan utgöra mellan 20–50 % av den totala kostnaden beroende på förutsättningarna.

Kostnader för investering tas upp i begränsad omfattning. Dessa kostnader har dessutom stora osäkerheter på grund av val av material samt andra krav på utformning. Utgångspunkten var en fast låneränta av 2,5 % och att alla objekt (pumpar, bassånger etcetera) har samma avskrivning på 30 år. Faktisk avskrivningstid för vattenverk kan variera mellan 50–70 år och bytestider av maskindelar som exempelvis pumpar kan variera mellan 15–20 år.

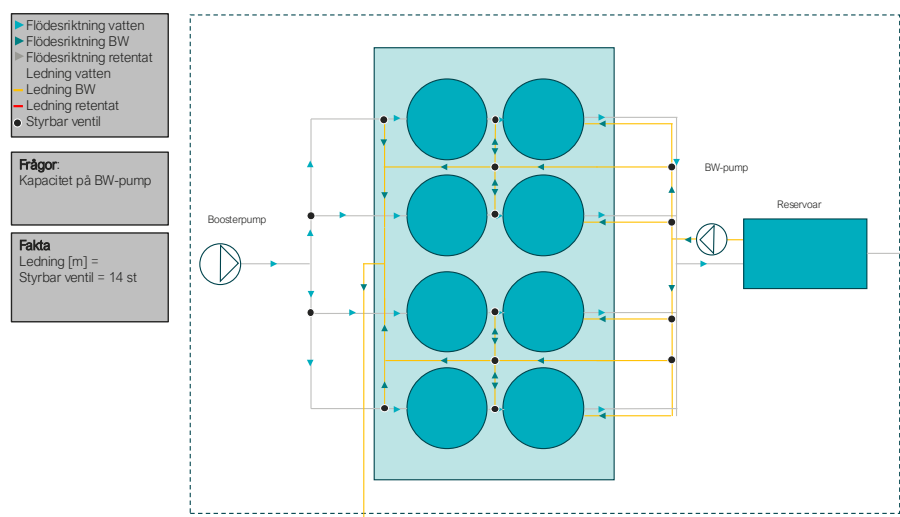
Redovisningen är en kompromiss mellan hur detaljerade beräkningar måste vara och den tid som anses vara rimlig för att få fram kostnaderna. Hänsyn har inte heller tagits till hur möjligheten till långsiktiga avtal för energiförsörjning eller låg ränta ser ut.

För GAK-filter beräknades inga extrakostnader för bygge av filterbassänger, och för membran exkluderades kostnader för kemikaliehantering (behållare, doserpumpar etcetera). Kostnader för ledningar och styrning togs inte med i någon av beräkningarna. Byggnadskostnader skattades till ca 25 000 SEK per m² markyta. För att kompensera att båda GAK- och nanofilter har extrakostnader i form av bassänger och behållare, sattes deras specifika kostnad för yta till 40 000 SEK resp. 35 000 SEK per m² byggyta. Värdena multiplicerades sedan med 1,5 för att få med en del andra kostnader för maskin och el/styr. Eftersom en stor del av maskiner har tagits i beaktning i de olika processlösningarna anses detta förfarande försvarbart.

7.2 Driftkostnader

Driftkostnader delas upp på de tre posterna *Byte av material och avfall*, *Underhåll* och *Analyskostnader*. I exemplet nedan redovisas beräkningar som gäller för jonbytare eller GAK-filter i ett verk som producerar runt 165 m³/h. I analysen nedan av kostnader exkluderades kostnader för pumpning från brunnar och distribution.

Figur 7.2 visar en skiss av anläggningen som togs fram med jonbyarteknik.



Figur 7.2

Figur 7.2 Skiss över delberedningssteg för jonbytare med ledningar och ventiler (Halldin & Wall 2025).

7.2.1 Aktiva kolfilter

Det antogs att processen bestod av åtta linjer som driftas med LEAD/LAG-konfiguration och att uppehållstiden ligger på totalt 30 minuter (15 + 15). Volymen av hela filtermassan skattades till ca 85 m³. Baserad på ritningar skattades ytbehovet till runt 85 m². Det totala ytbehovet inkl. styr och skötsel samt spolvattenbassäng sattes till 120 m².

Det antogs att 50 % av filtermassan ska bytas varje år (GAK-ålder 2 år) samt att elförbrukningen uppgår till runt 0,02 kWh/m³. Det antogs att det tas tolv prover per år i utloppet av alla filter och att kostnaden ligger på runt 1 900 SEK per prov. Detta antagande är förmodligen orealistiskt för ett verk som har bra kunskap om genombrottstider. Efter en viss drift kan antal provtagningar minskas drastiskt.

Årliga driftkostnader	790 000 SEK/år
Nuvärdet för driftkostnaderna för hela kalkylperioden (30 år)	14 000 000 SEK
Total LCC (livscykelkostnad) för hela kalkylperioden	26 000 000 SEK

De årliga driftkostnaderna har sammanställts i Tabell 7.1.

	Underhåll (SEK/år)	Byte av material och avfall (SEK/år)	Analys (SEK/år)
	Arbete: 18 200	Arbete: 18 200	Arbete: 54 600
	El (uppvärmning): 0	Byte av filtermassa: 480 000	Analys: 182 400
	El (pumpning): 28 900		
	El (backspolning): 5 000		
	Byte av instrument: 3 300		
TOTAL	55 000	500 000	237 000
Andel	7 %	63 %	30 %

Tabell 7.1

Lista över komponenter som togs med i beräkningarna, uppdelade på underhåll, byte av material och avfall samt analyskostnader.

7.2.2 Jonbytare

Det antogs att processen bestod av fyra linjer som driftas med LEAD/LAG-konfiguration och att uppehållstiden ligger på totalt 5 minuter (2,5 + 2,5). Volymen av hela filtermassan skattades till ca 14 m³. Baserad på ritningar skattades ytbehovet till runt 40 m². Det antogs att 33 % av filtermassan ska bytas varje år samt att elförbrukningen uppgår till runt 0,25 kWh/m³. Detta antagande är konservativt och beror på att det inte finns tillräckligt med mätdata från fullskaleanläggningar i Sverige för att säkert kunna visa att jonbytare kan håller ut i fyra år. Det antogs att det tas tolv prover per år i utloppet av alla filter och att kostnaden ligger på runt 1 900 SEK per prov.

Årliga driftkostnader	1 200 000 SEK/år
Nuvärdet för driftkostnaderna för hela kalkylperioden (30 år)	28 200 000 SEK
Total LCC för hela kalkylperioden	43 000 000 SEK

De årliga driftkostnaderna har sammanställts i Tabell 7.2.

	Underhåll (SEK/år)	Byte av material och avfall (SEK/år)	Analys (SEK/år)
	Arbete: 18 200	Arbete: 18 200	Arbete: 54 600
	El (uppvärmning): 0	Byte av filtermassa: 564 000	Analys: 182 400
	El (pumpning): 361 000		
	El (backspolning): 0		
	Byte av instrument: 3 300		
TOTAL	380 000	580 000	240 000
Andel	32 %	48 %	20 %

Tabell 7.2

Lista över komponenter som togs med i beräkningarna uppdelad på underhåll, byte av material och avfall samt analyskostnader.

En utförligare redovisning finns i Bilaga C. För jonbytare står byte av massan för nästan 50 % av alla driftkostnaderna. Kostnader för provtagning kan minskas med 50 % om det endast tas prov på utgående vatten i varje linje och ytterligare om prover tas i en reservoar där allt utgående vatten blandas. Det blir däremot svårt att bedöma genombrott i enstaka linjer eller enstaka kolonner.

7.2.3 Membranfilter

Det antogs att processen bestyckas med 192 membran av typ NF40 i en tvåstegsberedning och att man kan uppnå ett vattenutbyte av 80 %. Det antogs att elförbrukningen uppgår till runt 0,37 kWh/m³ och att membranerna har en förväntad livslängd av 5 år. Baserad på ritningar skattades ytbehovet till runt 46 m². Det antogs att det tas tolv prover

per år i utloppet av alla linjer och att kostnaden ligger runt 1 900 SEK per prov. Kostnader för tvättkemikalier inkluderar användning av lut, syra och citronsyra. Kostnader för behandling av retentatvatten skattades till 1,5 SEK/m³.

Årliga driftkostnader	2 900 000 SEK/år
Nuvärdet för driftkostnaderna för hela kalkylperioden (30 år)	66 000 000 SEK
Total LCC för hela kalkylperioden	83 000 000 SEK

De årliga driftkostnaderna har sammanställts i Tabell 7.3.

	Underhåll	Byte av material och avfall	Analys	Retentatvatten
	(SEK/år)	(SEK/år)	(SEK/år)	(SEK/år)
	Arbete: 18 200	Arbete: 18 200	Arbete: 54 600	Behandling av retentatvatten: 542 000
	Kemikalier: 339 000	Byte av moduler: 1 300 000	Analys: 68 400	
	EI (drift av membran): 529 000			
	Byte av instrument: 3 300			
TOTAL	890 000	1 300 000	120 000	540 000
Andel	31 %	45 %	4 %	19 %

Tabell 7.3

Lista över komponenter som togs med beräkningarna uppdelad på underhåll, byte av material och avfall samt analyskostnader.

7.3 Investeringskostnader

7.3.1 Aktiva kolfilter

Följande delar ingick i beräkningarna för kostnader kopplade till investering: Byggnadskostnader, första fyllnad av filtermassa, backspolningspump, tryckstegringspump, styrbara ventiler och utjämning & spolning (inkl. spolbassäng) samt övriga investeringar.

Investeringskostnad	12 000 000 SEK
Avskrivning	410 000 SEK/år
Räntekostnader	4 700 000 SEK
Kapitalkostnad	17 000 000 SEK

Dessa kostnader har sammanställts i Tabell 7.4.

Beskrivning av enhet	Antal	Enhetskostnad (SEK)	Inköp (SEK)
Byggnadskostnader	1,5	4 800 000	7 200 000
Första fyllnad av filtermassa	1	2 063 000	2 063 000
Backspolningspump	2	162 610	325 220
Tryckstegringspump	3	232 125	696 375
Reglerventiler	14	20 000	280 000
Utjämning & spolning	50	24 000	1 200 000
Övriga investeringar ¹	1	500 319	500 319

Tabell 7.4

Lista över komponenter och maskindelar.

1) Denna post berör skattade kostnader för ledningar och ventiler etcetera.

7.3.2 Jonbytare

Följande delar ingick i beräkningarna för kostnader kopplade till investering: byggnadskostnader, första fyllnad av filtermassa, filterbehållare, backspolningspump, tryckstegringspump, styrbara ventiler, patronfilterhållare, patronfilter och övriga investeringar.

Investeringskostnad	15 000 000 SEK
Avskrivning	500 000 SEK/år
Räntekostnader	5 800 000 SEK
Kapitalkostnad	20 000 000 SEK

Investeringskostnaderna har sammanställts i Tabell 7.5.

Beskrivning av enhet	Antal	Enhetskostnad (SEK)	Inköp (SEK)
Byggnadskostnader	1,5	1 000 000	1 500 000
Första fyllnad av filtermassa	1	1 520 000	1 520 000
Filterbehållare	8	1 031 250	8 250 000
Backspolningspump	1	305 220	305 220
Tryckstegringspump	3	232 124	696 372
Styrbara ventiler	14	20 000	280 000
Patronfilterhållare	4	40 000	160 000
Patronfilter	4	62 500	250 000
Övriga investeringar ¹	1	1 988 318	1 988 318

¹ Denna post berör skattade kostnader för ledningar och ventiler etcetera.

Tabell 7.5

Lista över komponenter och maskindelar.

7.3.3 Membranfilter

Följande delar ingick i beräkningarna för kostnader kopplade till investering: byggnadskostnader, moduler, ställning för modul, backspolningspump, tryckstegringspump, recirkulationspump, styrbara ventiler, patronfilterhållare och patronfilter samt övriga investeringar.

Investeringskostnad	17 000 000 SEK
Avskrivning	570 000 SEK/år
Räntekostnader	6 600 000 SEK
Kapitalkostnad	24 000 000 SEK

Investeringskostnaderna har sammanställts i Tabell 7.6.

Beskrivning av enhet	Antal	Enhetskostnad (SEK)	Inköp (SEK)
Byggnadskostnader	1,5	1 610 000	2 415 000
Moduler	192	40 625	7 800 000
Ställning för modul	192	5 525	1 060 800
Backspolningspump	2	164 145	328 290
Tryckstegringspump	4	189 805	759 220
Recirkulationspump	4	424 075	1 696 300
Styrbara ventiler	12	20 000	240 000
Patronfilterhållare	3	40 000	120 000
Patronfilter	3	62 500	187 500

Tabell 7.6

Lista över komponenter och maskindelar.

7.4 Produktionskostnader

Används ovan redovisade kostnader för investering och drift kan den genomsnittliga driftkostnaden för varje m³ behandlat vatten räknas ut (Tabell 7.7). För det valda scenariot och de valda antagandena är aktiva kolfilter (GAK) billigast, följt av jonbytare. Beredning med membrantechnik leder till ungefär dubbelt så höga kostnader som de andra två teknikerna. Det skattade platsbehovet för aktivt kol är ungefär tre gånger så stort som för de andra två teknikerna. Detta är rimligt om jonbytarfilter antas ha en filterhöjd av 1 meter medan GAK-filter antas vara 2 meter höga. Högre filter ger lägre fotavtryck med avseende på yta, men leder i båda fallen till högre tryckförluster och därmed ökande energikostnader.

Tabell 7.7

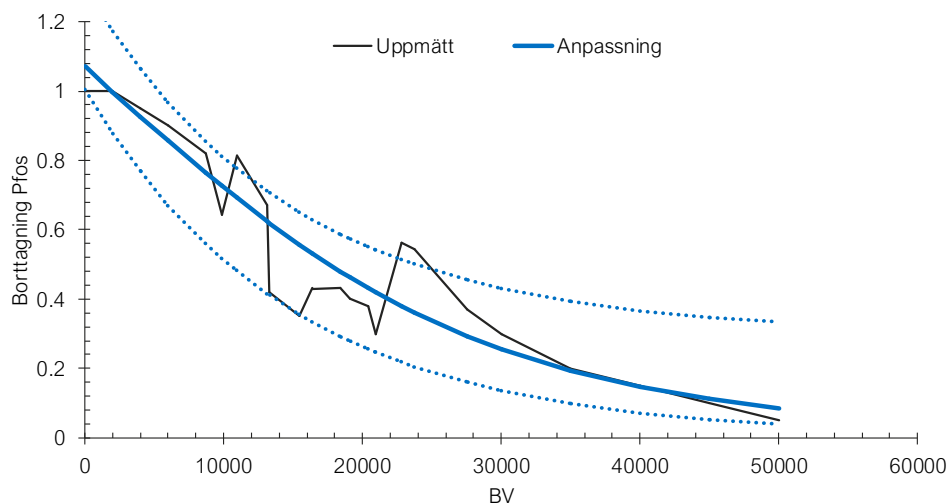
Produktionskostnader (SEK/m³) och skattat ytbehov för filterytan (För GAK tillkommer yta för spolbassäng, se nedan).

Teknik	GAK	Jonbytare	Membran
(SEK/m ³)	0,94	1,3	2,5
Ytbehov (m ²)	120	40	46

7.5 Kostnader som enbart påverkas av gångtider

7.5.1 Osäkerheter i bedömning av driftkostnader och PFAS-borttagning

Borttagning av PFAS-ämnen påverkas som tidigare diskuterats av en rad faktorer, såsom halten organiskt kol, variationer i inkommande PFAS-halt, variationer mellan olika PFAS-ämnen i inkommande vatten och kontakttiden i kolfilterbädden. Alla dessa faktorer kan ge upphov till osäkerheter avseende den faktiska borttagningen av PFAS. En del av dessa osäkerheter kan mätas genom att genomföra pilotförsök med kolfilter på det inkommande råvattnet. I denna rapport användes data från ett pilotförsök för borttagning av PFAS-ämnen som utfördes på Norrvatten av Marsilius (2022). Utifrån mätvärden från pilotstudien kunde beräkningar och skattningar göras för kolfiltrens borttagning av PFAS-ämnen. Mätvärden för kolfiltersort Filtrasorb 400 (Figur 7.3) anpassades med en funktion där borttagningen kan beskrivas matematiskt som funktion av antal bäddvolym (BV).



Figur 7.3

Borttagning av PFOS som funktion av antal bäddvolym BV (o). Data anpassades för att få till en medelanpassning (blå linje) av alla punkter samt två anpassningar där det beaktades medianavvikelse mellan de lägsta värdena (---) och medelanpassningen samt de högsta värdena (---) och medelanpassningen.

Nedan presenteras en analys för vattenverk A med en produktion av 165 m³/h. Driftkostnader för drift av GAK-filter och jonbytesfilter består av tre olika delar: Kostnader för byte av material i form av arbetskostnader, kostnader för material, kostnader för el för drift av anläggningen samt kostnader för underhåll av anläggningen (byte av pumpar, filterpåsar etcetera).

I skattningen nedan togs bara med kostnader för byte av material. Bytesintervall är

antal dagar innan material i LEAD byts ut och LAG släpps till LEAD.

I Tabell 7.8 dokumenteras alla antaganden som ligger till grund för beräkningarna. Byte avser byte av halva filtermassan (Byte av LAG till ny filtermassa) och omkoppling av LAG till LEAD (ventilstyrning) samt rengöring av filtermassorna. Det antas att filtermassorna kan tas i drift efter en dag. I verkligheten måste dock GAK- och jonbytarfilter förmodligen spolras under minst två veckor innan de kan tas i drift för att få bukt med lukt och smak (GAK) eller en möjlig urlakning av ämnen (jonbytare).

Teknik	EBCT (min)	Ytbehov (m ²) ¹	Antal filter	Filtervolym (m ³)	Kostnader per volym filtermassa (SEK/liter)
GAK-filter	15 + 15	120	8 + 8	86	11,3 ²
Jonbytare	2,5 + 2,5	40	4 + 4	14	125 ²

1) Baserad på antaganden som gjordes för vattenverk A i tidigare kapitel.

2) Inklusive förbränning resp. reaktivering som i tidigare antaganden. Priser varierar mycket baserat på mängd massa som förvärvas.

Tabell 7.8

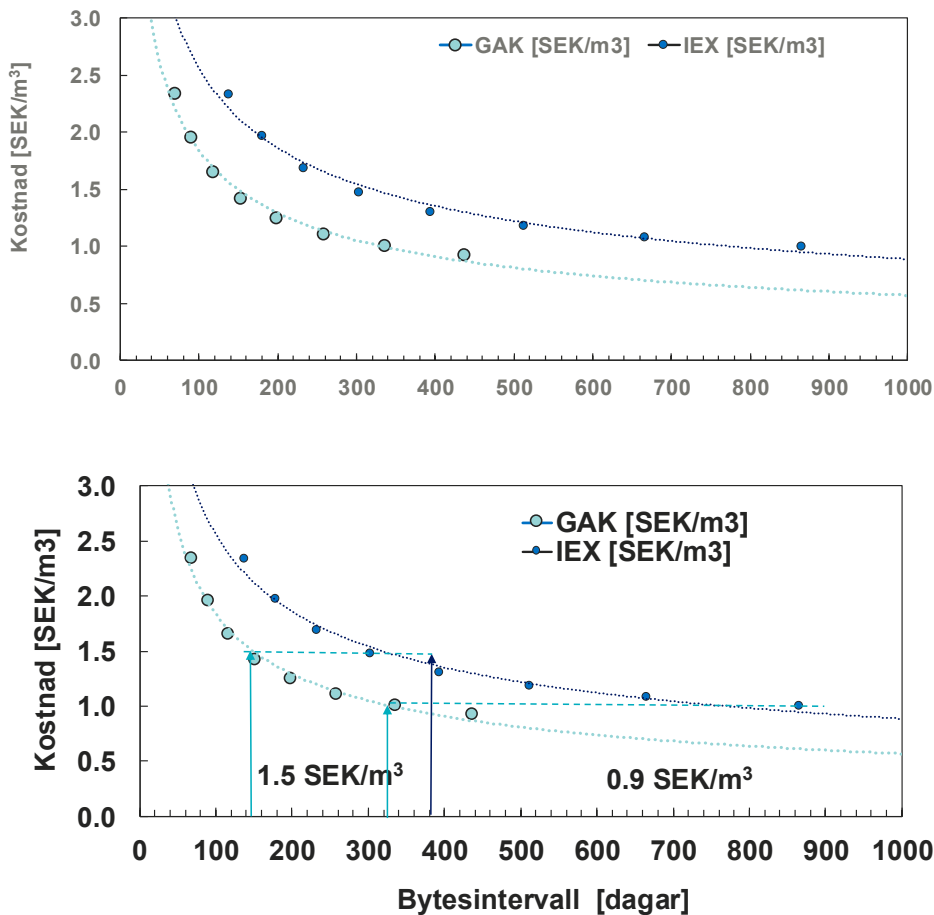
Information gällande EBCT, antal filter, filtervolym och filtermassakostnad.

Filtermassakostnaden per m³ producerat vatten varierar med antal dagar innan genombrott sker och materialet måste bytas. Kostnaden för FiltraSorb[®] 400 och AIX Sorbix[™] Pure LC4 per m³ producerat dricksvatten illustreras nedan (Figur 7.4.). Kostnader för byte har beräknats som ovan (Tabell 7.8) dvs. för reaktiverat kol (11 300 SEK/m³) samt för jonbytar massa inkl. förbränning (124 500 SEK/m³). I våra beräkningar är jonbytar massan ca elva gånger dyrare per volym. Eftersom det används sex gånger mer volym i exemplen här (2*15 min för GAK och 2*2,5 min för jonbytare) bör gångtiden av jonbytare vara minst 1,8 gånger (11/6) längre för att kunna konkurrera kostnadsmässigt med GAK.

I en mera djupgående analys kan man lägga till driftkostnader som härrör från själva uppförandet och driftsättning av anläggningen. För våra exempel beräknas det en driftkostnad av 0,6 SEK/m³ för GAK och ca 0,7 SEK/m³ för jonbytare. I beräkningen som redovisas i Figur 7.4 har filterbehållare av rostfritt stål, som är kostnadsdrivande, bytts ut mot mera kostnadseffektiva, syntetiska material (detta skiljer denna från beräkningar och resultat som visas i Bilaga C).

Den verkliga kostnadssituationen kan avvika från det som har antagits här. Om utgångspunkten är att en kostnadsanalys i princip alltid kan göras för varje teknik och för varje vattenverk, kan en likadan figur konstrueras som Figur 7.4.

Betraktas enbart driftkostnaderna är teknik med jonbytare alltid *dyrare* än för kolfilter. Denna slutsats gäller dock bara om LEAD/LAG-uppsättningen används.



Figur 7.4

Driftkostnader (SEK/m³) för GAK och IEX (jonbytare) när enbart kostnader för filterbyte tas med (övre grafen) och när även kostnader för uppförandet av bygget, idrifttagning och andra driftkostnader (el, analys och arbete) tas med (nedre grafen). Skillnader i kostnader jämförs för två olika bytestider. De faktiska bytestiderna beror på PFAS-halt och EBCT (genomsnittlig uppehållstid i en filtermassa).

I Figur 7.4 betraktas två olika situationer. I den ena beräknas en GAK-produktionskostnad (drift och investering) av 1,5 SEK/m³ som uppstår när 50 % av alla GAK-filter måste bytas ut efter 140 dagar. Kostnader för drift med jonbytarmassa är dyrare om bytesintervall av jonbytarmassan är kortare än 300 dagar, men billigare om massan kan driftas längre än 300 dagar. För att kunna konkurrera med GAK måste jonbytarmassan hålla mer än 2,1 gånger så lång tid. Ett sådant värde är lite större, men nära de värden som utvärderades i detta projekt. Slutsatsen är att jonbytare förmodligen alltid är billigare i drift när pilotförsöken visar på korta gångtider (< 6 månader).

I den andra situationen beräknas en produktionskostnad (drift och investering) för GAK på 0,9 SEK/m³ vilket uppstår när 50 % av alla GAK-filter måste bytas ut efter 420 dagar. Kostnaden för drift med jonbytarmassa är dyrare om bytesintervallet av jonbytarmassan är kortare än 960 dagar, men billigare om massan kan driftas längre än 960 dagar. För att kunna konkurrera med GAK behöver jonbytarmassan hålla mer än 2,3 gånger så lång tid. Detta värde är större än vad som har observerats i denna studie. Slutsatsen är att jonbytare förmodligen alltid är dyrare när pilotförsöken visar på långa gångtider (> 12 månader) i en LEAD/LAG-konfiguration.

Eftersom jonbytare har ett mindre platsbehov kan en uppsättning med tre kolonner efter varandra vara billigare än GAK-filter LEAD/LAG. Uppsättningen med tre kolonner kommer att utnyttja bindningskapaciteten hos jonbytaren mycket effektivare då det första filtret förmodligen kan köras till hel mättnad. En uppsättning med tre kolonner efter varandra för GAK är för dyr på grund av det kostnadsdrivande platsbehovet.

7.6 Faktorer som driver kostnader och osäkerheter

För samtliga tre beredningstekniker har projektet identifierat vilka kostnader som främst driver investering respektive drift (se Tabell 7.9 för drift och Tabell 7.10 för investering).

- **GAK-filter.** Driftkostnader styrs framför allt av byte av filtermassa och analyser som tillsammans står för ca 93 % av alla kostnader (Tabell 7.9). Investeringskostnader domineras av byggnadskostnader.
- **Jonbytare.** Driftkostnader styrs i huvudsak av byte av filtermassa, och underhåll (provtagning, fyllning) samt el (tryckstegringspump) som bidrar med 48 respektive 30 % (Tabell 7.9). Investeringskostnader domineras av filterbehållare (i denna studie rostfritt stål).
- **Membran.** Driftkostnaderna domineras av byte av membran. Kostnaderna för behandling av retentatvatten och el är också betydande och bidrar med omkring 19 % respektive 18 % av driftkostnaden (Tabell 7.9). Investeringskostnader drivs av antal membranelement/moduler.

	GAK	Jonbytare	Membran
Byte av filtermassa eller membran	63 %	48 %	46 %
Underhåll - el	4 %	30 %	18 %
Underhåll – byte av instrument	3 %	2 %	13 ¹ %
Analys	30 %	20 %	4 %
Behandling av retentatvatten	–	–	19 %

1) Inkluderar även kemikaliekostnader

	GAK	Jonbytare	Membran
Byggnadskostnader	59 %	10 %	14 %
Första fyllnad av filtermassa	17 %	10 %	–
Moduler	–	–	46 %
Membranrack	–	–	6 %
Filterbehållare	–	55 %	–
Patronfilterhållare	–	1 %	1 %
Patronfilter	–	2 %	1 %
Backspolningspump	3 %	2 %	2 %
Tryckstegringspump	6 %	5 %	4 %
Recirkulationspump	–	–	10 %
Styrbara ventiler	2 %	2 %	1 %
Utjämning & spolning	10 %	–	–
Övriga investeringar (inkl. givare och analysinstrument)	4 %	13 %	14 %

Osäkerheter för skattning av kostnader för beredning med kolfilter och jonbyte diskuteras i avsnitt 7.5.1. Även skattning av membranberedning kan ha betydande osäkerheter. De största osäkerheterna rör kostnader som är kopplad till rengöring av membran (CIP, kemisk tvätt) samt kostnader för retentathantering och behov av antiskalant. Membran kan vara ganska känsliga mot förekomst av vissa ämnen som leder till fouling. Eftersom fouling ökar tvättbehovet så ökar även arbetskostnaderna. En bra förbehandling och tillgång till pilottester rekommenderas starkt.

Tabell 7.9

Fördelning av driftkostnader inklusive arbete för GAK-filter, jonbytare och membran. Tabellen är baserad på arbetet av Halldin & Wall (2025).

Tabell 7.10

Fördelning av investeringskostnader för GAK-filter, jonbytare och membran. Tabellen är baserad på arbetet av Halldin & Wall (2025).

7.6.1 Effekter av byggnad, el och material

Alla analyser påverkas av förändringar i antaganden för byggkostnader, kostnader för el eller kostnader för material. Nedan (Tabell 7.11) utvärderas hur kostnader per m³ producerat dricksvatten påverkas av att byggkostnaderna ökas med 50 %, att elpriset stiger med 50 % och att materialkostnaderna stiger med 50 %. De olika scenarierna jämförs med referensscenariot (REF) i Tabell 7.11.

Ändringar i beräknad kostnad per m³ vatten är förhållandevis liten. Kostnader för jonbytare (IEX) eller drift med aktivt kol (GAK) ligger nära varandra oavsett vilket scenario som valdes. Behandling med membran (NF) är alltid det dyraste alternativet.

Teknik	REF (SEK/m ³)	Byggnad +50 % (SEK/m ³)	El +50 % (SEK/m ³)	Material + 50 % (SEK/m ³)
GAK	0,9	1,0	1,0	1,0
IEX	1,3	1,3	1,4	1,3
NF	2,5	2,6	2,7	2,7

Tabell 7.11

Driftkostnad för de beräknade alternativen (REF) samt utfall av osäkerhetsanalys i skattning av kostnader för byggnad, el och material på driftkostnad (SEK/m³).

8 Klimatpåverkan

Hållbarhet är ett komplext och mångfacetterat begrepp med tillämpningar inom en rad olika områden, såsom ekonomisk hållbarhet och de globala hållbarhetsmålen. I detta kapitel avgränsas begreppet hållbarhet specifikt till koldioxidutsläpp för valet av reningsteknik för PFAS.

Bakgrunden till projektet utgörs av att Livsmedelsverket har fastställt ett gränsvärde på 4,0 ng/liter för PFAS 4, vilket träder i kraft år 2026 (Livsmedelsverket 2022), samt att VA-branschen har en gemensam färdriktning mot klimatneutral verksamhet till 2030.

Mot denna bakgrund är det av vikt att VA-organisationer aktivt överväger och väljer lämpliga reningstekniker, inte bara för att avlägsna PFAS, utan även för att minimera koldioxidutsläppen. För att underlätta dessa beslut har Svenskt Vatten utvecklat ett klimatberäkningsverktyg som möjliggör beräkningar av koldioxidutsläpp från vattenverk, avloppsreningsverk och ledningsnät (Svenskt Vatten u.å).

Svenskt Vattens nuvarande klimatberäkningsverktyg möjliggör beräkningar av klimatavtryck, uttryckt i CO₂-ekvivalenter, för de processer som ingår i beredningen av dricks- och avloppsvatten samt för de processer som direkt påverkar anläggningens drift. Exempelvis registreras både mängd och typ av kemikalier som används i fällningsprocesser, vilket möjliggör ett val av kemikalier med lägst klimatpåverkan, under förutsättning att de fastställda kvalitetskraven uppfylls. Det är viktigt att notera att beräkningarna inte omfattar klimatpåverkan från byggnader och utrustning, såsom produktion av maskiner.

Utöver dessa processer kartlägger verktyget även majoriteten av koldioxidavtrycken från svenska VA-verksamheter, däribland el- och värmeförbrukning, drivmedel, reservkraft, restprodukter, rötning, slambehandling, biogasanvändning samt direkta utsläpp av lustgas (N₂O) och metangas (CH₄). Dessutom inkluderar verktyget förbrukning av diverse kemikalier och nyttor av biprodukter, vilket täcker huvuddelen av de reningstekniker som används vid vattenverk och avloppsreningsverk.

Det nuvarande klimatberäkningsverktyget stödjer endast PFAS-rening med aktivt kol och omfattar inte klimatteffekter som orsakas av användning av jonbytesfilter eller membranteknik. I detta projekt har verktyget anpassats så att det även omfattar jonbytare, membran och flera produkter med aktivt kol. Därmed blir det möjligt att jämföra de totala fotavtrycken mellan teknikerna. Syftet med den uppdaterade versionen av klimatberäkningsverktyget är att beräkna koldioxidavtrycket över hela livscykeln för flera produkter.

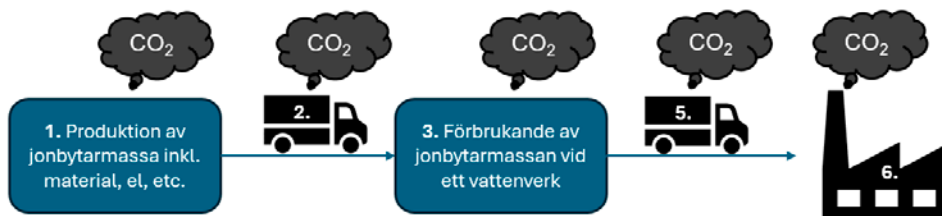
8.1 Sammanställning av nödvändiga data

För att kunna beräkna koldioxidavtrycket vid drift av olika PFAS-reningstekniker krävs information om flera steg i processen. En schematisk översikt av dessa steg, tillämpad på jonbytarmassa, visas illustrativt i Figur 8.1. I listan nedan presenteras en allmän översikt av de sex centrala stegen, följt av ett konkret exempel med jonbytare. Med *förbrukat material* avses i listan själva processmediet när det nått slutet av sin nyttjandeperiod (t.ex. aktivt kol, jonbytesmassa, membran). Detta hanteras i steg 5–6. *Restprodukter (sidoströmmar)* är övriga processgenererade flöden som inte är huvudmediet, t.ex. backspolningsslam, regenereringslösningar/saltlake, sköljvatten. Dessa hanteras i steg 4.

1. Produktion av materialet till reningsprocessen

- *Generellt:* Inkluderar framställning av exempelvis membranelement, aktivt kol, jonbytare och kemikalier. Produktionen kräver råvaror, kemikalier och

- elektricitet, vilket leder till utsläpp av koldioxidekvivalenter.
- *Exempel (jonbytare):* Vid tillverkning av kemikalier, el och själva jonbytesmassan uppstår utsläpp av koldioxidekvivalenter.
- 2. Transport av materialet till VA-anläggningen**
 - *Generellt:* Omfattar utsläpp från fordon och drivmedel som används för att frakta materialet.
 - *Exempel (jonbytare):* Jonbytesmassan transporteras från leverantören till VA-anläggningen, vilket ger ytterligare utsläpp av koldioxidekvivalenter.
 - 3. Drift av processen**
 - *Generellt:* Innefattar användning av kemikalier och elförbrukning för pumpar och annan utrustning som driver reningsprocessen.
 - *Exempel (jonbytare):* VA-anläggningen använder jonbytesmassan, vilket kräver el för pumpar och andra system. Detta medför ytterligare utsläpp av koldioxidekvivalenter.
 - 4. Hantering av eventuella restprodukter**
 - *Generellt:* Avser hur restprodukter från processen tas om hand (till exempel slam, filtermassa eller andra biprodukter).
 - *Exempel (jonbytare):* I detta specifika fall uppstår inga restprodukter, så steg 4 är inte aktuellt.
 - 5. Transport av det förbrukade materialet**
 - *Generellt:* Avser frakt av förbrukat material till exempelvis en förbränningsanläggning eller annan behandlingsplats.
 - *Exempel (jonbytare):* Den använda jonbytesmassan transporteras från VA-anläggningen, vilket innebär ytterligare utsläpp av koldioxidekvivalenter.
 - 6. Hantering av det förbrukade materialet**
 - *Generellt:* Inkluderar förbränning, deponering, återvinning eller regenerering av det använda materialet, beroende på teknik.
 - *Exempel (jonbytare):* Den förbrukade jonbytesmassan förbränns, vilket orsakar utsläpp av koldioxidekvivalenter.



Figur 8.1

Visualisering av den informationen som krävs för att beräkna utsläppet av CO₂-ekvivalenter för jonbytesprocessen.

Information för steg 1 inhämtades av projektet genom kontakt med leverantörer av membranelement, aktivt kol, jonbytare och relevanta kemikalier. Det konstaterades att många leverantörer inte hade utfört de nödvändiga beräkningarna för att fastställa koldioxidavtrycket, uttryckt i CO₂-ekvivalenter, för sina produkter. Detta var särskilt tydligt för jonbytermassor, där endast ett företag hade genomfört en livscykelanalys (LCA).

För steg 2 utfördes en implementering enligt det tidigare klimatberäkningsverktyget, där användaren fick välja om transporten skedde med "Diesel MK1" eller "Fossilfritt". Detta val avgjorde vilken emissionsfaktor som skulle tillämpas. Koldioxidutsläppet beräknades därefter genom att multiplicera transportsträckan, massan som transporterades och den valda emissionsfaktorn.

I steg 3 behandlades det koldioxidutsläpp som genereras av processens drift, vilket delades in i två delar: kemikalieförbrukning och övrig drift. För att fastställa koldioxidutsläppet från kemikalier kontaktades leverantörer som producerar dessa kemikalier. Användaren av verktyget kan då ange hur mycket kemikalier som används och hur långt det transporteras, i likhet med det tidigare klimatberäkningsverktyget.

Parametern ”övrig drift” omfattade exempelvis trycksättning av membranen, övriga pumpar för processen samt elförbrukning för flotation och DAF (dissolved air flotation). Koldioxidutsläppet för dessa poster beräknades genom ökade elbehov och var redan implementerat i verktyget.

I steg 4 utvärderades de restprodukter som bildades i reningsprocesserna för de olika reningsteknikerna. Vid membran användning bildas en högkoncentrerad restström som måste hanteras. Vid användning av aktivt kol och jonbytare uppstår ingen restprodukt. Slutligen med reningstekniken flotation bildas ett högkoncentrerat skum som kräver omhändertagande. Koldioxidutsläppen för hanteringen av både den högkoncentrerade restströmmen och skummet är ännu oklara.

I steg 5 transporterades det förbrukade materialet, exempelvis aktivt kol, jonbytarmassa eller membranelement; detta implementeras på samma sätt som i steg 2.

I steg 6 hanterades det förbrukade materialet, vilket kunde omfatta reaktivering av aktivt kol, förbränning av jonbytarmassa eller förbränning av membranelement. Regenerering av aktivt kol hade implementerats på samma sätt som i det tidigare klimatberäkningsverktyget, där VA-organisationer ombads ange hur mycket regenererat respektive nytt aktivt kol som köptes in per år. En mängd jonbytarmassa brukade vanligen anges i volym i stället för vikt, vilket skiljde sig från hur det nuvarande klimatberäkningsverktyget var utformat.

8.2 Uppdaterat klimatberäkningsverktyg

I Tabell 8.1 till Tabell 8.3 dokumenteras i blå färg vilken ny information som har tillförts verktyget. Utsläpp från olika typer av aktivt kol skiljer sig avsevärt. Utsläpp från jonbytare är lägre per vikt än från aktivt kol. Det ska påpekas att det är viktigt att omvandla de beräknade volymerna både från GAK och jonbytarmassan till massa genom att korrigera för den specifika densiteten ($\rho = (\text{massa}/\text{volym})$) för respektive massa (GAK ca 0,55 ton/m³ och för jonbytare ca 0,7 ton/m³):

Förbrukad mängd (ton/år) = Volymmassa * ρ .

Transportvikt av membranelementen kan antas ligga mellan 10–15 kg beroende på membrantyp.

Tabell 8.1

Utdrag av information kring membran från klimatberäkningsverktyget där nya indata är markerade i blå text.

Beteckning	Ultrafilter			Nanofilter	
	UF från NX filtration	XF75 från Pentair	HFW1000 från Pentair	NF från NX filtration	XF64 från Pentair
Emissionsfaktor (kg CO ₂ e/element)	90,4	444	410	90,4	477

Tabell 8.2

Utdrag av information kring aktivt kol och jonbytare från klimatberäkningsverktyget där nya indata är markerade i blå text.

Beteckning	Aktivt kol				Jonbytarmassa		
	Aktivt kol, FiltraSorb400	Aktivt kol, Filtrasorb400 reaktiverat	Aktivt kol, kokosnöt baserat	Aktivt kol, reaktiverat kokosnöt	Jonbytarmassa	Jonbytarmassa förnybar NaOH	Jonbytarmassa förnybar NaOH och förnybar Akrylnitril
Emissionsfaktor (kg CO ₂ e/element)	11 000	2 000	5 460	1 370	2 600	2 000	800

Tabellen i klimatverktyget är uppförd så att data från andra membrantillverkare kan läggas till. Det går även att använda sig av andra värden än de som visas här.

Även membranelement har CO₂-utsläpp när de tillförs förbränning. Värden som har tillförts visas i Tabell 8.3.

Tabell 8.3

Utdrag av information kring förbränning från klimatberäkningsverktyget där nya indata är markerade i blå text.

Restprodukt	Hantering	Vikt (ton/år)	Transportdistans (km)	Drivmedel lastbil (diesel eller fossilfritt)	Emissionsfaktor (kg CO ₂ e/ton)	Emissionsfaktor (kg CO ₂ e/tonkm)
Förbrukade membran-element	Förbränning		700		3 300	0.07
Jonbytarmassa	Förbränning		700		3 500	0.07

8.3 Fallstudier

Klimatberäkningar genomfördes för alla tre teknikerna för alla tre vattenverken som deltog. Data för alla tekniker och alla vattenverk kan hittas i Halldin och Wall (2025). Här redovisas resultat för det största verket (Vattenverk A, produktion 165 m³/h). I analysen nedan ändrades vissa antaganden jämfört med Halldin och Wall (2025).

I Tabell 8.4 anges förhållanden som användes i verktyget.

Teknik	GAK	Jonbytare	Nanofilter
Byte av massa (m ³ /år)	42	6,7	–
Byte av massa (ton/år)	23	4,7	–
Regenerering (ton/år)	23	0,0	–
Förbränning (ton/år)	0,0	4,7	0,46
Ny massa (ton/år)	2,3	4,7	–
Byte av membran (antal/år)	–	–	38 ¹⁾
Elförbrukning drift (kWh/år)	29	361	529
Elförbrukning ledningsnät (kWh/år)	500	500	500
Förbrukning drivmedel (liter)	420	420	420
Kemikalier (ton/år)	23 (Regenerad GAK) 2,3 (Ny GAK)	4,7 (IEX-massa till förbränning)	3,3 (NaOH), 3,5 (NaOCl) 21 (Citronsyra)

Tabell 8.4

Antaganden som användes för att skatta CO₂-utsläpp för tre olika tekniker för borttagning av PFAS.

1) Membran antas bytas efter 5 år. Transportdistans sattes till 1 000 km förutom distansen för kemikalerna som antogs vara 300 km.

I Tabell 8.5 redovisas de beräknade utsläppen för två olika elmixar (REF = den faktiska elmixen i respektive område där verket är beläget som är en blandning av olika energikällor, och ELMIX som motsvarar värdet av den nordiska elmixen).

Scope 1 omfattar effekter av direkta utsläpp av växthusgaser, scope 2 effekter som härrör från el-, värme- och fjärrkylaförbrukning och scope 3 från indirekta emissioner, indirekta utsläpp, inköpta transporter och emissioner från restprodukter.

Teknik	Elmix	Utsläpp	Scope 1 utsläpp	Scope 2 utsläpp	Scope 3 utsläpp uppströms	Scope 3 utsläpp nedströms
GAK	REF	0,050	1	3 ¹	20	2
	ELMIX	0,184	1	197 ¹	20	2
IEX	REF	0,021	1	6	12	11
	ELMIX	0,177	1	222	12	11
NF	REF	0,049	0	7	62 ²	2
	ELMIX	0,309	0	383	62 ²	2
		kg CO ₂ e per m ³ distribuerat vatten	ton CO ₂ e	ton CO ₂ e	ton CO ₂ e	ton CO ₂ e

Tabell 8.5

Beräknade årliga CO₂-utsläpp per m³ distribuerat vatten samt utsläpp av CO₂ för scope 1–scope 3 för de tre olika teknikerna baserat på den verkliga elmixen samt en antagen nordisk elmix.

1) Cirka 99 % av detta utsläpp orsakas av pumpning av ledningsnätet.

2) Cirka 95 % av detta utsläpp orsakas av användning av citronsyra som behövs för membrantvätt.

Den faktiska elmixen antogs bestå av 14 % vattenkraft, 18 % vindkraft, 4 % solkraft, 55 % kärnkraft och 9 % internt producerad biogas. Siffran för citronsyra slår hårt i denna beräkning. Den står för 58 kg av de beräknade 62 kg utsläpp (Scope 3 i Tabell 8.6).

Tabell 8.6

Analys av effekter av kortare eller längre bytestider av GAK och IEX där referensscenariot är markerat i fet stil.

Teknik	(Bytestid)	Utsläpp	Scope 1 utsläpp	Scope 2 utsläpp	Scope 3 utsläpp uppströms	Scope 3 utsläpp nedströms
GAK	2 år	0,042	1	3	55	1
	1 år	0,095	1	3	130	3
	0,5 år	0,184	1	3	256	6
	0,25 år	0,363	1	3	508	13
IEX	4 år	0,017	1	4	4	16
	3 år	0,021	1	6	12	11
	2 år	0,027	1	6	17	16
	1 år	0,048	1	6	29	33
NF	5 år	0,049	0	7	62	2
		kg CO ₂ e per m ³ distribuerat vatten	ton CO ₂ e	ton CO ₂ e	ton CO ₂ e	ton CO ₂ e

Scenarioanalysen ovan visar att de beräknade koldioxidutsläppen per kubikmeter producerat vatten stiger exponentiellt för kortare gångtider. Effekten är störst för behandling med GAK där bytestider på 6 månader beräknas ha ett fyra gånger högre CO₂-fotavtryck än beredning med nanofilter och nästan sju gånger högre fotavtryck än referensscenariot med jonbytare. Det specifika fotavtrycket för en GAK-beredning med bytestider som ligger på 6 månader beräknas ha samma ofördelaktiga värde som om man hade använt nordisk elmix. Beredning med nanofilter som skapar en jämn utgående kvalitet påverkas inte.

Av analysen ovan kan det konstateras att sammansättningen av elen som används för elförsörjningen har den största effekten följt av effekter som styrs av gångtider.

Utsläpp från dricksvattenproduktionen från behandling med GAK i referensscenariot (GAK ålder 2 år) är liten i förhållande till andra utsläpp av Sveriges invånare. I relation till de årliga 8 ton utsläpp som varje svensk invånare bidrar med via konsumtion, resor och boende så står dricksvattenproduktionen för enbart 3 kg per år, motsvarande ca. 20 km resa med flygplan. Även under det mest ofördelaktiga GAK-scenariot som beräknades här kommer bidraget att vara mindre än 25 kg per år.

8.4 Osäkerheter och utvecklingsbehov

Utvecklingsbehovet för det uppdaterade klimatberäkningsverktyget innebär att fortsätta samla in data och information om mängden koldioxidequivaler som släpps ut vid produktion av membranelement, jonbytare, aktivt kol och kemikalier. Dessa koldioxidequivaler tillhandahålls av leverantörerna av respektive produkt. Vid informations-sammanställningen som har utförts i detta arbete har det framkommit att många leverantörer ännu inte har beräknat hur stort koldioxidutsläpp deras produkter genererar, och därför behöver de siffror som erhålls dokumenteras och föras in i detta klimatberäkningsverktyg. Det är även oklart om alla leverantörer utför sina beräkningar på ett likvärdigt sätt och detta kan vara värt att undersöka. För att klimatberäkningsverktyget ska bli mer tillförlitligt kan det vara nödvändigt att validera leverantörernas beräkningar.

För förbränning antas att jonbytarmassa (av typ polystyrol-divinyl-benzen) ger 3,5 kg CO_{2e}/kg, har en bulkdensitet på 0,70 kg/liter, samt att membranelement inklusive hölje består av 90 % kol som oxideras till CO₂. Värdena behöver valideras för olika resin-typer och leverantörer.

Enligt Moona et al. (2024) finns det flera olika polymerer som polymera membran kan bestå av. För utveckling av detta verktyg vore det intressant att veta om det finns ett samband mellan typ av polymer och membranåra oavsett leverantör.

9 Beslutsprocess

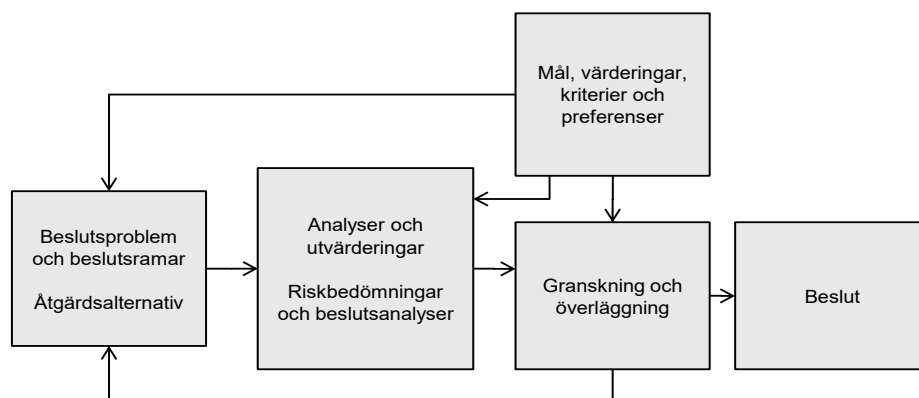
När det ska fattas beslut om hur en PFAS-förening ska hanteras behöver många olika aspekter beaktas. I detta kapitel beskrivs hur multikriterieanalys (MKA) kan användas för att skapa struktur, så att flera olika aspekter kan beaktas på ett systematiskt sätt när möjliga åtgärdsalternativ utvärderas och prioriteras. Inledningsvis beskrivs några grundläggande koncept kopplade till beslutsstöd och därefter presenteras MKA och det tillämpade verktyget WISER. Därefter presenteras exempel som visar hur MKA och WISER kan tillämpas för att utvärdera och prioritera reningstekniker för att hantera PFAS-föreningar.

9.1 Beslutsstöd och metoder

Beslutsstöd kan utgöras av olika saker. Ibland kan en enklare överslagsberäkning anses tillräcklig för att fatta ett beslut och ibland är frågeställningen mycket mer komplex och det kan krävas ett flertal utredningar av olika aspekter innan det går att avgöra vad som är det mest lämpliga åtgärdsalternativet för ett specifikt problem. I båda fallen finns det dock en problemställning, ett antal möjliga åtgärdsalternativ och ett beslut som behöver fattas. I Figur 9.1 beskrivs en generell beslutsprocess där utgångspunkten är ett beslutsproblem, till exempel hur en PFAS-förening i dricksvattentäkten bäst ska hanteras, och målet är ett välgrundat beslut där det mest lämpliga åtgärdsalternativet väljs.

Som illustreras i Figur 9.1 krävs olika typer av analyser och utvärderingar, bland annat riskbedömningar och beslutsanalyser, för att både förstå beslutsproblemet och belysa de olika åtgärdsalternativens för- och nackdelar. Resultaten som erhålls granskas och olika överläggningar görs sedan innan ett beslut fattas. Men såväl beslutsproblemet, identifierade åtgärdsalternativ, analyser och utvärderingar, samt den granskning som genomförs, påverkas av de mål, värderingar med mera som finns i till exempel samhället och den egna organisationen. Det kan handla om lagkrav, branschrekommendationer, generella eller specifika mål om att uppnå klimatneutralitet med mera. Allt detta påverkar såväl hur vi definierar problemet till hur vi utformar våra analyser och hur vi ser på resultaten. Av denna anledning är det viktigt att påpeka att resultaten från de analyser och utvärderingar som görs inte genererar ett beslut utan ett beslutsstöd, som efter granskning och överläggning leder fram till ett beslut.

Figur 9.1 visar att beslutsprocessen inte behöver vara linjär. Då resultaten från analyser och utvärderingar granskas kan slutsatsen vara att beslutsproblemet behöver definieras om eller att andra åtgärdsalternativ behöver studeras. Målet bör vara att fatta ett välgrundat beslut baserat på den information och kunskap som finns tillgänglig.



Figur 9.1
Schematisk beskrivning av beslutsprocessens ingående delar och deras beroende av varandra, baserad på Aven (2012).

Valet av beslutsanalys, det vill säga vilken metod som används för att utvärdera och jämföra åtgärdsalternativen, baseras på de beslutsramar som sätts upp. När det klargjorts varför ett beslut behöver fattas, det vill säga vad beslutsproblemet är, behöver det även klargöras vilka faktorer som ska studeras och vad som är avgörande då åtgärdsalternativen prioriteras och ett beslut fattas. Detta är en del av att definiera beslutsramarna och innefattar bland annat att definiera beslutsriteriet eller beslutsriterierna. Beslutsriteriet kan exempelvis vara att identifiera det mest kostnadseffektiva, mest samhällsekonomiskt lönsamma eller mest hållbara åtgärdsalternativet. Om valet handlar om att välja lämplig reningsteknik för PFAS kan de tre nämnda beslutsriterierna och möjliga beslutsstödsmetoder beskrivas på följande sätt:

- *Mest kostnadseffektiva åtgärden* – Den reningsteknik som uppnår ett visst mål, exempelvis en viss PFAS-halt i utgående dricksvatten, till lägst kostnad ska identifieras. En teknisk utredning av möjlig reningsgrad kombineras med en analys av investerings- samt drift- och underhållskostnader.
- *Mest samhällsekonomiskt lönsamma åtgärden* – Reningsteknikerna utvärderas och jämförs med avseende på samtliga positiva och negativa samhällsekonomiska effekter över en viss tidshorisont. En kostnadsnyttoanalys genomförs där effekter såsom miljöpåverkan, hälsoeffekter och investeringar alla uttrycks i ekonomiska termer i syfte att se om nyttorna (positiva effekter) överstiger kostnaderna (negativa effekter).
- *Mest hållbara åtgärden* – Reningsteknikerna jämförs med avseende på samtliga hållbarhetsdimensioner, det vill säga såväl ekonomiska som miljömässiga och sociala. En möjlig metod för denna typ av analys är multikriterieanalys (MKA) som gör det möjligt att ta hänsyn till och väga samman reningsteknikernas egenskaper kopplade till alla hållbarhetsdimensioner.

För att utreda och komma fram till hur en PFAS-förorening bäst hanteras behöver typiskt många olika aspekter beaktas. I de flesta fall räcker det inte med att jämföra olika reningsteknikers effektivitet, utan även aspekter såsom kemikaliebehov, energiförbrukning, genomförbarhet med hänsyn till tillstånd och marktillgång, påverkan på ekosystem och givetvis ekonomiska faktorer behöver beaktas. Av denna anledning har MKA identifierats som en lämplig metod för att hjälpa till att strukturera och genomföra analyser och jämförelser av åtgärdsalternativ i syfte att hantera PFAS-föroreningar. Kostnadsnyttoanalys kan också ta hänsyn till många olika effekter som uppstår, men en sådan analys kräver att alla effekter värderas ekonomiskt och därför bedöms MKA som ett lämpligt första steg för dricksvattenproducenter.

9.2 Multikriterieanalys och WISER

I detta avsnitt beskrivs grunderna i multikriterieanalys (MKA) och verktyget WISER som tagits fram för att underlätta för dricksvattenproducenter och andra att genomföra MKA av dricksvattenrelaterade problem. WISER är en förkortning för *Water Investments for Sustainability Enhancement and Reliability* och presenteras mer ingående i SVU-rapport 2021-8 (Sjöstrand et al. 2021) som kan ses som en manual till verktyget.

9.2.1 Grunderna i en MKA

Multikriterieanalys (MKA) är en väletablerad beslutstödsmetod som används då olika åtgärdsalternativ utvärderas med avseende på fler, ibland motstridiga, kriterier (DCLG 2009). Syftet är att kunna visa på de analyserade åtgärdsalternativens för- och nackdelar samt ge en sammantagen bild av vilket eller vilka av åtgärdsalternativen som framstår som bäst baserat på de kriterier som tas med och hur viktiga de bedöms vara. MKA är således användbart när beslut inte kan baseras på ett enda mått, som kostnad eller effektivitet, utan kräver en avvägning mellan olika faktorer.

Nedan beskrivs de huvudsakliga stegen som ingår i en MKA för att ge en överblick och förståelse för metoden. Det finns olika tekniker för hur respektive steg genomförs i detalj. Hur detta genomförs i WISER och vad som är speciellt relevant att tänka på i tillämpningar kopplade till PFAS och dricksvatten presenteras i resterande del av detta avsnitt (9.2) och exemplifieras i avsnitt 9.3.

1. *Definiera beslutsproblemet* – Först fastställs vad beslutet handlar om och vilka målsättningar som finns. Detta innebär att klart formulera det problem som ska lösas och de mål som eftersträvas, det vill säga det grundläggande syftet med MKA:n.
2. *Identifiera kriterier* – Nästa steg är att identifiera och definiera de kriterier som ska användas för att utvärdera alternativen. Kriterierna ska vara relevanta för beslutsproblemet och täcka alla viktiga aspekter förknippade med åtgärdsalternativen. Kriterierna kan beskrivas som egenskaper eller effekter som alternativen är förknippade med, och beroende på hur analysen genomförs kan de uttryckas på olika sätt.
3. *Identifiera alternativ* – En uppsättning av möjliga åtgärdsalternativ eller lösningar identifieras och beskrivs. Dessa alternativ tas fram baserat på det underliggande beslutsproblemet. Oftast beskrivs även ett referensscenario som åtgärdsalternativen jämförs mot. Detta behöver inte vara nuläget utan kan vara ett annat scenario/alternativ som åtgärderna jämförs med.
4. *Vikta kriterierna* – Kriterierna tilldelas vikter, exempelvis direkt i procent, baserat på deras relativa betydelse. Detta kan göras genom olika metoder, men syftet är att kunna väga ihop bedömningarna av hur alternativen presterar med avseende på de olika kriterierna (steg 5) och få en sammantagen bedömning av hur respektive alternativ presterar. Viktningen är subjektiv då det kan finnas olika åsikter om hur stor inverkan olika kriterier ska ha på det beslut som fattas. Av denna anledning bör en känslighetsanalys genomföras (se steg 8).
5. *Utvärdera alternativen* – Varje alternativ bedöms med avseende på respektive kriterium. Detta kan innebära att samla in data, utföra analyser och använda modeller för att kvantifiera hur varje alternativ presterar. Bedömningarna kan också göras kvalitativt med hjälp av en generell poängskala. Utvärderingen av alternativen ska vara objektiv, det vill säga så långt som möjligt baserad på de förhållanden som råder.
6. *Sammanställ resultaten* – Resultaten från utvärderingen av alternativen sammanvägs med hjälp av de tilldelade vikterna. Detta steg syftar till att få en sammanvägd bild av hur varje alternativ presterar totalt sett, ofta i form av en viktad totalpoäng eller liknande.

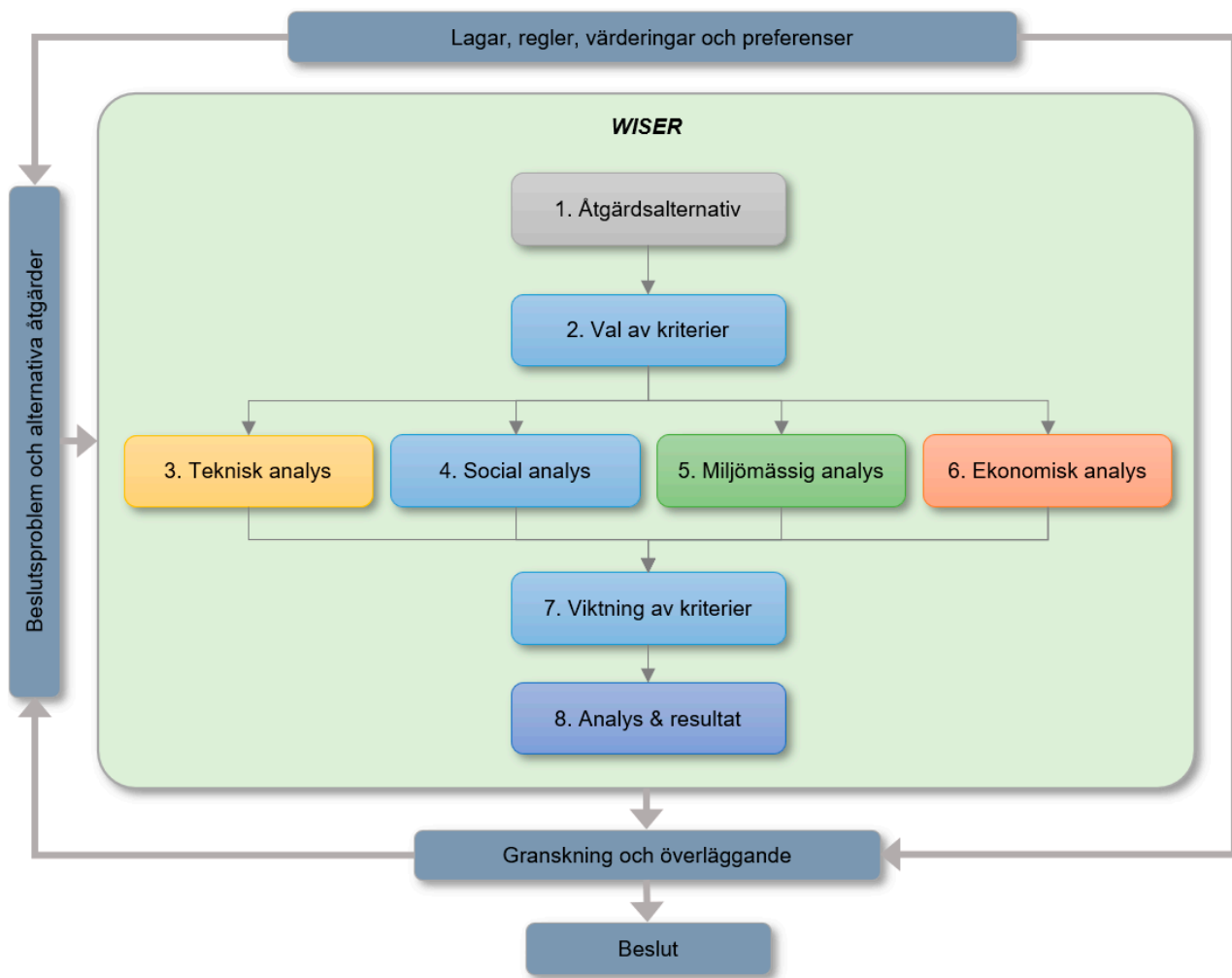
-
7. *Analysera och tolka* – Resultaten analyseras och tolkas för att ge insikter om vilket alternativ som är mest fördelaktigt. Beslutsfattare kan använda denna information för att fatta ett välgrundat beslut.
 8. *Genomför känslighetsanalys* – I alla analyser och utvärderingar finns det osäkerheter i exempelvis underlagsdata, tillämpade modeller med mera. I en MKA påverkas resultatet även av den viktning (steg 4) som tillämpas.

Genom att systematiskt gå igenom dessa steg kan en MKA hjälpa till att strukturera och underlätta komplexa beslutsprocesser där många olika faktorer behöver beaktas. Nedan beskrivs några viktiga aspekter som gör MKA användbart, inte minst i tillämpningar rörande PFAS och dricksvatten.

- *Strukturera komplexa beslut* – MKA hjälper till att bryta ner ett beslut i tydliga kriterier och alternativ, vilket gör det lättare att analysera och jämföra.
- *Hantera målkonflikter* – När olika intressen står mot varandra (till exempel vattenkvalitet mot miljöpåverkan och kostnad) möjliggör MKA en transparent bedömning av kompromisser.
- *Inkludera både kvantitativa och kvalitativa faktorer* – I en MKA kan både mätbara data (såsom reningseffektivitet, energiförbrukning, utsläpp av koldioxidekvivalenter och kostnader) och kvalitativa bedömningar (såsom genomförbarhet, acceptans och förtroende) kombineras.
- *Stödja transparens och delaktighet* – Genom att tydliggöra hur beslut fattas och vilka kriterier som vägs in, kan MKA öka förståelsen och acceptansen bland intressenter.
- *Underlätta prioritering* – MKA kan rangordna alternativ utifrån hur väl de uppfyller de uppsatta kriterierna, vilket hjälper beslutsfattare att välja det mest balanserade alternativet.

9.2.2 Verktuget WISER

WISER är ett MKA-verktyg framtaget för att analysera, jämföra och rangordna alternativa dricksvattenåtgärder i syfte att skapa stöd och vägledning för olika typer av beslut (Sjöstrand et al. 2021). När verktyget utvecklades var syftet att olika åtgärdsalternativ ska kunna utvärderas och jämföras ur ett hållbarhetsperspektiv. Det går bra att använda verktyget för att analysera olika typer av problemställningar och åtgärder, och man behöver inte tillämpa ett hållbarhetsperspektiv i de analyser som genomförs. WISER kan bland annat användas för att utvärdera möjliga åtgärder för att hantera PFAS i dricksvattnet. Det kan exempelvis handla om att jämföra olika reningstekniker, eller att jämföra kompletterande rening i vattenverket med byte av vattentäkt. I Figur 9.2 beskrivs de ingående delarna i WISER, vilka följer de generella stegen i en MKA. Nedan ges en översiktlig beskrivning av de steg och de angreppssätt som används i WISER. Därefter presenteras i avsnitt 9.3 exempel på hur WISER kan tillämpas.



Figur 9.2

Illustration av WISER-verktygets olika steg där de numrerade stegen utgör delar av verktyget och de gråblå boxarna utan nummer beskriver sådant som ger input till verktyget eller hur resultaten från WISER används.

I WISER beskrivs inledningsvis de åtgärdsalternativ som ska analyseras (steg 1). Utöver detta ska även problemställningen och syftet med analysen dokumenteras som underlag för steg 2, då relevanta kriterier väljs ut. Notera att WISER i sig inte innehåller någon metod för att säkerställa att alla möjliga åtgärdsalternativ identifieras. För detta syfte hänvisas i stället till övriga delar av denna rapport som bland annat beskriver lämpliga reningstekniker. Utöver åtgärdsalternativen bör i de flesta fall även ett referensalternativ beskrivas. Detta alternativ kan utgöra nuläget, men kan också innefatta åtgärder, och används för att beskriva om de analyserade åtgärdsalternativen leder till en förbättring eller försämring jämfört med referensalternativet med avseende på de kriterier som analyseras. I vissa fall kan det vara mer lämpligt att jämföra åtgärdsalternativen direkt med varandra och då är det inte alltid nödvändigt att beskriva ett referensalternativ.

I WISER-verktyget finns en bruttolista med 26 fördefinierade generella kriterier (steg 2) som kan användas som hjälp för att definiera relevanta kriterier för den specifika tillämpningen. Kriterierna har delats in i dimensionerna tekniskt, socialt, miljömässigt och ekonomiskt. Utöver de klassiska hållbarhetsdimensionerna ingår tekniska aspekter i en egen dimension i syfte att tydligt kunna hantera aspekter såsom leveranssäkerhet, tid till idrifttagande, anpassningsförmåga, med mera. Eftersom WISER är ett generellt MKA-verktyg för VA-tillämpningar är kriterierna inte specialanpassade till PFAS-tillämpningar. De generella kriterierna är:

- **Tekniska kriterier:** Leveranssäkerhet, sabotage, anpassningsförmåga, tillstånd, rådighet och tid till idrifttagande

-
- *Sociala kriterier:* Upplevd trygghet, skydd mot mikrobiologiska hälsorisker, skydd mot kemiska hälsorisker, andra dricksvattenparametrar, icke-dricksvattenrelaterade hälsoeffekter, tillväxtpotential, rekreativvärden och fördelningseffekter
 - *Miljömässiga kriterier:* Vattenresursers kvalitet, vattenresursers kvantitet, terrestra ekosystems livsduglighet, energianvändning och växthusgasutsläpp, vattenanvändning, markanvändning, materialanvändning, kemikalieanvändning och icke-återvinningsbart avfall
 - *Ekonomiska kriterier:* Investeringskostnader och drift- och underhållskostnader

När man har valt vilka kriterier som ska ligga till grund för beslutet poängsätts de alternativa åtgärderna utifrån hur bra de presterar för varje enskilt kriterium (steg 3–6). Det går att använda såväl kvantitativ, semikvantitativ som kvalitativ information om de alternativa åtgärdernas egenskaper och effekter då poängsättningen görs. I WISER är en skala från -10 till +10 fördefinierad. Negativa poäng betyder att alternativet presterar sämre än referensalternativet och positiva poäng betyder att det presterar bättre än referensalternativet. Värdet 0 betyder att åtgärden presterar lika bra eller lika dåligt som referensalternativet. Skalans ändpunkter (dvs. -10 och 10) definieras som den sämsta respektive bästa möjliga prestanda som en åtgärd teoretiskt skulle kunna uppvisa för det aktuella kriteriet givet ett sådant beslutsproblem som studeras. Det går också att använda en annan skala och genomföra en MKA utan att jämföra med ett referensalternativ, exempelvis om olika teknikval jämförs relativt varandra oberoende av nuvarande beredning. Detta kommenteras vidare i avsnitt 9.3.

De utvalda kriterierna viktas sedan (steg 7) för att reflektera deras relativa betydelse för beslutet, varpå viktning och poäng vägs samman (steg 8). Poängsättningen utgör en objektiv del av analysen och ska baseras på åtgärdsalternativens faktiska effekter i förhållande till ett referensalternativ. Viktningen avspeglar däremot snarare de värderingar som finns och hur viktiga man anser att olika aspekter är för att uppnå de mål som satts upp. Efter sammanvägningen av viktning och poäng är det möjligt att se vilken åtgärd som är mest ekonomiskt rimlig eller bäst ur en teknisk, social eller miljömässig synvinkel. Resultaten från de olika analyserna kombineras sedan till en sammanvägd bedömning för att avgöra huruvida åtgärderna leder till en ökad eller minskad hållbarhet i förhållande till referensalternativet. I verktyget är det möjligt att beakta osäkerheter när åtgärdsalternativen utvärderas med avseende på de olika kriterierna. Detta gör det möjligt att analysera osäkerheterna i de sammanvägda resultaten för att se om det påverkar tolkningen och utvärderingen av alternativen. Detta ger också möjlighet att se vad som påverkar osäkerheten i slutresultaten mest och var ytterligare information är mest användbar.

WISER-verktyget finns fritt tillgängligt för nedladdning via DRICKS webbplats: www.dricks.se

9.3 MKA och WISER i PFAS-tillämpningar

Nedan beskrivs, utifrån ett exempel, hur MKA och WISER kan användas för att utvärdera olika tekniker för rening av PFAS i dricksvatten. Data från de beräkningar och resultat som presenterats tidigare i rapporten används som underlag till exemplet. Det går dock inte att göra en generell analys som visar vilken teknik som alltid är det bästa alternativet. Som tidigare visats beror valet av teknik på de platsspecifika förutsättningarna såsom vattenkvalitet, befintliga beredningsprocesser, med mera. Exemplet som här presenteras syftar därför till att visa hur en analys kan genomföras och ge tips på vad man bör tänka på i de olika stegen. Däremot kan delar av underlaget som används vara detsamma, exempelvis information om reningseffektivitet, klimatpåverkan, kostnader med mera som presenterats tidigare i denna rapport.

9.3.1 Beslutsproblem och åtgärdsalternativ

När ett beslutsproblem definieras är det viktigt att tydligt identifiera och formulera problemets omfattning och mål. Det är till exempel stor skillnad mellan målet att "identifiera den tekniskt mest fördelaktiga reningstekniken för PFAS som kan implementeras i ett specifikt vattenverk" jämfört med att "identifiera det mest hållbara åtgärdsalternativet för att hantera den PFAS-förorening som finns kopplat till dricksvattenförsörjningen". Det första alternativet är begränsat vad gäller såväl vilken typ av åtgärder som vad åtgärderna ska utvärderas med avseende på. Det andra alternativet har en bredare frågeställning vad gäller åtgärdstyper (inte nödvändigtvis begränsade till rening i vattenverket) och baseras på ett hållbarhetsperspektiv då åtgärderna utvärderas. Det kan finnas motiv till att beskriva målet med en analys på båda dessa sätt, det viktiga är att tänka igenom vad som ska uppnås i varje enskilt fall.

En välformulerad problemdefinition bör inkludera en beskrivning av de specifika utmaningar som ska lösas, de mål som ska uppnås, och de begränsningar eller förutsättningar som gäller. Detta skapar en gemensam förståelse för problemet för alla som är inblandade i arbetet och inte minst för andra som senare vill förstå motiven till det eller de åtgärder som valts.

När möjliga åtgärdsalternativ identifieras är det lämpligt att tänka brett och fundera över vilka åtgärder som bör jämföras för att i slutet kunna motivera en åtgärd. Åtgärderna som utvärderas och jämförs kan vara av olika karaktär, exempelvis rening av PFAS i vattenverket med olika tekniker, att avveckla vattentäkten och ersätta den med en ny eller att överföra dricksvatten från annat håll. Det finns givetvis många andra typer av åtgärder som kan vara aktuella och de som nämns här ska bara ses som exempel.

Även ett referensalternativ behöver identifieras och beskrivas i de fall åtgärdsalternativen ska jämföras mot nuläget eller en annan referenspunkt. Referensalternativet fungerar i dessa fall som en jämförelsepunkt för att utvärdera de potentiella åtgärdernas effekter. Om nuläget används som referensalternativ behöver det inte innebära att nuläget anses vara ett reellt alternativ, det viktiga är att ha ett tydligt alternativ att jämföra emot. Det går således också bra att inkludera åtgärder i referensalternativet, exempelvis redan beslutade och kommande förändringar. När referensalternativet beskrivs bör förändringen över tid också beaktas och beskrivas. Det kan exempelvis handla om att beredningen över tid kommer behöva uppgraderas oberoende av den föreliggande PFAS-problematiken eller att nuvarande beredning är tillräcklig för att producera ett dricksvatten som uppfyller PFAS-kraven, men ökande halter i vattentäkten gör att gränsvärdena inte kommer att kunna uppfyllas om några år. Om syftet med en MKA är att rangordna de analyserade alternativen utan att visa på skillnaden jämfört med referensalternativet, då behöver det sistnämnda inte nödvändigtvis definieras.

För att illustrera hur en MKA kan genomföras utgår vi här ifrån exemplet att PFAS av relativt höga halter finns i en vattentäkt och processerna i det befintliga vattenverket behöver kompletteras för att uppfylla rådande krav på PFAS i utgående dricksvatten. Fokus ligger i detta exempel på val av reningsteknik. Ett helhetsperspektiv anses dock viktigt, varför målet är *att rangordna och identifiera den reningsteknik som sammantaget är mest fördelaktig om hänsyn tas till såväl tekniska, sociala, miljömässiga som ekonomiska aspekter.*

Referensalternativ: Nuläget och därmed nuvarande råvattenförsörjning och beredning i vattenverket utgör referensalternativ. Detta är inte ett reellt alternativ då kraven vad gäller PFAS i dricksvattnet inte kommer att kunna uppfyllas. Referensalternativet utvecklas inte i detalj i detta exempel då analysen framför allt syftar till att rangordna de olika teknikerna och inte visa på skillnaden jämfört med referensalternativet.

Åtgärdsalternativ: De reningstekniker som utvärderas är (1) *aktivt kol (GAK)*, (2) *jonbyte (IEX)*, och (3) *Nanofilter (NF)*.

9.3.2 Kriterier

Utifrån det uppsatta målet och de åtgärdsalternativ som ska studeras, identifieras och beskrivs relevanta kriterier. I exemplet som introducerades ovan är såväl tekniska, sociala, miljömässiga som ekonomiska aspekter viktiga. För att illustrera genomförandet av en MKA har de sex nedanstående kriterierna valts ut. Beroende på det aktuella beslutsproblemet och de åtgärder som utvärderas kan det räcka med färre, men det kan också krävas betydligt fler kriterier för att belysa de aspekter som är relevanta.

Tekniskt:

- *Reningsgrad över tid:* Samtliga åtgärder antas i detta exempel kunna uppnå en tillräcklig reningsgrad, varför kriteriet avser förmågan att upprätthålla reningsgraden över tid.
- *Annan vattenkvalitetspåverkan:* Kriteriet avser annan kvalitetsförbättring utöver PFAS-rening (dvs. sidonytta) som reningstekniken kan medföra.

Socialt:

- *Arbetsmiljö:* Kriteriet avser vattenverkspersonalens arbetsmiljö vid drift och underhåll av beredningsprocessen (med hänsyn till kemikaliehantering, tynga lyft, damning, m.m.).
- *Driftkompetens:* Behov av utbildning samt processens komplexitet och känslighet för driftstörningar.

Miljömässigt:

- *Klimatpåverkan:* Sammantaget utsläpp av växthusgaser per producerad m³ dricksvatten. Analyseras med hjälp av klimatberäkningsverktyg, se kapitel 8.

Ekonomi:

- *Produktionskostnad:* Den ytterligare kostnaden per producerad m³ dricksvatten som investerings- och driftkostnaderna ger upphov till (se kapitel 7.4).

9.3.3 Bedömning av åtgärdsalternativen

I WISER finns en fördefinierad poängskala från -10 till +10 för bedömningen av alternativen. En annan skala kan användas och i detta exempel används i stället en skala mellan 1 och 5 för att visa hur väl alternativen presterar med avseende på de olika kriterierna. Att den negativa delen av skalan utesluts beror på att det inte görs någon jämförelse relativt referensalternativet, utan åtgärdsalternativen jämförs i syfte att rangordna dem. Poäng 5 innebär att alternativet presterar så bra det anses möjligt med avseende på det aktuella kriteriet och poäng 1 innebär att alternativet presterar dåligt. Således kan poäng 3 beskrivas som en måttlig prestanda och 2 respektive 4 är ett mellanting mellan de olika stegen i skalan.

Nedan redovisas hur alternativen bedöms med avseende på de olika kriterierna (tilldelad poäng inom parentes). Referenser till tidigare kapitel i rapporten presenteras där det är relevant, men notera att bedömningarna är exempel och behöver anpassas till varje enskild tillämpning. Tilldelade poäng finns sammanställda i Tabell 9.1.

Tekniskt:

- *Reningsgrad över tid*
 - GAK (2): Reningsgrad minskar successivt och är känslig för DOC, risk för återlösning (kap. 3.3.2–3.3.5).
 - IEX (3): Längre gångtid än GAK men kortkedjiga PFAS kan släppa igenom först (kap. 3.4.2–3.4.5).
 - NF (5): Stabil och jämn rening över tid; membran ger mycket hög kvarhållning (kap. 3.5 och tabell 3.3).

- *Annan vattenkvalitetspåverkan*

- GAK (3): Avskiljer organiskt material, lukt/smak, läkemedel och algtoxiner (tabell 3.1).
- IEX (1): Begränsad sidonytta, endast viss avskiljning av vissa negativt laddade läkemedel (tabell 3.2).
- NF (5): Avhärdning, mikrobiologisk barriär, TOC-reduktion (tabell 3.4).

Socialt:

- *Arbetsmiljö*

- GAK (2): Tung lyft, damning, hantering av stora kolpolymer och backspolning (kap. 3.3.3; 5.4.2).
- IEX (4) Kompakt utrustning, mindre fysisk hantering, låga spolbehov (kap. 3.4.4).
- NF (1): Hantering av kemikalier, spolvatten med höga halter av PFAS, risk för fouling och kemikalietvätt (kap. 3.5.3; 5.4.1).

- *Driftkompetens*

- GAK (3): Välkänd teknik men kräver uppföljning av smak/luft, kolbyten och backspolning (kap. 3.3).
- IEX (4): Jämförelsevis lättdrivet, men kräver god provtagning och kontroll av migrering (kap. 3.4.5; 5.4.3).
- NF (1): Kräver hög teknisk kompetens, kemikaliehantering och avancerad processförståelse (kap. 3.5; 5.4.1).

Miljömässigt:

- *Klimatpåverkan*

Värden på CO₂e/m³ är hämtade från klimatberäkningarna i kap. 8 för vattenverk A (produktion 165 m³/h). För detta kriterium används en lokal skala där alternativet med lägst utsläpp tilldelas 5 poäng och poängen för övriga alternativ beräknas genom att dividera maxpoängen (5) med det minsta utsläppet och multiplicera med respektive alternativs utsläpp.

- GAK (2): 0,051 kg CO₂e/m³
- IEX (5): 0,021 kg CO₂e/m³
- NF (2): 0,049 kg CO₂e/m³

Ekonomi:

- *Produktionskostnad*

Beräknade produktionskostnader för exemplet i kap. 7.4 används. Liksom för klimatpåverkan används en lokal skala där det med lägst kostnad erhålls 5 poäng och poängen för övriga alternativ beräknas relativt detta.

- GAK (4): 1,25 SEK/m³
- IEX (5): 1,09 SEK/m³
- NF (2): 2,53 SEK/m³

Kriterium	GAK	IEX	NF
Tekniskt			
Reningsgrad över tid	2	3	5
Annan vattenkvalitetspåverkan	3	1	5
Socialt			
Arbetsmiljö	2	4	1
Driftkompetens	3	4	1
Miljömässigt			
Klimatpåverkan	2	5	2
Ekonomi			
Produktionskostnad	4	5	2

Tabell 9.1

Poängsättning av de analyserade åtgärdsalternativen med avseende på de ingående kriterierna.

I WISER är det möjligt att ta hänsyn till osäkerheterna i poängsättningen. Hur detta kan göras beskrivs i slutet av avsnitt 9.3.

9.3.4 Viktning av kriterier

Viktningen av kriterierna syftar till att beskriva deras relativa betydelse då informationen om hur åtgärderna presterar med avseende på de olika kriterierna slås samman till en sammanvägd bedömning. I WISER görs viktningen först inom respektive dimension, det vill säga först beskrivs hur viktiga exempelvis de tekniska kriterierna är i relation till varandra. Detta görs genom att ansätta en vikt i form av en poäng mellan 0 till 10, där 0 innebär att kriteriet inte påverkar beslutet och 10 innebär att det är direkt avgörande för beslutet. Baserat på de angivna poängvikterna beräknas en procentuell vikt. När detta gjorts för de inom de fyra dimensionerna (tekniskt, socialt, miljömässigt och ekonomiskt), görs det även mellan dimensionerna. Resultaten slås samman och presenteras i WISER som i Figur 9.3. Den inre cirkeln visar hur stor vikt de olika dimensionerna har tilldelats och den yttre delen beskriver den procentuella vikt som respektive kriterium har tilldelats och som används då alla kriterier slås samman till en sammanvägd bedömning av de olika åtgärdsalternativen.

Figur 9.3 visar viktningen som använts i exemplet och visar att de tekniska och sociala dimensionerna bedömts lika viktiga (31 % vardera). De miljömässiga och ekonomiska har tilldelats samma men något lägre vikt (19 % vardera). Det är dock viktigt att beakta antalet kriterier inom respektive dimension och studera den slutgiltiga viktningen av de ingående kriterierna, vilket framgår av den yttre ringen i Figur 9.3. Av kriterierna har reningsgrad över tid högst vikt, följt av produktionskostnad, klimatpåverkan och arbetsmiljö med samma vikt. Något lägre vikt har driftkompetens och annan vattenkvalitetspåverkan.

Viktningen är som tidigare nämnts subjektiv och det finns inget rätt och fel. Av denna anledning bör en känslighetsanalys genomföras för att se om en ändring i viktningen påverkar resultaten och de slutsatser som dras, det vill säga om rangordningen av åtgärdsalternativen ändras. Viktningen bör diskuteras inom den organisation som genomför analysen i syfte att identifiera eventuella alternativa viktningar som kan motiveras samt hitta en viktning som är rimlig att använda som utgångspunkt i analysen.

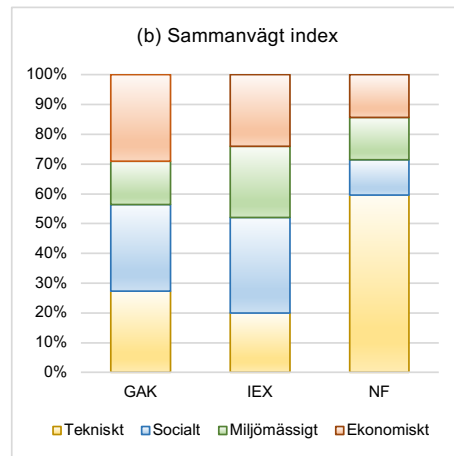
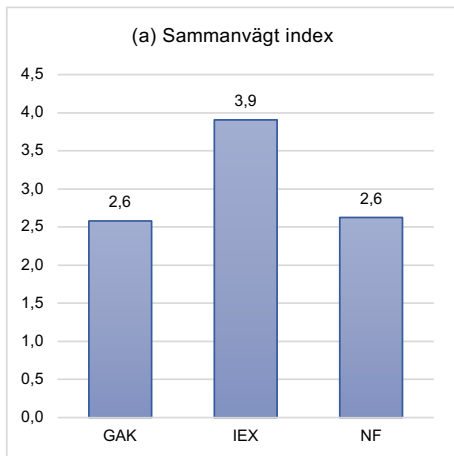


9.3.5 Resultat

Baserat på tilldelade poäng och angivna vikter beräknas en viktad poäng för respektive åtgärdsalternativ, vilket i WISER benämns som sammanvägt index. Detta beräknas för de fyra dimensionerna samt totalt för alla dimensioner tillsammans. I Figur 9.4 presenteras (a) sammanvägt index samt (b) hur respektive åtgärdsalternativs poäng i de olika dimensionerna bidrar till det sammanvägda indexet. I Figur 9.5 presenteras poängen uppdelade per dimension. För den miljömässiga och ekonomiska dimensionen ingår dock bara ett kriterium i detta exempel.

Figur 9.3

Viktning av kriterier. Yttre delen av cirkeln visar slutgiltiga viktningen av kriterierna med hänsyn till viktningen av de fyra dimensionerna som visas i den inre delen av cirkeln. Dimensionerna viktning är: tekniskt 31 %, socialt 31 %, miljömässigt 19 % och ekonomiskt 19 %.

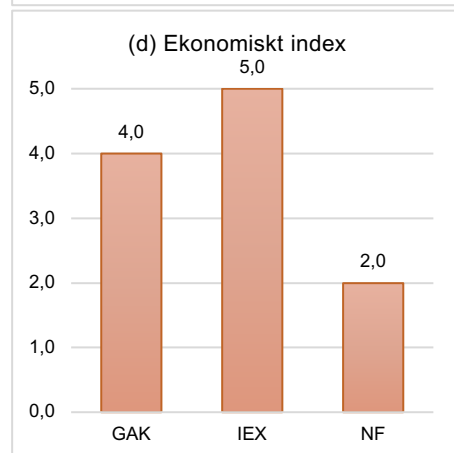
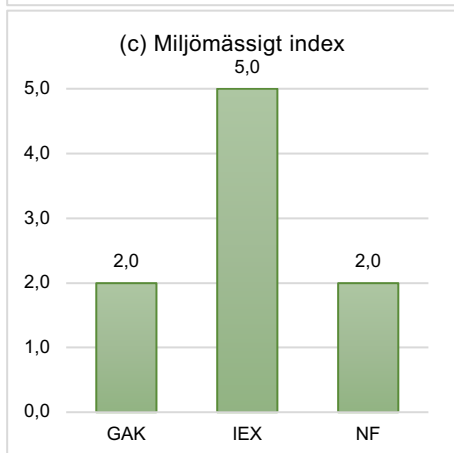
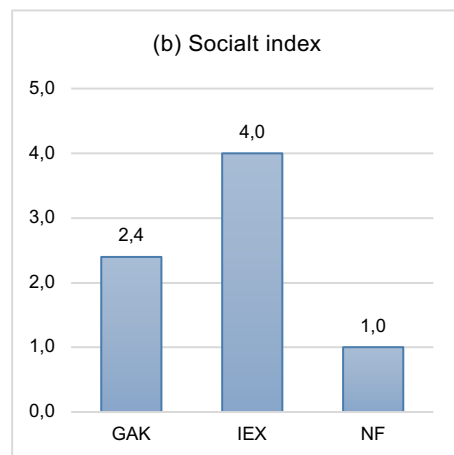
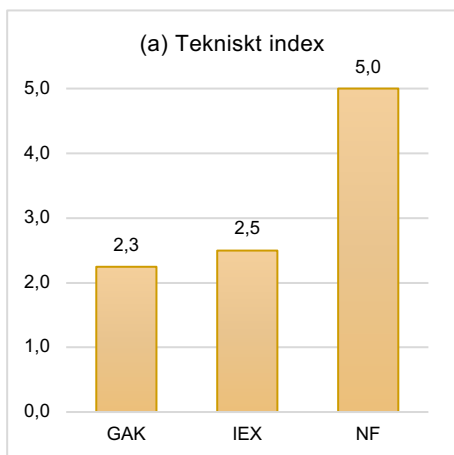


Figur 9.4

Resultaten presenterade som (a) sammanvägt index för åtgärdsalternativen samt (b) det sammanvägda indexets procentuella fördelning mellan de olika dimensionerna, det vill säga de olika dimensionernas bidrag till det sammanvägda indexet.

Resultaten visar att i detta exempel får jonbyte (IEX) högst totalt index tack vare låg klimatpåverkan, låg kostnad och goda arbetsmiljömässiga aspekter. Aktivt kol (GAK) och nanofilter (NF) får likvärdiga totala index, men skiljer sig lite åt mellan de analyserade dimensionerna. GAK presterar medelbra på många av kriterierna och är förknippad med en relativt låg kostnad. NF har hög teknisk prestanda och ytterligare vattenkvalitetsnyttor, men är förknippad med hög kostnad och presterar sämre med avseende på de arbetsmiljömässiga aspekterna.

Detta exempel visar hur MKA och WISER kan användas för att stötta i arbetet med att utvärdera och jämföra olika alternativ. Varje tillämpning är unik då beslutsproblemen och målen kan skilja sig åt och därmed skiljer sig de kriterier som tas med i analysen och viktningen mellan dem. Allt detta påverkar vilket eller vilka alternativ som framstår som de bästa i respektive tillämpning.



Figur 9.5

Index för åtgärdsalternativen presenterade för de olika dimensionerna (a) tekniskt, (b) socialt, (c) miljömässigt och (d) ekonomiskt.

9.3.6 Osäkerhets- och känslighetsanalys

När bedömningen ska göras av hur åtgärdsalternativen presterar med avseende på de olika kriterierna finns det osäkerheter. För att beakta dessa osäkerheter är det möjligt i WISER att ange mest troliga poäng samt min- och maxpoäng. Baserat på denna information ansätts osäkerhetsfördelningar för poängen och resultaten kan presenteras med osäkerheter i syfte att se om det skiljer åt sig mellan alternativen och hur man bör prioritera ytterligare utredningar om man vill reducera osäkerheterna. För ytterligare beskrivning av hur detta görs hänvisas till Sjöstrand et al. (2021).

Oberoende av om osäkerheter i poängsättningen beaktas eller inte bör viktningens påverkan på resultatet analyseras. Viktningen är, som tidigare påpekats, en subjektiv del av analysen och det kan finnas olika åsikter om hur stor betydelse de olika kriterierna ska ha på det slutgiltiga beslutet. Det går exempelvis att utesluta kriterier och se hur det påverkar prioriteringen av de analyserade åtgärderna, vikta alla kriterierna lika med mera. I exemplet som presenterats här ser man till exempel att ju större vikt som läggs på den tekniska dimensionen, desto högre index kommer NF att få. Genom att testa olika viktningar går det att se hur robusta resultaten är eller om det alternativ som får högst totalt index varierar mycket beroende på viktningen.

10 Slutsatser och lärdomar

Detta SVU-projekt har sammanställt erfarenheter från tre VA-organisationer som konfronteras med förhöjda halter av PFAS 4 i några av sina råvatten. Vi har dokumenterat vilka lagkrav som finns och har skrivit om PFAS-ämnena och hur de analyseras. De viktigaste teknikerna för PFAS-rening (aktivt kol, jonbyte och membranfiltrering) har beskrivits och utmaningar skildrats. Vi har tagit fram en arbetsprocess för teknikval, skattat hållbarhetsaspekter och gjort överslagsmässiga beräkningar för både drift- och investeringskostnader. Genom användning av WISER-verktyget har vi visat hur olika aspekter kan vägas ihop till en helhetsbedömning. Detta eller likande multikriterie-analysverktyg leder till att involverade beslutsfattare, driftpersonal och processingenjörer kan ta fram för- och nackdelar med olika tekniker.

Den här rapporten följs under år 2026 upp med en bredare PFAS-handbok (SVU-projekt 24-114).

UNDER PROJEKTETS GÅNG organiserades en workshop där vi i projektgruppen samt inbjudna externa deltagare gemensamt diskuterade många olika aspekter för val av teknik för olika fiktiva vattenverk. Vi har fått positiv feedback från denna workshop och tror att detta övergripande, öppna och förutsättningslösa arbetssätt är viktigt för den svenska vattensektorn.

Eftersom PFAS-rening i dricksvattenverken leder till betydande kostnader är det viktigt att undersöka vilka uppströmsarbeten som kan initieras. Spridning av PFAS bör förhindras. Ett systematiskt arbetssätt under teknikvalsprocessen är mycket viktigt och kan spara dyrbar tid och minska de ekonomiska utgifterna. I ingenjörmiljöer finns det en risk att själva tekniken tar för mycket utrymme och att andra aspekter inte beaktas i tillräckligt hög grad.

PILOTFÖRSÖK SKA GENOMFÖRAS först när teknikvalet känns tryggt för alla berörda. Pilotförsök är dyra och måste vara noggrant förberedda. Samordning av kunskap om planering och utförande av pilotförsök, design av piloter och upplägg (antal kolonner, typ av material etcetera) ger ett mervärde och sparar pengar. Det finns tillräckligt med pilotdata och verktyg som gör det möjligt att skatta och till och med modellera förloppet av pilotförsök i ett tidigt skede. Information från dessa beräkningar kan sänka kostnaderna för pilotförsök avsevärt.

För grundvatten med låga halter av PFAS 4 (< 50–100 ng/liter) är granulerat aktivt kol (GAK) förmodligen det mest ekonomiska alternativet. Aktivt kol ger ett bra skydd mot andra organiska föreningar som kan finnas i vattnet och GAK är en välbeprövad process.

Jonbyte lämpar sig bäst för partikelfria vatten med höga halter PFAS och där det inte finns andra utmaningar än just PFAS. Jonbytare är också ett mycket bra val för hantering av retentatvatten då denna teknik påverkas mindre av höga halter totalt organiskt kol (TOC) i vatten.

RETENTATHANTERING FÖR MEMBRAN kan vara utmanande. De höga PFAS-halterna i retentatvatten kräver i de flesta fall efterföljande rening. Membranbehandling har dock en del andra positiva effekter på vattnet (mikrobiologisk barriär, avhärdning, effektiv borttagning av färg) som gör att den kan räknas hem i vissa lägen. Membran kan också hantera mycket höga halter av PFAS samt ge stabil koncentration av PFAS i det behandlade vattnet till skillnad från de andra teknikerna.

DRIFTKOSTNADER FÖR DE TRE OLIKA ALTERNATIVEN styrs av förbrukning av massa, analyskostnader, el och användning av kemikalier. Därför är ständig optimering viktig. För

att minska kostnader för byte av massa bör olika uppsättningar LEAD/LAG, LEAD/LAG/Polishfilter eller olika seriekopplingar övervägas. Det gäller att få till det bästa utnyttjandet av bindningskapaciteten hos massan utan att det skapar risker med ett tidigt genombrott.

MED HÄNSYN TILL KLIMATPÅVERKAN har jonbytare det lägsta fotavtrycket, följt av aktiva kolfilter. Membranteknik har störst klimatfotavtryck. Eftersom tillverkning av dricksvatten över lag har en försumbar andel av alla CO₂-utsläpp bör hållbarhet inte väga för tungt vid val mellan olika tekniker. Däremot kan fotavtrycket sänkas genom att minska elförbrukningen (val av membran) eller genom att förlänga gångtider av olika massor genom att planera smart.

DET IDENTIFIERADES ETT BEHOV av att undersöka eventuell migrering av oönskade ämnen från jonbytarmassor för att säkra dricksvattenkvaliteten. En sådan undersökning pågår i SVU-projekt 25-110. Hantering av restströmmar (spolvatten och retentat) och möjligheter till regenerering, optimala driftförhållanden eller återvinning av filtermedia bör också utredas vidare.

Referenser

Ahrens, L., Hedlund, J., Dürig, W., Tröger, R. och Wiberg, K. (2016). Screening of PFASs in groundwater and surface water. Rapport 2016:2, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö, ISBN 978-91-576-9386-0.

Aven T. (2012). Foundations of Risk Analysis, 2nd Edition. West Sussex, UK: John Wiley & Sons, Ltd.

DCLG (2009). Multi-criteria analysis: *A manual*. Department for Communities and Local Government.

Gobelius L., Hedlund J., Dürig W., Tröger R., Lilja K., Wiberg K. och Ahrens L. (2018). Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Swedish Groundwater and Surface Water: Implications for Environmental Quality Standards and Drinking Water Guidelines. *Environ. Sci. Technol.* 2018, 52, 4340–4349.
<http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.7b05718>.

Franke, V., Wiberg, K., Ahrens, L. och McCleaf, P. (2017) Hur kan PFAS-ämnen avlägsnas i vattenverken? SVU-rapport 2017-20. Stockholm: Svenskt Vatten. http://vav.griffel.net/db.pl?template_file=db_link_pdf.html&link=a&pdf=SVU-rapport_2017-20.pdf

Halldin T. och Wall E. (2025). Beredningstekniker för avskiljning av PFAS-4 i dricksvatten: En klimat- och kostnadsanalys. Kungliga Tekniska Högskolan. Miljöteknik och hållbar infrastruktur, civilingenjör. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1998037/FULLTEXT01.pdf>

Hansson, K., Palm Cousins, A., Nordström K., Graae, L. och Stenmarck, Å. (2016). Sammanställning av befintlig kunskap om föroreningskällor till PFAS-ämnen i svensk miljö. IVL. <https://ivl.diva-portal.org/smash/get/diva2:1549779/FULLTEXT01.pdf>

Havs och Vatten myndigheten (HaV). (2024). PFAS. <https://www.havochvatten.se/miljopaverkan-och-atgarder/miljopaverkan/foreoreningar-och-farliga-amnen/miljofarliga-amnen/pfas.html> [2025-01-08]

Kemikalieinspektionen. (2021). Kunskapssammanställning om PFAS. <https://www.kemi.se/download/18.3f6f225517c0af779871bc0/1632907246253/PM-1-21-Kunskapssammanst%C3%A4llning-om-PFAS.pdf> [2025-03-21]

Kemikalieinspektionen. (2024). PFAS. <https://www.kemi.se/en/chemical-substances-and-materials/pfas> [2025-03-21]

Kemikalieinspektionen. (u.å). Guide för ansvar, kontroll och hantering av PFAS. <https://www.kemi.se/hallbarhet/amnen-och-material/pfas/guide-for-ansvar-kontroll-och-hantering-av-pfas> [2025-03-21]

Lidén A. (2020). *Membranfiltrering för dricksvattenberedning - en kunskapssammanställning*. SVU-rapport 2020-4. Stockholm: Svenskt Vatten.

Livsmedelsverket. (2022). Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (LIVSFS 2022:12). Livsmedelsverkets författningssamling. https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/om-oss/lagstiftning/dricksvatten---naturl-mineralv---kallv/livsfs-2022-12_web_t.pdf [2025-12-18]

Länsstyrelsen Stockholm. (u.å). Områden förorenade med PFAS. <https://www.lansstyrelsen.se/stockholm/miljo-och-vatten/foreorenade-omraden/omraden-foreorena-de-med-pfas.html> [2025-12-18]

Marsilius, B. (2022). Activated Carbon for Treatment of Drinking Water. Kungliga Tekniska Högskolan. Teknisk kemi, civilingenjör. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1668525/FULLTEXT01.pdf>.

-
- McCleaf, P., Kjellgren, Y. och Ahrens, L. (2021). Foam fractionation removal of multiple per- and polyfluoroalkyl substances from landfill leachate. *AWWA Water Science*, e1238. <https://doi.org/10.1002/aws2.1238>.
- McCleaf, P. Stefansson, W och Ahrens, L. (2023). Drinking water nanofiltration with concentrate foam fractionation—A novel approach for removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS), *Water Research*, Volume 232,2023,119688,ISSN 0043-1354, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119688>.
- Moona N., Barkman K., Wahlberg T., Taoussi M., Åhsberg S., Eideborn H. och Lipnizki, F. (2024). Hållbara membran för dricksvattenberedning: Uppföljning av användning och upphandling av membran för dricksvattenproduktion. SVU-rapport 2024-7. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Naturvårdsverket. (u.å). Högfluorerade ämnen i miljön, PFAS. <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljofororeningar/organiska-miljogifter/hogfluore-rade-amnen-i-miljon-pfas/> [2025-03-21]
- Norrsvatten. (u.å). PFAS-rening med hjälp av flotation. <https://www.norrsvatten.se/om-norrsvatten/nyheter/nyhetsarkiv/pfas-rening-med-hjalp-av-flotation/> [2025-02-21]
- Norsk Vatten. (2015). *Veiledning for dimensionering av vannbehandlingsanlegg. Rapport 212*.
- Posner S. (2020). Hard chrome metal plating – use of PFOS as mist suppressant and its alternatives. <https://chm.pops.int/Portals/o/download.aspx?d=UNEP-POPS-POPRC17FU-SUBM-PFOS-Sweden-2-20220314.En.pdf>.
- Sveriges geologiska undersökning (SGU). (2024). PFAS – gränsvärden och tillståndsklasser. SGU. <https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--organiska-amnesgrupper/pfas/pfas--gransvarder-och-tillstandsklasser/> [2025-01-31]
- Sjöstrand K., Lindhe A. och Rosén L. (2021). WISER – ett verktyg för beslutsstöd inom dricksvattensektorn. SVU-rapport 2021-8. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Smith, SJ., Lewis, J., Wiberg, K., Wall, E. och Ahrens, L. (2023) Foam fractionation for removal of per- and polyfluoroalkyl substances: Towards closing the mass balance. *Science of The Total Environment*, Volume 871,2023,162050, ISSN 0048-9697,<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162050>.
- Svenskt Vatten. (2022a). PFAS – giftet på allas läppar. Rapport R2022-01. Stockholm: Svenskt Vatten. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/wp-content/uploads/2022/05/PFAS-Giftet-pa-allas-lappar_2022.pdf.
- Svenskt Vatten. (2022b). Kunskap och samverkan i centrum för en klimatneutral VA-bransch. <https://www.svensktvatten.se/om-oss/nyheter-och-press/nyheter/kunskap-och-samverkan-i-centrum-for-en-klimatneutral-va-bransch/>.
- Svenskt Vatten (2024). Dricksvattenteknik 2, Råvatten, beredningsbehov och beredningsmetoder (U16). Stockholm: Svenskt Vatten.
- Svenskt Vatten. (u.å). Klimatneutral VA-bransch. <https://www.svensktvatten.se/vara-sakomraden/klimat-och-hallbarhet/klimatneutral-va/> [2025-12-18]
- Vikström, M. (2023). The Potential of Dissolved Air Flotation for PFAS Reduction in Norrsvatten's Future Waterworks. Kungliga Tekniska Högskolan. Teknisk kemi, civilingenjör. <https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1772281/FULLTEXT01.pdf>.
-

Bilagor

Bilaga A Lista över PFAS 25

Perfluorooctanoic acid (PFOA)

Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS)

Perfluorohexane sulfonic acid (PFHxS)

Perfluorononanoic acid (PFNA)

Perfluorobutane sulfonic acid (PFBS)

Hexafluoropropylene oxide dimer acid (HFPO-DA, GenX)

Perfluorodecanoic acid (PFDA)

Perfluoroundecanoic acid (PFUnDA)

Perfluorododecanoic acid (PFDoA)

Perfluorotetradecanoic acid (PFTeDA)

Perfluoropentanoic acid (PFPeA)

Perfluoroheptanoic acid (PFHpA)

Perfluorobutanoic acid (PFBA)

Perfluoropentanesulfonate (PFPeS)

Perfluoroheptanesulfonate (PFHpS)

Perfluorodecanesulfonate (PFDS)

N-methylperfluoro-1-octanesulfonamidoacetic acid (N-MeFOSAA)

N-ethylperfluoro-1-octanesulfonamidoacetic acid (N-EtFOSAA)

Fluorotelomer sulfonate 6:2 (6:2 FTS)

Fluorotelomer sulfonate 8:2 (8:2 FTS)

Fluorotelomer sulfonate 10:2 (10:2 FTS)

Perfluorohexanoic acid (PFHxA)

Perfluorononanesulfonate (PFNS)

Perfluorotridecanoic acid (PFTrDA)

Perfluoro-3-methoxypropanoic acid (PFMOPrA)

Bilaga B Övriga råvattenanalyser

Analyspaketen K1, K2, M1 och M2 som användes under studien av nanofilter (NF) innehåller parametrar enligt Tabell B.1 och Tabell B.2.

Tabell B.1

Analysparametrar för analyspaketen K1 och K2. Fetmarkerade parametrar utgör provpaket K1. Provpaket K2 innehåller även organiska ämnen.

Turbiditet FNU	Järn, Fe	Indeno(1,2,3-cd)pyren	Bitertanol	MCPA+B90
Lukt	Kalcium, Ca	Summa PAH 4 st	Cyanazin	Mekoprop
Lukt, art	Kalium, K	Benso(a)pyren	Desetylatrazin	Metamitron
Färg	Koppar, Cu	Bromdiklormetan	Desisopropylatrazin	Metazaklor
Konduktivitet 25°C	Mangan, Mn	Dibromklormetan	2,4-diklorprop	Metribuzin
pH vid 20°C	Magnesium, Mg	Tribrommetan (Bromoform)	Dimetoat	Metsulfuronmetyl
Alkalinitet, HCO₃	Natrium, Na	Triklormetan (Kloroform)	Diuron	Simazin
Kemisk syreförbrukn. COD-Mn	Hårdhet tyska grader	Summa THM (Trihalometaner)	2,4-diklorfenoxisyra	Terbutylazin
Ammoniumkväve, NH₄-N	Antimon, Sb	1,2-Dikloretan	Etofumesat	Thifensulfuronmetyl
Ammonium, NH₄	Arsenik, As	Bensen	Fenoxaprop	2,4,5-triklorfenoxisyra
Nitratkväve, NO₃-N	Bly, Pb	Tetrakloretan(perkloretylen)	Glyfosat	Aldrin
Nitrat, NO₃	Kadmium, Cd	Trikloretan (Triklöretylen)	Hexazinon	Dieldrin
Nitritkväve, NO₂-N	Krom, Cr	Summa Tri- och tetrakloretan	Propyzamid	Heptaklor
Nitrit, NO₂	Kvicksilver, Hg	AMPA	Isoproturon	Heptakloreoxid
Summa NO₃/50 + NO₂/0.5	Nickel, Ni	Atrazin	Kloridazon	S:a kvantifierade Bek. medel
Fluorid, F	Selen, Se	BAM (2,6-diklorbensamid)	Klorsulfuron	
Klorid, Cl	Cyanid tot, CN	Bentazon	Kvinmerak	
Sulfat, SO₄	Bromat	Bitertanol		
Aluminium, Al	Benso(b+k)fluoranten	Cyanazin		
Bor, B	Benso(ghi)perylen	Desetylatrazin		

M1	M2
E. coli	E. coli
Intestinala Enterokocker	Intestinala Enterokocker
Koliforma bakterier 37 °C	Koliforma bakterier 37 °C
Odlingsbara mikroorganismer 22 °C 3d	Långsamväxande bakterier 7 d
Pres Clostridium perfringens	Odlingsbara mikroorganismer 22 °C 3d
	Pres Clostridium perfringens

Tabell B.2

Analysparametrar för analyspaketen M1 och M2.

Olika vattenkemiska parametrarna behöver analyseras innan val av process kan ske. Förslag på parametrar som bör tas på ett råvatten innan en reningsprocess designas presenteras i Tabell B.3 och Tabell B.4.

Parameter	Enhet	LIVSFS 2022:12	Svenskt Vatten, riktvärde för råvatten 2008	Relevant för PFAS reningsteknik
Färg	mg Pt/liter	15/30	100	X
Alkalinitet	mg HCO ₃ /liter	-	-	X
Konduktivitet	mS/m	-/250	-	X
pH	-	10,5/6,5-9,5	5,5<pH<9	X
Kalcium	mg/liter	-/100	100	X
Magnesium	mg/liter	-/30	30	
Turbiditet	FNU	0,5/1,5	-	Xxxx
Ammonium	mg/liter	-/0,5	0,06	
Ammoniumkväve	mg/liter	-	0,05	
Fluorid	mg/liter	-/1,5	1,5	
Fosfat	mg/liter	-	0,15	
Fosfatfosfor	mg/liter	-	0,05	
Kalium	mg/liter	-	12	
Klorid	mg/liter	-/250	100	
Natrium	mg/liter	-/200	100	
Nitrat	mg/liter	-/50	22	
Nitratkväve	mg/liter	-	5	
Nitrit	mg/liter	0,1/0,5	0,02	
Nitritkväve	mg/liter	-	0,005	
Sulfat	mg/liter	-/250	100	Xx
CODmn	mg O ₂ /liter	-	10	
TOC	mg/liter	Ingen onormal förändring	-	Xxx
Järn	mg/liter	0,1/0,2	1	Xx
Mangan	mg/liter	-/0,05	0,3	Xx
Aluminium	mg/liter	-/0,2	0,1	Xx
PFAS 4	ng/liter	4,0		Xxxx
PFAS 21	ng/liter	100		Xxxx

Tabell B.3

Gränsvärden för fysikaliska och kemiska parametrar enligt LIVSFS 2022:12 (värde före"/" för utgående dricksvatten, värde efter "/" för dricksvatten hos användare). Riktvärde för råvatten enligt Svenskt Vatten 2008. Kryss i sista kolumnen markerar de parametrar som påverkar PFAS-rening. Antalet kryss anger hur viktig denna parameter är.

Parameter	Enhet	LIVSFS 2022:12	Svenskt Vatten, 2008
Antimon	µg/liter	- /10	0,005
Barium	mg/liter	-	1
Bly	µg/liter	-/5,0	10
Bor	mg/liter	-/1,5	1
Kadmium	µg/liter	-/0,50	1
Kisel	mg/liter	-	-
Koppar	mg/liter	-/2,0	0,05
Strontium	mg/liter	-	-
Svavel	mg/liter	-	-
Sulfat			
Sulfid			
TDS	mg/liter	-	-
Krom	µg/liter	-/25	50
Uran	µg/liter	-/30	15
Arsenik	µg/liter	-/5,0	10
Nickel	µg/liter	-/20	20
Bekämpningsmedel aldrin, dieldrin, heptaklor, heptaklorepoxid	µg/liter	-/0,030	
Bekämpningsmedel enskilda	µg/liter	-/0,10	0,1
Bekämpningsmedel Totalhalt	µg/liter	-/0,50	0,5

Tabell B.4

Lista över parameter som ska mätas enligt LIVSFS 2022:12.

Bilaga C Investerings- och driftkostnader

I Bilaga C beskrivs vilka förutsättningar som antogs för LCC-beräkningar för de tre tekniker som utvärderades. Mallen togs fram i samarbete med examensarbeten (Halldin & Wall 2025.) som utfördes inom detta projekt.

Investeringskostnader

Investeringskostnader innefattar exempelvis byggnadskostnader och inköpskostnader för filtermassa, membran och pumpar. Investeringarna antas göras år 0 i kostnadsberäkningsverktyget, vilket medför att en nuvärdesberäkning för investeringskostnaderna inte utförs då de redan är representerade i dagens penningvärde.

Driftkostnader

Driftkostnaderna för den tänkta investeringen beräknas för en vald kalkylperiod, vilket motsvarar den tid objektet uppskattas vara i bruk. Exempel på driftkostnader är energikostnader samt kostnader för byte av filtermassa och membran samt provtagning och analys av vattenkvaliteten. För att ta hänsyn till ränteeffekten används nuvärdesberäkningar för att uppskatta det aktuella värdet (nuvärdet) av framtida kassaflöden.

För kostnader som uppkommer varje år, som energikostnader och underhållskostnader, beräknas det totala nuvärdet för den valda kalkylperioden enligt nedan:

$$\text{Driftkostnad} = \text{Årlig driftkostnad} * \frac{(1+\text{effektiv ränta energi})^n - 1}{\text{effektiv ränta energi} * (1+\text{effektiv ränta energi})^n} \quad \text{Ekvation 6}$$

Ekvation 6 ovan beräknar de totala energikostnaderna, som har en annan ränta än investeringar. De årliga energikostnaderna uppskattas genom att multiplicera valt energipris med summan av elförbrukning för ingående enheter i beredningen. Den effektiva energiräntan uppskattas genom differensen mellan vald kalkylränta samt uppskattad inflation och energiprisändring utöver inflation för vald kalkylperiod, där n avser det antal år kalkylperioden valts till.

$$\text{Driftkostnad} = \text{Årlig driftkostnad} * \frac{(1+\text{real ränta})^n - 1}{\text{real ränta} * (1+\text{realränta})^n} \quad \text{Ekvation 7}$$

Övriga kostnader som uppstår varje år beräknas i enlighet med Ekvation 7 ovan. Den reala räntan, eller diskonteringsräntan, beräknas som differensen mellan vald kalkylränta och förväntad inflation under kalkylperioden.

För kostnader som inte uppkommer varje år, som byte av vissa komponenter i beredningen, beräknas de totala driftkostnaderna under kalkylperioden enligt Ekvation 8 nedan:

$$\text{Driftkostnad} = \frac{\text{Kostnad per tillfälle}}{(1+\text{realränta})^m} \quad \text{Ekvation 8}$$

där m avser det antal år efter driftens start då betalningen ska göras.

Total livscykelkostnad

För att beräkna livscykelkostnaden (LCC) för investeringen under kalkylperioden adderas totala investerings- och driftkostnader samt eventuellt restvärde.

Den totala LCC:n beräknas enligt Ekvation 9 nedan:

$$\text{Driftkostnad} = \frac{\text{Kostnad per tillfälle}}{(1+\text{realränta})^m} \quad \text{Ekvation 9}$$

där $NV_{\text{investering}}$ avser nettonuvärdet för investeringskostnaderna, NV_{drift} avser nettonuvärdet för driftkostnaderna och $NV_{\text{restvärde}}$ avser nettonuvärdet för restvärdet för hela kalkylperioden.

För att beräkna den totala LCC:n summeras samtliga diskonterade driftkostnader för hela kalkylperioden till en total driftkostnad för investeringen. Till de totala driftkostnaderna adderas de initiala investeringskostnaderna utan diskontering, då det antas att hela investeringen görs år 0.

I de tre tabeller som följer (Tabell C.1–C.3) finns det resultat och uppställningar som redovisar alla kostnader för tre olika tekniker (behandling med aktivt kol, behandling med jonbytare och behandling med membranteknik) för ett vattenverk med en produktion av 165 m³/h och där PFAS-halten ligger runt 30 ng/l. För GAK och jonbytare antas en konfiguration enligt LEAD-LAG där LAG-filtret byts ut mot nytt filter medan LAG flyttas upp till LEAD.

Tabellerna delas upp i fyra delar: Process, Investeringskostnad, Driftkostnader och Syntes.

Process	Kostnadskalkyl
Investeringskostnader	Bidrag från samtliga maskindelar, byggnad etc.
Driftkostnader	Bidrag från byte av material Bidrag från Underhåll Bidrag från Analyskostnader
Syntes	TOTAL LCC

Jonbytare

Kostnadskalkyl för jonbytare i Vattenverk A										
Produktion [m ³ /h]	Produktion [m ³ /dag]	Filtermassa [märke]	Antal filter [st]	EBCT [min]	Bäddhöjd [m]	Filterhastighet [m/h]	Strömförbrukning [kWh/m ³]	Medelvärde av de årliga behandlingskostnaderna [SEK/m ³]		
165	3 960	Sorbix	8	2,5	1,8	43,2	0,25	1,09		
Investeringskostnader										
Förutsättningar		Beskrivning av enhet	Antal [st]	Enhetskostnad [SEK]	Inköp [SEK]	Restvärde [SEK]	Avskrivning [SEK/år]	Räntekostnader [SEK]	Kapitalkostnad [SEK]	
Avskrivningstid	30 år									
Räneränta	2,5%									
Resultat										
Investeringskostnad	10 000 000 SEK	Byggnadskostnader	1,5	1 000 000	1 500 000	0	50 000	581 250	2 081 250	
Avskrivning	334 000 SEK/år	Första fyllnad av filtermassa	1	1 520 000	1 520 000	0	50 667	589 000	2 109 000	
Räntekostnader	3 875 000 SEK	Filterbehållare	8	515 625	4 125 000	0	137 500	1 598 438	5 723 438	
Kapitalkostnad	13 875 000 SEK	Backwashpump	1	305 220	305 220	0	10 174	118 273	423 493	
		Boosterpump	3	232 124	696 372	0	23 212	269 844	966 216	
		Styrbara ventiler	14	20 000	280 000	0	9 333	108 500	388 500	
		Patronfilterhållare	4	40 000	160 000	0	5 333	62 000	222 000	
		Patronfilter	4	62 500	250 000	0	8 333	96 875	346 875	
		Övriga investeringar	1	1 163 318	1 163 318	0	38 777	450 786	1 614 104	
		Övrig investering 1	0	0	0	0	0	0	0	
		Övrig investering 2	0	0	0	0	0	0	0	
		Övrig investering 3	0	0	0	0	0	0	0	
		Övrig investering 4	0	0	0	0	0	0	0	
		Summa			9 999 910 SEK	- SEK	333 330 SEK	3 874 965 SEK	13 874 876 SEK	
Driftkostnader										
Förutsättningar		Byte av material och avfall	Total [SEK/år]	Nuvärde [SEK]	Tid [h/vecka]	Timkostnad [SEK/h]	Årlig filtermassakostnad [SEK/år]			
Kalkylperiod	30 år									
Pris el [SEK/kWh]	1 SEK/kWh	Arbete		18 200						
Kalkylränta	4%	Byte av filtermassa		564 919		0,50	700		564 919	
Inflation	2%	Summa		583 119 SEK						
Real ränta	2%									
Energiprisändring utöver inflation	1%	Underhåll	Total [SEK/år]	Nuvärde [SEK]	Tid [h/vecka]	Timkostnad [SEK/h]	Strömförbrukning [kWh/år]	Bytesintervall [år]	Byteskostnad [SEK]	
Effektiv ränta energi	1%	Arbete		18 200	407 615					
		EI (uppvärmning)		0		0,50	700		0	
		EI (pumpning)		361 350	9 325 615				361 350	
		EI (backspolning)		0					0	
		Byte av instrument		3 333	74 301				15	
		Summa		382 883 SEK	9 807 532 SEK				100 000	
		Analys	Total [SEK/år]	Nuvärde [SEK]	Tid [h/vecka]	Timkostnad [SEK/h]	Analyskostnad [SEK/prov]	Antal prov per tillfälle [prov/tillfälle]	Provtagningsfrekvens [tillfälle/år]	
		Arbete		54 600		1,50	700			
		Analys		91 200				1 900	4	
		Summa		145 800 SEK	3 265 403 SEK				12	
Total LCC för hela kalkylperioden		36 132 639 SEK							Investeringskostnader: 28% Driftkostnader: 72%	

Tabell C.2

Sammanställning av kostnader för investering och drift av en kolfilteranläggning med en produktion av 165 m³/h där åtta jonbytesfilter

används i LEAD/LAG och där jonbytare har en beräknad gångtid av tre år. Tekniska data dokumenteras i de grå fälten. Investering och

driftkostnader behandlas separat och hela livscykelkostnaden (36,1 MSEK) summeras nedan.

Nanofilter

Kostnadskalkyl för membran teknik i Vattenverk A										
Produktion [m3/h]	Produktion [m3/dag]	Membran [märke]	Antal moduler [st]	Vattenåtervinningsgrad [%]	Råvattenuttag [m3/h]	Strömförbrukning [kWh/m3]	Medelvärdet av de årliga behandlingskostnaderna [SEK/m3]			
165	3 960	dNF40	192	80%	206	0,37	2,53			
Investeringskostnader										
Förutsättningar		Beskrivning av enhet								
Avskrivningstid	30 år	Antal [st]	Enhetskostnad [SEK]	Inköp [SEK]	Restvärde [SEK]	Avskrivning [SEK/år]	Räntekostnader [SEK]	Kapitalkostnad [SEK]		
Räneränta	2,5%									
Resultat										
Investeringskostnad	17 046 000 SEK									
Avskrivning	569 000 SEK/år									
Räntekostnader	6 606 000 SEK									
Kapitalkostnad	23 651 000 SEK									
		Byggnadskostnader	1,5	1 610 000	2 415 000	0	80 500	935 813	3 350 813	
		Moduler	192	40 625	7 800 000	0	260 000	3 022 500	10 822 500	
		Ställning för modul	192	5 525	1 060 800	0	35 360	411 060	1 471 860	
		Backwashpump	2	164 145	328 290	0	10 943	127 212	455 502	
		Boosterpump	4	189 805	759 220	0	25 307	294 198	1 053 418	
		Recirkulationspump	4	424 075	1 696 300	0	56 543	657 316	2 353 616	
		Styrbara ventiler	12	20 000	240 000	0	8 000	93 000	333 000	
		Patronfilterhållare	3	40 000	120 000	0	4 000	46 500	166 500	
		Patronfilter	3	62 500	187 500	0	6 250	72 656	260 156	
		Övriga investeringar	1	2 438 422	2 438 422	0	81 281	944 889	3 383 311	
		Övrig investering 1	0	0	0	0	0	0	0	
		Övrig investering 2	0	0	0	0	0	0	0	
		Övrig investering 3	0	0	0	0	0	0	0	
		Summa			17 045 532 SEK	- SEK	568 184 SEK	6 605 144 SEK	23 650 676 SEK	
Driftkostnader										
Förutsättningar		Byte av material och avfall								
Kalkylperiod	30 år	Total [SEK/år]	Nuvärde [SEK]		Tid [h/vecka]	Timkostnad [SEK/h]	Bytesintervall [år]	Byteskostnad [SEK]		
Pris el [SEK/kWh]	1 SEK/kWh									
Kalkylränta	4%									
Inflation	2%									
Real ränta	2%									
Enerprisändring utöver inflation	1%									
Effektiv ränta energi	1%									
Resultat										
Årliga driftkostnader	2 872 296 SEK/år									
Nuvärdet för driftkostnaderna för hela kalkylperioden	66 279 064 SEK									
		Arbete		18 200		0,50	700			
		Byte av moduler		1 300 000				5	7 800 000	
		Summa		1 318 200 SEK					29 670 065 SEK	
		Underhåll								
		Total [SEK/år]	Nuvärde [SEK]		Tid [h/vecka]	Timkostnad [SEK/h]	Kemikaleförbrukning [SEK/år]	Strömförbrukning [kWh/år]	Bytesintervall [år]	
		Arbete		18 200		0,50	700			
		Kemikalier		338 586	7 990 742			338 586		
		El (uppvärmning)		0	13 641 438			0		
		El (drift av membran)		528 580				528 580		
		Byte av instrument		3 333	74 301				15	
		Summa		888 699 SEK	21 706 482 SEK				100 000	
		Analys								
		Total [SEK/år]	Nuvärde [SEK]		Tid [h/vecka]	Timkostnad [SEK/h]	Analyskostnad [SEK/prov]	Antal prov per tillfälle [prov/tillfälle]	Provtagningsfrekvens [tillfälle/år]	
		Arbete		54 600		1,50	700			
		Analys		68 400				1 900	3	
		Summa		123 000 SEK	2 754 764 SEK				12	
		Behandling av retentatvatten								
		Total [SEK/år]	Nuvärde [SEK]		Retentatflöde [m3/h]	Behandlingskostnad [SEK/m3]	Årlig behandlingskostnad [SEK/år]			
		Behandling av retentatvatten				41	2	542 396		
		Summa		542 396 SEK	12 147 754 SEK					
Total LCC för hela kalkylperioden		83 324 596 SEK							Investeringskostnader: 20% Driftkostnader: 65%	

Tabell C.3

Sammanställning av kostnader för investering och drift av en kolfilteranläggning med en produktion av 165 m³/h där membran teknik används och där membranfilter

måste bytas efter sju år. Tekniska data dokumenteras i de grå fälten. Investering och driftkostnader behandlas separat och hela livscykelkostnaden (83,3 MSEK) summeras

nedan. Retentatbehandling skattades kosta 2 SEK/m³.

Svenskt Vatten

UTVECKLING

Svenskt Vatten Utveckling
Svenskt Vatten AB

POSTADRESS BOX 14057, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se