
Svenskt Vatten

UTVECKLING

Rapport
Nr 2026-7

PFAS-handboken

Stephan J. Köhler
Anna Maria Sundin
Kristina Dahlberg
Ludwig Hedberg
Tove Mallin
Carolina Gårdefors
Sixten Dahlbom
Josefin Moberg

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, 167 14 Bromma

BESÖKSADRESS Gustavslundsvägen 12, 167 51 Bromma

TELEFON 08-506 002 00

E-MAIL svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se

RAPPORTENS TITEL	PFAS-handboken
TITLE OF THE REPORT	PFAS handbook
FÖRFATTARE	Stephan J. Köhler, Norconsult, Anna Maria Sundin, RISE, Kristina Dahlberg, RISE, Ludwig Hedberg, Norconsult, Tove Mallin, RISE, Carolina Gårdefors, Norconsult, Sixten Dahlbom, RISE, och Josefin Moberg, Norconsult
RAPPORTNUMMER	2026-7
ANTAL SIDOR	164
SAMMANDRAG	Denna handbok är framtagen för att ge stöd i arbetet med att förstå, identifiera och hantera PFAS-föroreningar i dricksvatten, spillvatten och avloppsprocessvatten. Den riktar sig främst till VA-organisationer som behöver vägledning i praktiska frågor kring PFAS som rör aktuella lagar, tillsyn, källor och analys av PFAS, PFAS-åtgärder och reningstekniker, och stöd för att kunna prioritera nödvändigt uppströmsarbete.
SUMMARY	This handbook provides support in work related to understanding, identifying, and managing PFAS contamination in drinking water, wastewater, and process water. It is aimed at water producers that need guidance on practical issues concerning PFAS, including current laws, supervision, sources and analysis of PFAS, PFAS measures and treatment technologies, and to prioritise necessary upstream work.
SÖKORD	PFAS, PFAS-användning och risker, dricksvattenberedning, spillvatten, åtgärd, beslutsstöd, uppströmsarbete, lagkrav, tillsyn, Mälaren
KEYWORDS	PFAS, use of and risks of use of PFAS, drinking water treatment, wastewater, remediation, decision support system, control at source, upstream work, regulations, environmental inspection, lake Mälaren
MÅLGRUPPER	VA-chefer samt medarbetare som driftenjörer, processingenjörer, driftpersonal, uppströmsansvariga och VA-huvudmän
RAPPORT	Finns att hämta hem som pdf från Vattenbokhandeln. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/
UTGIVNINGÅR	2026
UTGIVARE	© Svenskt Vatten AB
REFERENS	Köhler S.J., Sundin A.M., Dahlberg K., Hedberg L., Mallin T., Gårdefors C., Dahlbom S. och Moberg J. (2026). <i>PFAS-handboken</i> . SVU-rapport 2026-7. Stockholm: Svenskt Vatten.

Om projektet

PROJEKTNUMMER	24-114
PROJEKTETS NAMN	PFAS utmaningen - Hållbara och kostnadseffektiva lösningar
PROJEKTETS FINANSIERING	Svenskt Vatten Utveckling

Förord

Vi vill tacka Svenskt Vatten för det stora förtroendet som gavs konsortiet Norconsult och RISE att genomföra detta intressanta, lärorika och samtidigt utmanande arbete.

Vi vill även tacka studenterna från civilingenjörsprogrammet Miljö- och vattenteknik, Uppsala universitet, för deras vilja att genomföra ett projektarbete om upptag av PFAS-ämnen via livsmedel, samt för att vi fick möjlighet att återpublicera deras material.

Ett särskilt tack riktas till följande VA-organisationer för deras kontinuerliga stöd under arbetets gång: Norrvatten, Uppsala Vatten och Avfall, Mälarenergi och Gästrike Vatten. Vi tackar för värdefulla inspel till texten, tillgängliggörande av data, fallstudier samt praktiska synpunkter på rapporten. Vi vill också tacka Swedavia för deras bidrag till workshoppar och underlagsmaterial, samt för att de tog emot några av oss vid ett studiebesök.

Vi tackar följande organisationer för tillstånd att reproducera figurer och kartor: NIRAS, SGF, Stockholm Vatten och Avfall samt Norrvatten.

Tack även till alla som deltog och bidrog aktivt under de fem workshoppar som organiserades, med ett särskilt tack till Mälarens vattenvårdsförbund som stod värd för den sista workshoppen. Workshopparna har varit en mycket viktig del av projektet och framtagandet av handboken där vi gemensamt gjort en läranderesä. Samverkan och gemensamt ansvarstagande är nyckelfaktorer för att lösa PFAS-utmaningen där detta projekt och handboken kan utgöra en utgångspunkt och stöd för vidare arbete.

Slutligen vill vi tacka alla som lämnat värdefulla granskningskommentarer och tillägg till texten. Särskilt vill vi nämna projektets referensgrupp Helene Ejhed, Phillip McCleaf, Conny Miketinac, Sofie Orvestedt och Björn Gullefors samt Daniel Hellström, Andreas Lindhe, Johanna Andersson, Kajsa Löfgren, Lisa Bergh, Maria Holmgren, Martin Lampuu, Anna Forsberg och Paulina Eriksson. Birgitta Johansson kom i slutskedet med många viktiga förslag och gjorde ändringar som har förbättrat läsbarheten hos denna handbok.

Med önskemål och förhoppningen att denna handbok kan ge det välbehövliga stödet som hela VA-Sverige behöver för att kunna ta sig an och överkomma PFAS-utmaningen!

Stockholm och Uppsala, 30 maj 2026
Författarna

Innehåll

Förord.....	2
Sammanfattning.....	5
Summary	6
Läsanvisning för PFAS-handboken.....	7
Ordlista och förkortningar.....	9
1 Inledning	11
1.1 Projektets syfte och mål	11
2 Vad är PFAS och varför är det farligt?	13
2.1 Definition av PFAS	13
2.2 Hälsoeffekter	15
2.3 Exponering av PFAS via dricksvatten och andra livsmedel	15
2.4 Sammanställning av kända värden för intag av PFAS genom livsmedel	16
3 Reglering av PFAS	18
3.1 PFAS inom kemikalielagstiftningen i EU	18
3.2 Lagar och föreskrifter – PFAS i dricksvatten	19
3.3 Lagar och föreskrifter – PFAS i vatten och miljö	20
4 Gränsvärden för PFAS	25
4.1 Gränsvärden, tröskelvärden och summaparametrar	25
4.2 Nuvarande gränsvärden	26
4.3 Framtida gränsvärden.....	28
5 Källor och spridningsvägar.....	30
5.1 PFAS spridningsvägar	30
5.2 PFAS i miljön.....	31
5.3 Fördjupning: Spridning av PFAS via släckskum.....	32
5.4 Risk för PFAS-utsläpp i samband med produkters end-of-cycle	35
6 Myndigheter och tillsyn	37
6.1 Tillsyn och tillsynsmyndigheter.....	37
6.2 Tillsyn utifrån miljöbalken	38
6.3 Lagen om allmänna vattentjänster och lagstöd för att ställa krav på verksamheter uppströms	40
6.4 Kommunal tillsyn av PFAS	41
6.5 Länsstyrelsens tillsyn av verksamheter	42
6.6 Tillsyn av vattenskyddsområden	42
6.7 Fallstudier med koppling till relevanta domar från MÖD.....	47
7 Provtagning och utvärdering av resultat av PFAS.....	52
7.1 Metoder: Hur sker provtagning av PFAS?	52
7.2 Hur pålitliga är resultaten?	56
8 Uppströmsarbete	59
8.1 Inledning	59
8.2 Metodik för systematiskt uppströmsarbete.....	59
9 Rening av PFAS	63
9.1 Reningstekniker för PFAS – med exempel från dricksvattenproduktion	63
9.2 Rening och sanering av PFAS vid utsläppskällan	78
9.3 Rening av spillvatten som innehåller PFAS.....	83
9.4 Avskiljning av PFAS inom dricksvattenproduktion.....	86
10 Hantering av restprodukter	90
10.1 Restprodukter i flytande form	90
10.2 Restprodukter i fast form	92
10.3 Avancerade efterberedningstekniker (destruktion av PFAS)	92

10.4 Hjälpreda för att väga vattenutbyte mot kostnader för hantering av restströmmar	94
10.5 Exempelberäkning av restströmmar	97
11 Beslutsstöd för PFAS och dricksvatten	99
11.1 Förslag på arbetsgång för att möta PFAS-utmaningen	99
11.2 Beslutsstödsverktyg.....	100
12 Fallstudie Östra Mälaren – en jämförelse mellan uppströmsåtgärder och vattenverksrening.....	110
12.1 Vattenverken i Östra Mälaren	111
12.2 Lokalisera massflöden – källspårning	112
12.3 Skattning av kostnader för PFAS-rening	115
13 Sammanfattande slutsatser och vägen framåt	120
13.1 Lagkrav	120
13.2 Insamling av data	121
13.3 Kunskap och samverkan.....	122
13.4 Uppströmsarbete.....	123
13.5 PFAS – åtgärder och rening	124
13.6 Beslutsmodeller	125
13.7 Finansiering och ansvar.....	126
13.8 Påverkansarbete.....	127
Referenser	129
Bilaga A Fördjupande material.....	136
Bilaga B PM: Hur effektivare tillsyn av PFAS kan bedrivas – en analys av verktyg och utvecklade arbetssätt.....	160

Sammanfattning

Denna handbok är framtagen för att ge stöd i arbetet med att förstå, identifiera och hantera PFAS-föroreningar i dricksvatten, spillvatten och avloppsprocessvatten. Den riktar sig främst till VA-organisationer som behöver vägledning i praktiska frågor kring PFAS som rör aktuella lagar, tillsyn, källor och analys av PFAS, PFAS-åtgärder och reningstekniker, och stöd för att kunna prioritera nödvändigt uppströmsarbete.

PFAS-handboken speglar allt striktare EU-regler och svenska regler, inklusive de nya gränsvärdena för dricksvatten som började gälla i januari 2026. Handboken förklarar vad PFAS är, varför de innebär miljö- och hälsorisker, och hur de sprids från källor som brandövningsplatser, flygplatser, industrier, avloppsutsläpp, deponier och atmosfärisk deposition. Den beskriver även det regulatoriska ramverket, som omfattar både EU-regelverk och strängare svenska gränsvärden (PFAS 4: 4,0 ng/l, PFAS 21: 100 ng/l).

Ett större avsnitt behandlar provtagning och analys, med fokus på kontaminationsfri provtagning, ackrediterade laboratorier och kompletterande metoder för att upptäcka föregångsämnen till PFAS (prekursorer) och okända PFAS-föreningar.

Handboken betonar starkt vikten av uppströmsarbete – att förhindra PFAS-utsläpp innan de når vattensystemen. Detta inkluderar källkartläggning, samarbete mellan vattenverk, kommuner och industrier, samt användning av modellering, massbalanser och PFAS-fingeravtryck.

Handboken går även igenom behandlingstekniker för rening av PFAS med granulerat aktivt kol, jonbyte, membranteknik (nanofilter/omvänd osmos), skumfraktionering och framväxande destruktionsmetoder. Varje metod har styrkor, begränsningar och restströmmar som kräver hållbar hantering. Kostnadsberäkningar och beslutsstöd lyfts fram, inklusive multikriterieanalys (t.ex. WISER) och exempel på hur behandlingskostnader kan beräknas per kubikmeter och per kilogram avskilda PFAS.

Flera svenska fallstudier illustrerar verkliga PFAS-utmaningar och lösningar: Uppsala kommun, Arlanda flygplats, beslut kring deponilakvatten och Mälarenergi. De pekar alla på behovet av sektorsövergripande samarbete, högkvalitativa data samt både kortsiktiga och långsiktiga åtgärder. PFAS-hantering kräver ett holistiskt angreppssätt: starkare reglering, förbättrad övervakning, effektiva uppströmsinsatser, hållbar rening, tydligt ekonomiskt ansvar och aktiv kommunikation med allmänheten.

De två mest akuta frågorna är: a) behovet av att stoppa den nu ständigt pågående fortsatta spridningen av PFAS i miljön, och b) att nå en rättvis fördelning av kostnaderna för sanering. Båda försvåras av ett återkommande bristande ansvarstagande hos stora punktkällförorenare, osystematisk tillämpning av principen om att förorenaren betalar, samt långsamma beslutsprocesser kopplade till lagstiftning och tillgång till snabb offentlig finansiering för omedelbara saneringsåtgärder.

Summary

This handbook provides support in work related to understanding, identifying, and managing PFAS contamination in drinking water, wastewater, and process water. It is aimed at water producers that need guidance on practical issues concerning PFAS, including current laws, supervision, sources and analysis of PFAS, PFAS measures and treatment technologies, and to prioritise necessary upstream work.

The PFAS handbook reflects increasingly strict EU and Swedish regulations, including new drinking water limits coming into force in January 2026. The handbook explains what PFAS are, why they pose environmental and health risks, and how they spread from sources such as firefighting sites, airports, industries, wastewater discharges, landfills, and atmospheric deposition. It outlines the regulatory framework, covering both EU rules and stricter Swedish limits (PFAS 4: 4 ng/L, PFAS 21: 100 ng/L).

A major section covers sampling and analysis, stressing contamination free sampling, accredited laboratories and complementary methods to detect precursors and unknown PFAS compounds.

The handbook strongly emphasises the focus on control at source – the upstream work – preventing PFAS emissions before they enter water systems. This includes source mapping, cooperation between utilities, municipalities, and industries, and the use of modelling, mass balances, and PFAS fingerprinting. It also reviews PFAS treatment technologies: granular activated carbon, ion exchange, membrane processes (NF/RO), foam fractionation, and emerging destruction methods. Each method has strengths, limitations, and waste streams that require sustainable handling. Cost estimation and decision support are highlighted, including multicriteria analysis (e.g., WISER) and examples of calculating treatment costs per cubic meter and per kilogram of PFAS removed.

Several Swedish case studies illustrate real-world PFAS challenges and solutions: the city of Uppsala, Arlanda Airport, landfill leachate decisions, and Mälarenergi. They all pinpoint to the need of cross-sector cooperation, high quality data, and both short and longterm measures. PFAS management requires a holistic approach: stronger regulation, improved monitoring, effective upstream efforts, sustainable treatment, clear financial responsibility, and active public communication.

The two most pressing issues are a) the need to stop today's continuous further spread of PFAS in the environment, and b) to come to terms with a just separation of cost of remediation. Both are hampered by consistent lack of responsibility taking of large point source polluters, the unsystematic implementation of polluter pays principle and the overall slow decision processes regarding legal regulations and access to instant public funding for fast remediation.

Läsanvisning för PFAS-handboken

Denna handbok är framtagen för att ge stöd i arbetet med att förstå, identifiera och hantera PFAS-föreningar i dricksvatten, spillvatten och processvatten. Handboken riktar sig främst till VA-organisationer som behöver vägledning i praktiska frågor kring PFAS i form av frågor som rör aktuella lagar, tillsyn, källor och analys av PFAS, PFAS-åtgärder och reningstekniker och stöd för att kunna prioritera nödvändigt uppströmsarbete.

Handbokens upplägg

Handboken är indelad i tematiska kapitel som vart och ett behandlar ett centralt område inom PFAS-hantering. Nedan följer en kort beskrivning av olika teman och hänvisning till respektive kapitel för att underlätta för dig som läsare att snabbt hitta relevant information:

Tematiskt område	Kort beskrivning och hänvisning till relevanta kapitel
Ordlista & förkortningar	Förklaringar av begrepp och förkortningar som används i handboken.
Inledning	Bakgrund till PFAS-problematiken och handbokens syfte beskrivs i kapitel 1.
PFAS – risker och spridning	Grundläggande information om PFAS-ämnenas uppbyggnad, egenskaper och användningsområden dokumenteras i kapitel 2 liksom hälsoeffekter och exponering. I kapitel 5 beskrivs källor och spridningsvägar för PFAS.
Lagkrav och gränsvärden	Aktuella bestämmelser och rekommendationer i Sverige och EU kring PFAS, inklusive gränsvärden och rapporteringskrav är dokumenterade i kapitel 3 och kapitel 4. Den praktiska användningen av lagkrav i form av hur olika myndigheter har ansvar för och bedriver tillsyn beskrivs i kapitel 6. Där finns även fallstudier som kan vägleda VA-verksamheter.
Analys och provtagning	Metoder för provtagning och analys av PFAS i olika matriser, inklusive val av analyspaket och tolkning av resultat finns beskrivet i kapitel 7.
Uppströmsarbete	Metodik för ett systematiskt uppströmsarbete beskrivs i kapitel 8.
Åtgärder och reningstekniker	Översikt av tillgängliga tekniker för att avlägsna PFAS från vatten och mark, samt exempel på tillämpningar och information om för- och nackdelar av olika tekniker hittas i kapitel 9. Hantering av restprodukter, lämpliga tekniker och möjliga kostnader som kan uppkomma diskuteras i kapitel 10. Exempel på detaljerade kostnadsberäkningar finns att tillgå i Bilaga A.
Metodik	Metodik för beslutsfattande av åtgärd beskrivs i Kapitel 11 där metodiken för WISER-verktyget presenteras.
Fallstudie Östra Mälaren	Tillämpningen av verktyget för fallstudie Östra Mälaren samt jämförelse av olika kostnader för åtgärdsalternativ är beskrivet i kapitel 12.
Sammanfattande slutsatser och vägen fram	I det avslutande kapitel 13 återfinns sammanfattande slutsatser och förslag på vägen framåt.

För att underlätta läsningen används tabeller, figurer, fördjupningsrutor, faktarutor och fallstudier där vissa fakta, processer och termer förklaras i mera detalj. Två exempel redovisas nedan:

Exempel "Fördjupningsruta":

Fördjupning: Vill du läsa mer?
EU:s dricksvattendirektiv (Direktlänk)
Livsmedelsverkets dricksvattenföreskrifter (Direktlänk)
Vattentjänstlagen (Direktlänk)
P94 Kommunala föreskrifter om användningen av den allmänna VA-anläggningen (Direktlänk)
Livsmedelsverket 2022: Vetenskapligt underlag för PFAS i dricksvatten (Direktlänk)

Exempel "Faktaruta":

Faktaruta: Revaq
Revaq är ett frivilligt certifieringssystem som drivs av Svenskt Vatten i samverkan med Lantbrukarnas Riksförbund (LRF) och branschorganisationen Livsmedelsföretagen. Syftet är att minska flödet av farliga ämnen, däribland PFAS, till reningsverk genom ett strukturerat uppströmsarbete, samt att möjliggöra en säker återföring av växtnäring från avloppsslam till jordbruk. Certifieringen bygger på öppenhet och spårbarhet och är en förutsättning för att slam ska kunna spridas på åkermark enligt Svenskt Vattens policy. Eftersom PFAS kan spridas via slam till jord och vatten, och reningsteknikerna är begränsade och kostsamma, fokuserar Revaq på förebyggande åtgärder, både för att få ett renare slam och för att minska massflödet av PFAS i reningsverkets utgående vatten till recipienten. Även om Revaq fokuserar på förebyggande åtgärder så är det sedan några år möjligt för ett Revaq-verk att certifiera sig för produktion av slamkol. Att producera slamkol från slam kan innebära att innehållet av PFAS kraftigt reduceras. Det är inte tillåtet att till ett Revaqverk ha lakvatten från en avfallsdeponi påkopplat utan rening av PFAS (PFOS). Det är inte tillåtet att inom Revaq sprida slam i den inre zonen av ett vattenskyddsområde. Sedan 2023 analyseras PFAS i slam från alla Revaq-certifierade reningsverk. Analyserna omfattar PFAS 4 och PFAS 22, och resultaten jämförs med kommande danska gränsvärden. Om halterna i de Revaq-certifierade reningsverkens årssamlingsprov överstiger åtgärdsgränsen för PFAS 4 (7,5 µg/kg TS) eller summa PFAS 22 (25 µg/kg TS) (hälften av de föreslagna danska gränsvärdena) ska dessa PFAS-föreningar under det kommande året analyseras i kvartalssamlingsprov. Dessutom krävs en handlingsplan för att minska PFAS i slammet. Detta kan vara till exempel genom kartläggning och uppströmsåtgärder vid anslutna verksamheter eller av inläckande PFAS-förorenat grundvatten. Läs mer här om Revaq: (Direktlänk)

Så använder du handboken

- *Anpassa till lokala förutsättningar:* Varje föroreningsituation är unik. Använd handboken som vägledning och komplettera med lokalt anpassad information och aktuella myndighetskrav.
- *Uppdatera dig om lagstiftning:* Eftersom lagkrav och riktvärden för PFAS förändras, hänvisas alltid till respektive myndighets senaste föreskrifter. Relevanta länkar kan hittas i fördjupningsrutor.
- *Sök stöd i fallstudier:* Dra nytta av erfarenheter från andra projekt för att undvika vanliga fallgropar och hitta effektiva lösningar.
- *Kontakta experter vid behov:* Vid komplexa frågor rekommenderas kontakt med sakkunniga eller ansvariga myndigheter.

Ordlista och förkortningar

ABVA	Föreskrifter om användningen av den allmänna VA-anläggningen
BV	Bäddvolym
DAF	<i>Dissolved air flotation</i>
ECHA	Europeiska kemikaliemyndigheten
EFSA	Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet
Ekvivalentkoncentration	Beräknad halt av ett PFAS-ämne med tanke på dess toxicitet jämfört med toxiciteten av referensämnet PFOA
Fouling	Beläggning av filterkolonnmaterial med ämnen som försämrar reningen
GAK	Granulerat aktivt kol
Gångtid	Antal bäddvolym (eller tid) av kolonner som renar vatten till en förbestämd reningsgrad innan de måste bytas mot nytt eller regenererat material
IEX	Jonbyte
KFVA	Kommunala föreskrifter om användningen av den allmänna VA-anläggningen
KM	Känslig markanvändning
Kortkedjiga PFAS	PFAS-ämnen med högst sex kolatomer längs en linjär linje av kolatomer (t.ex. PFHxS)
Kvartär rening	Rening av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar
LAG	Beteckning på den andra kolonnen i en serie av två kolonner
LAV	Vattentjänstlagen
LEAD	Beteckning på den första kolonnen i en serie av två kolonner
LIVSFS	Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten
LOQ	<i>Limit of quantification</i> ; lägsta nivån som kan mätas exakt
Långkedjiga PFAS	PFAS-ämnen med minst sju kolatomer längs en linjär linje av kolatomer (t.ex. PFOS)
Massa	Filtermaterial som används i trycksatta eller icke trycksatta filter för borttagning av PFAS
MKM	Mindre känslig markanvändning
MKN	Miljökvalitetsnormer
MÖD	Mark- och miljööverdomstolen
NF	Nanofilter
PAK	Pulveriserat aktivt kol
Perfluorerade alkylsubstanser	PFAS där alla väteatomer som är bundna till kolatomer i alkylkedjan är ersatta av fluoratomer

PFAS 4	Summan av koncentrationerna av PFNA, PFOA, PFOS och PFHxS
PFAS 21	Summan av koncentrationerna av 21 specifika PFAS
Polyfluorerade alkylsubstanser	PFAS där en stor del av väteatomerna som är bundna till kolatomer i alkylkedjan är ersatta av fluoratomer
POPs	Långlivade organiska ämnen
Prekursor	Utgångsämne i en kemisk reaktion som leder till bildning av ett annat ämne
REACH	Regler om registrering, utvärdering, tillstånd och begränsningar av kemiska ämnen
RG	Reningsgrad
SAFF	Skumfraktionering
SUSP	Analysparameter som mäter halten suspenderade ämnen
SVHC	<i>Substances of Very High Concern</i> ; särskilt farliga ämnen
TFA	Trifluorättiksyra
TOP-analys	<i>Total Oxidizable Precursor</i> -analys är en metod för att oxidativt omvandla PFAS-prekursorer till mätbara PFCA och PFSA för uppskattning av prekursorinnehåll
TOF	<i>Total Organic Fluorine</i> mäter den sammanlagda halten av organiskt bundet fluor (dvs fluor bundet till kol)
TRL	<i>Technology Readiness Level</i> beskriver hur utvecklad en teknik är
TVI	Hälsobaserat tolerabelt veckointag
US EPA	US Environmental Protection Agency
WISER	<i>Water Investments for Sustainability Enhancement and Reliability</i> ; metodik för beslutsfattande

1 Inledning

PFAS är en grupp ämnen som väcker allt större oro inom hälso-, vatten- och miljöområdet. För VA-organisationer utgör PFAS en av de mest komplexa utmaningarna i vår tid, såväl tekniskt, juridiskt som ekonomiskt. Det finns flera olika metoder för att rena PFAS, och dessa kan användas på olika platser i systemet: vid vattenverket, på avloppsreningsverket eller direkt vid källan till föroreningen. Men frågan handlar inte bara om teknik, utan även om strategi och juridik. Var bör reningen ske för att ge störst nytta? Vilken reningsteknik är mest effektiv? Och vem bär kostnaden för reningen?

För att ge VA-organisationer stöd i dessa svåra avvägningar har Norconsult i samarbete med RISE Research Institutes of Sweden fått i uppdrag av Svenskt Vatten att ta fram denna handbok. Den riktar sig främst till VA-organisationer – särskilt i ljuset av det nya gränsvärdet för PFAS 4 i dricksvatten, men kan även vara till nytta för kommunernas miljö- och hälsoskyddskontor, länsstyrelser och andra aktörer som hanterar PFAS-föroreningar.

1.1 Projektets syfte och mål

Handboken syftar till att ge vägledning i tekniska, ekonomiska och strategiska beslut kopplade till PFAS-åtgärder.

För att kunna fatta välgrundade beslut om teknikval och placering av PFAS-rening krävs en analys av flera samverkande faktorer – tekniska, miljömässiga, juridiska och ekonomiska. Denna handbok är framtagen som ett stöd i det arbetet.

När förhöjda PFAS-halter upptäcks i råvatten eller dricksvatten krävs åtgärder som säkerställer efterlevnad av Livsmedelsverkets föreskrifter och gärna minskar PFAS-halten i råvattnet på sikt. I praktiken kombineras ofta fyra strategier:

- Omedelbara driftåtgärder i vattenverket för att klara kraven, till exempel tillfällig dosering av pulveriserat aktivt kol (PAK) och/eller provisorisk filtrering (GAK eller jonbyte).
- Implementering av permanent PFAS-rening i vattenverket.
- Utvärdering av byte eller komplettering av vattentäkt där det är tekniskt och hydrogeologiskt rimligt.
- Uppströmsarbete för att spåra källor och minska utsläpp så att råvattenhalterna sjunker och reningsbehovet kan reduceras över tid. Det är viktigt att förhindra ytterligare spridning från källan.

Reningstekniker kopplade till respektive strategi beskrivs i kapitel 9. I kapitel 8 beskrivs metodiken för uppströmsarbete, inklusive metoder för att identifiera PFAS-källor och vidta åtgärder.

Vid spillvattenhantering är uppströmsarbete centralt för att minska mängden inkommande PFAS till avloppsreningsverket för att minska mängden oönskade ämnen i slammet och i utgående renat avloppsvatten. Dagens avloppsreningsverk är inte utformade för att avskilja PFAS, även om en del avskiljs. I det reviderade avloppsdirektivet ökar kraven på avskiljning av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar, så kallad kvartär rening, men inkluderar inte PFAS. Dock kommer en del PFAS avskiljas, beroende på val av teknik (se kapitel 9).

En central del i handboken är en fallstudie av Östra Mälaren – en av Sveriges viktigaste vattentäkter, som förser över två miljoner människor med dricksvatten (Mälarens Vattenvårdsförbund u.å.a). I dag ligger PFAS 4-halten i det producerade dricksvattnet från Östra Mälaren nära det nya gränsvärdet på 4,0 ng/l (Norrvatten 2023). Om en

uppströmsåtgärd kan leda till minskade PFAS-halter i råvattnet, kan det leda till betydande besparingar såväl i ekonomiska termer som i klimatpåverkan och resurser genom minskade investerings- och driftkostnader för mer avancerad rening längre ner i systemet.

Det är viktigt att ha med sig att projektet bakom handboken har varit begränsat i omfattning och därför har avgränsats på flera områden men med målet att skapa ett användbart underlag trots begränsade resurser. Vi hoppas att handboken ska fungera som ett första steg i att stötta VA-organisationer och deras ledningar att ta sig vidare i sitt arbete, oavsett om det handlar om akuta insatser eller långsiktig planering. En utmaning är att lagstiftning och regler kring PFAS förändras över tid, vilket innebär att innehållet i handboken speglar det kunskapsläge och regelverk som gällde i december 2025.

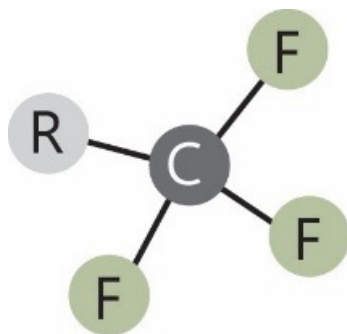
2 Vad är PFAS och varför är det farligt?

2.1 Definition av PFAS

PFAS (per- och polyfluorerade alkylsubstanser) är en omfattande grupp syntetiskt framställda, högfluorerade kemikalier med över 10 000 identifierade ämnen enligt OECD:s definition. Det som förenar alla dessa är att de innehåller en kolkedja där väteatomer helt (perfluorerade PFAS) eller delvis (polyfluorerade PFAS) har ersatts av fluoratomer. Bindningen mellan kol och fluor är mycket stark och gör PFAS-ämnen mycket svårnedbrytbara; de kan därmed ackumuleras i både människor och djur.

PFAS har en vattenlöslig (hydrofil) och en vattenavstötande (hydrofob) del; de har därför användbara vatten-, fett- och smutsavvisande egenskaper. Ämnena har historiskt använts och används fortfarande i ett brett spektrum av industri- och konsumentprodukter. Vanliga användningsområden inkluderar kläder och skor, matförpackningar, brandsläckningsskum, kosmetiska produkter, möbler och elektronik. Den utbredda användningen av PFAS, i kombination med ämnenas persistens och vattenlösliga egenskaper hos många PFAS, gör att ämnena kan röra sig i marken och på så sätt riskerar att kontaminera dricksvattentäkter under många år framåt.

Trots dess utbredda användning finns ännu ingen globalt vedertagen definition av PFAS. En definition som används brett är framtagen av OECD (2021). Enligt denna klassificeras ett ämne som PFAS om det innehåller minst en fullt fluorerad metyl- eller metylengrupp, där inga väte-, brom-, klor- eller jodatomer är bundna (Figur 2.1).



Figur 2.1

Illustration av en fullt fluorerad metylgrupp – där alla väteatomer är utbytta mot fluor. R står för radikal som kan vara en annan molekylstruktur så som en karboxylgrupp, en sulfongrupp etc.

Enligt OECD (2021) delas per- och polyfluoralkylsyror (PFAS, engelska PFAA) in i fyra klasser (Tabell 2.1). Det är viktigt att veta att PFAS som vanligtvis analyseras (PFAS 4 och PFAS 25) bara utgör en liten bråkdel av alla fluorerade organiska ämnen.

Tabell 2.1

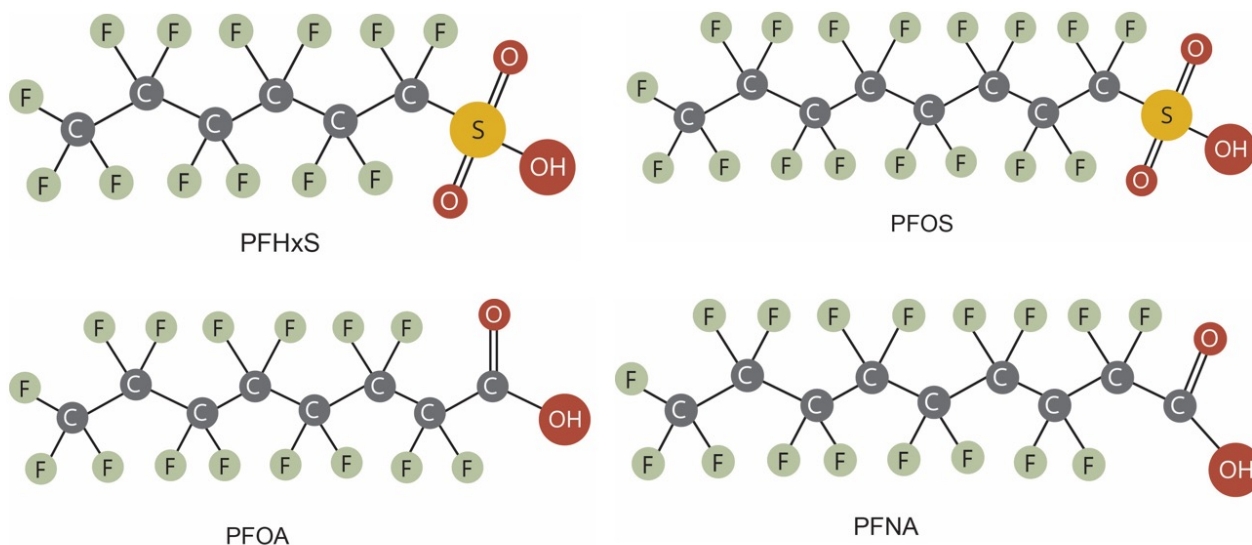
Definition av fyra klasser av per- och polyfluoralkylsyror.

Exempel	Perfluoralkylsyror (PFAS)	Polyfluoralkylsyror (PolyFAS)	Prekursor till PFAS	Andra PFAS
Grupp	Perfluoralkylkarboxysyror (PFCS)	Polyfluoralkylkarboxysyror (Poly FCS)	Fluortelomer	Fluorpolymer
Ämne	PFOA		8:2 fluortelomeralkohol (8:2 FTOH)	Polyvinylidenfluorid (PVDF)
Grupp	Perfluoralkansulfonsyror (PFSA)	Polyfluoralkyletersulfonsyror		Fluorpolymer
Ämne	PFHxS			Polytetrafluoretylen (PTFE)

PFAS kan delas in i lång- och kortkedjiga PFAS. Två välkända exempel på långkedjiga PFAS är PFOS och PFOA, som båda har åtta kolatomer i den fluorerade kolkedjan. Exempel på kortkedjiga PFAS är PFHxA och PFHxS, som båda har sex kolatomer i den fluorerade kolkedjan. Kortkedjiga PFAS tenderar att vara mer vattenlösliga och svårare att avskilja i vattenreningsprocesser jämfört med långkedjiga PFAS. I Figur 2.2 illustreras de fyra PFAS-ämnena som ingår i parametern ”PFAS 4”, för vilken ett gränsvärde på 4,0 ng/l för dricksvatten trädde i kraft i januari 2026.

Figur 2.2

Molekylstruktur för de fyra PFAS-ämnena som ingår i parametern PFAS 4.



Trifluorättiksyra (TFA) tillhör gruppen ultrakortkedjade PFAS och innehåller som mest tre kolatomer i kedjan, vilket innebär att den är mycket mindre än mer välkända ämnen som PFOA och PFOS. Ämnet bildas främst som en nedbrytningsprodukt från andra PFAS-ämnena, bekämpningsmedel, läkemedel, halogenerade köldmedier och blåsmedel för plastskum samt gaser som används inom sjukvården vid anestesi. En tiondel av alla bekämpningsmedel uppskattas innehålla en R-CF₃-grupp i sin kemiska struktur.

Oron för TFA har växt under senare tid då ämnet är mycket stabilt, extremt lättflygtigt och lätt sprids i vatten och miljö vilket har gjort att det fått mycket stor spridning i samhället. Dessa egenskaper innebär att det krävs mycket avancerad reningsteknik för att avlägsna ämnet från vatten (omvänd osmos). En viktig spridningskälla är regnvattnet där varje liter regnvatten i Tyskland beräknas innehålla 335 ng/l TFA (Freeling et al. 2020), och då det ännu inte finns något förbud mot detta ämne förväntas koncentrationerna i vattenmiljön öka framöver.

I en undersökning av 29 prover från europeiska yt- och grundvatten återfanns TFA i majoriteten av proverna, ofta i halter som skulle ha överskridit gränsvärdet 0,5 µg/l om TFA hade ingått i bedömningen av ”PFAS Total”. Enligt de tekniska riktlinjerna ska dock TFA inte inkluderas i PFAS Total-summan, vilket innebär att fynden visar på en utbredd förekomst av TFA, men inte på överskridanden av gällande gränsvärde för PFAS Total.

Fördjupning: Vill du läsa mer?

Definition av PFAS-klasser enligt Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC) ([Direktlänk](#))

OECD:s definition av PFAS ([Direktlänk](#))

EU:s riktlinjer för analysmetoder av PFAS i dricksvatten ([Direktlänk](#))

2.2 Hälsoeffekter

PFAS är ett samlingsnamn för tusentals kemiska föreningar, och för de flesta PFAS saknas i dag kunskap om hälso- och miljöeffekter vid exponering. PFOA, PFOS och PFNA är dock klassificerade som reproduktionsstörande och misstänkt cancerframkallande. Vid studier på djur har påverkan från PFAS observerats på bland annat blodfetter, sköldkörtelhormon, immunförsvar, lever samt fortplantning. I de fall människor exponerats för höga halter PFAS via dricksvatten har observationsstudier visat påverkan på immunförsvar, lever, kolesterolvärden samt på födelsevikten hos nyfödda barn.

Många PFAS kan bioackumuleras, det vill säga ansamlas i djur och i människor. PFAS olika kemiska strukturer, bland annat längd på den fluorerade kedjan, kan ge olika fysiska och kemiska egenskaper vilket i sin tur påverkar ämnenas beteende och egenskaper i miljön och i organismer. Mycket tyder på att ju längre den fluorerade kedjan är desto mer bioackumulerande är ämnet. Många andra bioackumulerande ämnen ansamlas i fettvävnad men PFAS tenderar att i stället binda till proteiner och lagras i andra delar av kroppen, till exempel i levern och i blodet.

Forskare har visat att PFAS-ämnen passerar genom moderkakan och ansamlas i foster under hela graviditeten vilken innebär att spädbarn kan ha halter av PFAS i exempelvis lungor, lever och hjärna redan vid födseln.

Fördjupning: Vill du läsa mer?

Kemikalieinspektionen ([Direktlänk](#))

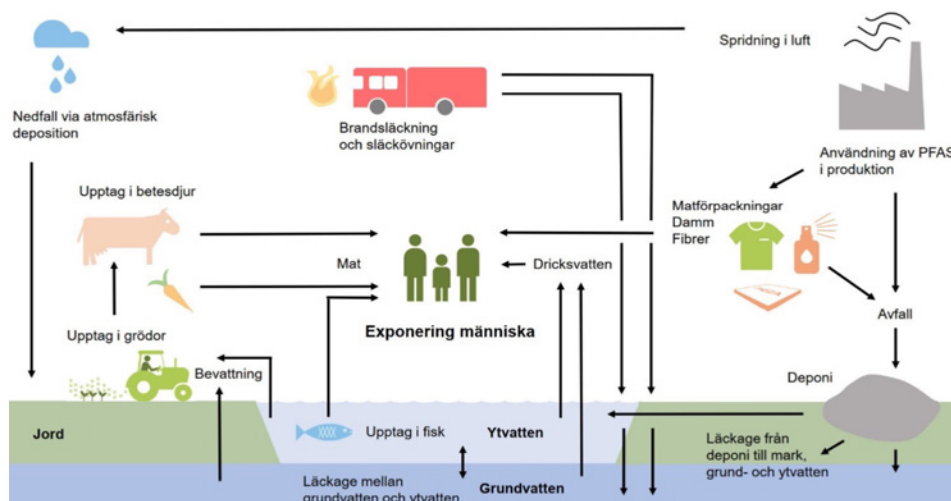
Karolinska Institutet ([Direktlänk](#))

Karolinska Institutet - Hälsorelaterad miljöövervakning ([Direktlänk](#))

2.3 Exponering av PFAS via dricksvatten och andra livsmedel

PFAS sprids lätt i miljön och ackumuleras i människor och djur. Exponeringen sker främst via mat och dricksvatten men viss exponering kan även ske genom huden och genom inandning. PFAS kan överföras från moderkakan till foster, och för ammande spädbarn sker exponering via modersmjölk. Fram till år 2010 ökade halterna PFOS och PFOA i människor men har därefter minskat och ersatts av andra typer av PFAS.

Kemikalieinspektionen har tagit fram en pedagogisk bild som visar spridningsvägar av PFAS till människan (Figur 2.3).



Figur 2.3

Exponeringsvägar för PFAS. Illustration Eva Ringshagen och Maja Modén (reproduceras med tillåtelse).

2.4 Sammanställning av kända värden för intag av PFAS genom livsmedel

Utöver gränsvärden för dricksvatten, som beskrivs mer ingående i kapitel 4, gäller sedan 1 januari 2023 EU-gemensamma gränsvärden för de PFAS som ingår i gruppen PFAS 4 samt för summan av dessa föreningar i kött och ätbara slaktbiprodukter av olika djurslag. Gränsvärden finns också för PFAS i olika fiskarter, kräftdjur och musslor. Gränsvärdena baseras på en bedömning från Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA) att ett TVI (tolerabelt veckointag) under 4,4 ng/kilo kroppsvikt och vecka inte medför nämnvärd hälsorisk.

De livsmedel som enligt EFSA bidrar mest till PFAS-exponeringen är dricksvatten, fisk, frukt och ägg. Enligt Livsmedelsverkets beräkningar är fisk den största källan till PFAS från mat. Enligt Livsmedelsverkets matvaneundersökningar utgör PFAS 4 ungefär hälften av den PFAS vi får i oss via maten. För barn (upp till 12 år) varierar exponeringen för PFAS 4 mellan 3 och 4 ng/kg kroppsvikt och vecka. Hos vuxna ligger exponeringen kring 2 ng/kg kroppsvikt och vecka.

I regeringsuppdraget *Kunskap om PFAS i livsmedel och miljö* analyserades 14 olika PFAS i olika livsmedel i Sverige. Totalt kunde 11 av de 14 analyserade PFAS detekteras i de enskilda proverna och cirka 60 % av exponeringen från mat utgörs av PFAS 4 (Lindfeldt et al. 2024). I jämförelse med tidigare intagsberäkningar av PFAS 4 från den svenska befolkningen visar denna studie på ett lägre intag på grund av att halterna har sjunkit i maten. Resultaten visade att majoriteten av livsmedelsgrupperna inte hade mätbara halter av PFAS, men mätbara halter återfanns i ägg samt fet och mager fisk. PFAS detekterades i samtliga av de enskilda fisk- och skaldjursproverna, med högst halter i röding från Vättern samt fisk från Östersjön. Även i ekologiska ägg, vildsvin, ren och leverpastej fanns mätbara halter av PFAS. Inget av grönsaks- eller fruktproverna samt övriga köttprover hade mätbara halter. Exponeringsuppskattningarna visar att de flesta befolkningsgrupper, förutom små barn, hamnar under TVI vid konsumtion av livsmedel från den svenska marknaden, även då dricksvattenkonsumtion och konsumtion av fisk enligt Livsmedelsverkets kostråd adderas.

Scenarioberäkningar med intag av livsmedel vid gränsvärdet visar att insjöfisk med en halt vid det högsta gränsvärdet för fisk kan konsumeras utan att TVI överskrids, sett till medianexponeringen. Även för ägg finns ett visst utrymme hos de flesta åldersgrupper för halter vid gränsvärdet. För kött och vilt däremot är utrymmet mindre, då konsumtionen är relativt hög, och enbart en liten mängd av det kött som äts kan ha en halt vid gränsvärdet innan TVI överskrids. För mjölk är det framför allt de minsta barnen som riskerar att överskrida TVI om en för stor andel av den mjölk som konsumeras har en halt vid åtgärdsgränsen. Då inga mätbara halter av PFAS detekterades i matkorgsgrupperna feta och magra mejeriprodukter eller i kött är sannolikt exponeringen från dessa livsmedel låg i den genomsnittliga befolkningen. Dock kan det finnas delar av befolkningen med en högre exponering, till exempel de som ofta konsumerar fisk från kontaminerade sjöar eller vildsvinskött.

I ett kandidatarbete av Hägge Lundberg et al. (2025) analyserades människors exponering för PFAS 4 via livsmedel.

I Tabell 2.2 redovisas halter av PFAS 4 i vanliga livsmedel där en genomsnittsperson äter cirka 20 gram fisk per dag.

Livsmedelsgrupp	Livsmedel	PFAS 4 (ng/gram)	Min- maxvärde PFAS 4 (ng/gram)
Ägg	Generell ¹	0,05	0,05–0,06
	Ekologiska	0,5	0,5–0,5
Mager fisk	Generell ¹	0,3	0,24–0,37
	Torsk	0,4	0,3–0,5
	Övrig vit havsfisk	0,3	0,2–0,3
	Rödspätta	0,8	0,6–1,1
Fet fisk	Generell ¹	0,08	0,06–0,10
	Odlad lax	0,02	<LOQ ² - 0,04
	Odlad röding	0,02	<LOQ ² - 0,03
	Odlad regnbåge	0,02	<LOQ ² - 0,03
	Pinklax	0,03	
	Lax Östersjön	2,2	1,6–2,8
	Röding Vättern	10,5	8,4–12,6
	Färsktonfisk	0,04	0,02–0,06
	Tonfisk på burk	0,1	0,04–0,2
	Varmrökt sik	3,9	
	Strömming	1,2	0,4–2
	Inlagd sill	0,04	0,02–0,05
	Makrill	0,1	0,05–0,3

¹ Värderna från tabell 6 i Livsmedelsverkets rapport (Lindfeldt et al. 2024). Resterande är från tabell 7 i samma rapport.

² (LOQ) Limit of quantification.

Tabell 2.2

Genomsnittlig halt PFAS 4 i livsmedel uppdelade i livsmedelsgrupper samt dess minimum- och maximumvärde. Tabellen är omarbetad från Lundberg et al. (2025) och baserad på tabell 6 och 7 i Livsmedelsverkets rapport (Lindfeldt et al. 2024).

Fördjupning: Vill du läsa mer?

Rapport till Naturvårdsverket: Regeringsuppdrag om kunskap om PFAS i livsmedel och miljö. Halter av PFAS i livsmedel på den svenska marknaden och exponeringsuppskattningar av intaget från livsmedel i den svenska befolkningen ([Direktlänk](#))

Livsmedelsverket om PFAS ([Direktlänk](#))

Livsmedelsverket (2022): Vetenskapligt underlag för PFAS i dricksvatten ([Direktlänk](#))

Kandidatarbete av Hägge Lundberg et al. (2025): PFAS-4 i livsmedel: En analys av exponering av PFAS-4 beroende på kosthållning ([Direktlänk](#))

Naturvårdsverkets redovisning av ett regeringsuppdrag: Kunskap om PFAS i livsmedel och miljö ([Direktlänk](#))

EFSA (2020): Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. EFSA Journal 2020;18(9):6223 ([Direktlänk](#))

Gyllenhammar I. et al. (2026). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in food and exposure assessment of the Swedish population. Environmental Pollution, Volume 390; 127488 ([Direktlänk](#))

3 Reglering av PFAS

PFAS-ämnen regleras i dag genom olika lagstiftningar på global, europeisk och nationell nivå. Det finns dock ingen samlad lagstiftning som omfattar hela PFAS-gruppen. Enskilda ämnen eller mindre grupper av PFAS hanteras i stället i separata regelverk. Detta kapitel redogör för relevant lagstiftning och regelverk kopplade till PFAS inom kemikalielagstiftningen, i dricksvatten samt i grundvatten, ytvatten och i mark, och ger en översiktlig beskrivning av vilka aspekter dessa regler omfattar kopplat till PFAS.

3.1 PFAS inom kemikalielagstiftningen i EU

PFAS regleras inom EU, främst genom REACH-, POPs- och CLP-förordningarna, där fokus ligger på registrering, klassificering, begränsning och förbud av särskilt farliga ämnen (Tabell 3.1). Den europeiska kemikaliemyndigheten ECHA har en viktig roll i detta arbete genom att vetenskapligt granska förslag om begränsningar, hantera kandidatförteckningen över särskilt farliga ämnen (SVHC), och bedöma risker kopplade till PFAS. ECHA samordnar även det pågående förslaget om ett gruppförbud för över 10 000 PFAS-ämnen, vilket är ett av de mest omfattande kemikalieförslagen i EU:s historia.

Tabell 3.1

Översikt över olika förordningar för PFAS.

Lag/Förordning	Syfte/inriktning	Kommentar avseende PFAS
REACH (EG 1907/2006)	Lagen reglerar alla kemikalier inom EU. Den styr registrering, utvärdering, begränsning och tillstånd för kemikalier.	Begränsningar finns för vissa PFAS-ämnen, exempelvis för PFHxA och C9–C14 PFCS. Läs mer här under rubriken <i>How are PFAS regulated in the EU?</i> (Direktlänk) Begränsning för PFAS i brandsläckningsskum beslutades i oktober 2025 (Direktlänk). Även ett brett förbud mot över 10 000 PFAS är under utredning, den så kallade <i>Universal PFAS restriction</i> . (Direktlänk)
POPs-förordningen (EU 2019/1021)	Förordningen reglerar långlivade organiska ämnen (POPs) med förbud och undantag från dessa. Utgör EU:s verktyg att genomföra Stockholmskonventionen - en internationell miljökonvention som syftar till att skydda människors hälsa och miljön från långlivade organiska föroreningar.	PFAS-ämnen som omfattas av förbud med specifika gränsvärden i produkter inkluderar: PFOS, PFOA, PFHxS och C9–C21 PFCS. Läs mer här under rubriken <i>How are PFAS regulated in the EU?</i> (Direktlänk)
CLP-förordningen (EG 1272/2008)	Förordningen styr hur kemiska ämnen ska klassificeras, märkas och förpackas inom EU.	Flera PFAS-ämnen har harmoniserad klassificering vilket innebär att klassificeringen är fastställd på EU-nivå. TFA (trifluorättiksyra) är exempel på ett ämne som är under utvärdering för klassificering (2025).
EU:s kandidatförteckning	Förteckning över särskilt farliga ämnen (SVHC=Substances of Very High Concern) som kan ha allvarliga effekter på hälsa och miljö. Ämnen på listan kan bli föremål för ytterligare tillståndsplikt och omfattas av begränsningar i framtiden.	Flera PFAS-ämnen finns på kandidatförteckningen som uppdateras 2 gånger per år. Läs mer här under rubriken <i>How are PFAS regulated in the EU?</i> (Direktlänk) Informationsplikt gäller vid > 0,1 % i varor.

Förbud och framtida förändringar

Ett antal PFAS-ämnen är, som nämns ovan, redan förbjudna enligt POPs-förordningen (inkl. PFOS, PFHxS och PFOA). Detta innebär att de inte längre får användas, med undantag för mycket små mängder som kan förekomma i form av spårföroreningar i produkter. Även C9–C14 PFCA och PFHxA omfattas av begränsningar enligt REACH (har

trätt eller träder i kraft under de närmsta åren). Det innebär att användningen av ämnena begränsas i vissa produkter, exempelvis i textilier, papper och brandsläckningsskum.

Utöver detta pågår flera initiativ för att minska användningen av PFAS-ämnen i samhället.

Kemikalieinspektionen arbetar tillsammans med andra EU-länder för att PFAS ska kunna bedömas och regleras som en enhetlig grupp med det långsiktiga målet att användningen av PFAS på sikt ska upphöra, där endast användning som är samhällskritisk eller där alternativ saknas bör tillåtas.

På EU-nivå har Sverige varit drivande i ett gruppförbud för över 10 000 PFAS-ämnen (*Universal PFAS Restriction*). Förslaget har formulerats av ECHA tillsammans med fyra medlemsländer plus Norge. Förbudet rör mer än 14 sektorer, inklusive till exempel textilier, livsmedelskontaktmaterial, kosmetika, elektronik och avfall och syftar till att begränsa tillverkning, användning och utsläpp av PFAS-ämnen inom hela EU. Ett offentligt samråd avslutades i september 2023 och enligt ECHA kommer den vetenskapliga utvärderingen vara klar i slutet av 2026. Ett beslut från EU-kommissionen kommer därefter tidigast kunna fattas under 2027. Förslaget bygger på en kemisk definition av PFAS enligt OECD (2021).

Fördjupning: Vill du läsa mer?

Kemikalieinspektionen – Översyn av lagar och regler som rör PFAS: ([Direktlänk](#))

REACH ([Direktlänk](#))

POPs-förordningen ([Direktlänk](#))

CLP-förordningen ([Direktlänk](#))

EU:s kandidatförteckning ([Direktlänk](#))

ECHA ([Direktlänk](#))

Eureau (2025): Position Paper TFA in drinking water resources ([Direktlänk](#))

EU-kommissionens förbud av undergrupp av PFAS (pressrelease 2024) ([Direktlänk](#))

Recent ECHA and POP Restrictions on the Use of Substances from the PFAS Family (Trifiro et al. 2025) ([Direktlänk](#))

3.2 Lagar och föreskrifter – PFAS i dricksvatten

PFAS i dricksvatten regleras inom EU främst genom dricksvattendirektivet (EU 2020/2184), som ställer krav på kontroll och gränsvärden för ett flertal PFAS-ämnen. Direktivet har implementerats i Sverige genom Livsmedelsverkets föreskrifter (LIVSFS 2022:12), där parametrarna PFAS 4 och PFAS 21 har fastställts med gränsvärden som gäller från och med januari 2026.

En viktig aktör i detta arbete är den europeiska livsmedelssäkerhetsmyndigheten (EFSA), som har tagit fram ett hälsobaserat tolerabelt veckointag (TVI) för fyra PFAS-ämnen (PFOS, PFOA, PFNA och PFHxS) (se kapitel 2). Detta har legat till grund för flera nationella riktvärden inom EU och påverkat utformningen av EU:s dricksvattenregler. EFSA bidrar även till riskbedömning av PFAS i livsmedel och vatten, och samarbetar med ECHA i frågor som rör klassificering av ämnen som exempelvis TFA.

I Sverige regleras kommunens ansvar för vattenförsörjning genom vattentjänstlagen (SFS 2006:412). Lagen anger att dricksvatten ska tillhandahållas när det behövs för att skydda människors hälsa eller miljön. Kvalitetskraven på dricksvatten regleras i Livsmedelsverkets dricksvattenföreskrifter som utgår och bygger på minimikraven i EU:s dricksvattendirektiv. I Tabell 3.2 redovisas en översikt över olika lagrum och förordningar för PFAS som reglerar PFAS i dricksvatten.

Lag/förordning	Syfte/inriktning	Kommentar avseende PFAS
EU:s dricksvattendirektiv (2020/2184)	Fastställer gemensamma minimikrav för kvaliteten på dricksvatten inom EU med syftet att skydda människors hälsa.	Direktivet innehåller specifika gränsvärden för parametrarna: Sum of PFAS: summan av 20 specifika PFAS PFAS Total: summan av alla detekterbara PFAS. Medlemsstaterna är skyldiga att införa dessa, eller striktare gränsvärden i nationell lagstiftning senast den 12 januari 2026. Det är efter denna tidpunkt som gränsvärdena är bindande för svenska verksamhetsutövare, där Sverige valt Sum of PFAS som gränsvärde.
Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (LIVSFS 2022:12)	Den svenska tillämpningen av EU:s dricksvattendirektiv. Syftar till att säkerställa att dricksvattnet är hälsosamt och rent. De gäller för alla verksamheter som producerar minst 10 m ³ /dygn eller försörjer minst 50 personer, samt för all kommersiell eller offentlig verksamhet genom vilken dricksvatten tillhandahålls.	Gränsvärden för PFAS inkluderar: PFAS 4: summan av 4 specifika PFAS PFAS 21: summan av 21 specifika PFAS Gränsvärdena gäller från januari 2026.
Vattentjänstlagen (LAV) (2006:412)	Reglerar kommunernas ansvar att säkerställa en fungerande vattenförsörjning och avloppshantering inom sina verksamhetsområden. Inom verksamhetsområde för vattenförsörjning är kommunen skyldig att tillhandahålla vatten som är lämpligt för normal hushållsanvändning.	LAV kräver i 1 §: "Bestämmelserna i denna lag syftar till att säkerställa att vattenförsörjning och avlopp ordnas i ett större sammanhang, om det behövs med hänsyn till skyddet för människors hälsa eller miljön." Det vill säga att LAV kräver leverans av vatten, dricksvattenföreskrifterna kräver att det vatten som levereras är av en viss kvalitet. VA-huvudmannen behöver införa tillräcklig renings teknik avseende PFAS för att följa Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (LIVSFS 2022:12). Om reningstekniken kräver stora investeringar/kostnader kan kommunen/VA-huvudmannen utreda om det finns någon ansvarig som är skyldig att betala för kostnaderna enligt den miljörättsliga principen om att förorenaren ska betala vilket följer av Miljöbalkens allmänna hänsynsregler 2 kap.

Fördjupning: Vill du läsa mer?
EU:s dricksvattendirektiv (Direktlänk)
Livsmedelsverkets dricksvattenföreskrifter (Direktlänk)
Lag (2006:412) om allmänna vattentjänster (Direktlänk)
Svenskt Vatten (2024). P94 Kommunala föreskrifter om användningen av den allmänna VA-anläggningen (Direktlänk)
Livsmedelsverket (2022): PM - Vetenskapligt underlag för PFAS i dricksvatten (Direktlänk)

Tabell 3.2

Översikt över olika lagrum och förordningar som reglerar PFAS i dricksvatten.

3.3 Lagar och föreskrifter – PFAS i vatten och miljö

PFAS i vattenmiljön regleras inom EU genom flera direktiv som syftar till att skydda yt- och grundvatten från kemisk förorening (Tabell 3.2). Utöver dricksvattendirektivet omfattas PFAS främst av ramdirektivet för vatten (2000/60/EG) och dess dotterdirektiv: prioämnesdirektivet (2008/105/EG) samt grundvattendirektivet (2006/118/

EG). Dessa direktiv syftar till att uppnå god ekologisk och kemisk status i alla vattenförekomster inom EU.

PFOS har varit klassat som ett prioriterat ämne i vattendirektivet sedan 2013, vilket innebär att medlemsstaterna är skyldiga att övervaka halter samt vidta åtgärder för att minska utsläpp av PFOS om halterna ligger ovanför miljökvalitetsnormen. I den pågående revideringen av vattendirektiven föreslås en ny PFAS-parameter (PFAS 2), uppmätt som PFOA-ekvivalenter, för bedömning av kemisk status. I de förhandlingar som avslutades i september 2025, förändrades kravet för ytvatten till PFAS 25, uppmätt som PFOA-ekvivalenter, då även TFA togs med. Det formella beslutet att använda PFAS 25 för att bedöma kemisk status för ytvatten förväntas tas under 2026.

För grundvatten förändrades kravet att gälla summa PFAS som det är definierat i EU:s dricksvattendirektiv samt PFAS 4.

I Sverige införlivas dessa direktiv genom nationella föreskrifter. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) reglerar klassificering av ytvatten och fastställande av miljökvalitetsnormer. PFAS omfattas som särskilda förorenande ämnen (SFÄ) och bedöms utifrån kriterier för kemisk status. En revidering av föreskrifterna pågår, där PFAS 4 och PFAS 21 föreslås ersätta tidigare parameter (PFAS 11), samt föreslås en ny bedömningsgrund för biota (fiskmuskel).

För grundvatten har Sveriges geologiska undersökning (SGU) fastställt föreskrifter (SGU-FS 2023:1 och SGU-FS 2023:2) som utgör den svenska tillämpningen av EU:s grundvattendirektiv. Dessa föreskrifter anger hur kartläggning, riskbedömning och klassificering av grundvattnets kemiska status ska ske. PFAS 24 har införts som en viktad parameter med tröskelvärden baserade på PFOA-ekvivalenter, i linje med EU:s revideringsförslag (Europeiska unionen 2022)

EU:s reviderade avloppsdirektiv (EU 2024/3019) omfattar ökade krav på avskiljning av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar (kvartär rening) men inkluderar inte PFAS. Direktivet ställer krav på övervakning av PFAS i avloppsvatten från alla tätorter med fler än 10 000 personequivaler samt införande av ett fjärde reningssteg (kvartär rening) vid reningsverk större än 150 000 pe för att minska utsläpp av läkemedelsrester och andra mikroföroreningar. Kraven på kvartär rening kan även komma att ställas på avloppsreningsverk från 10 000 pe baserat på en behovsbedömning i mottagande recipient och om exempelvis en dricksvattentäkt finns nedströms utsläppspunkten från ett avloppsreningsverk. En stor del (= 80 %) av den ökade kostnaden för kvartär rening ska betalas med stöd av ett utökat producentansvar. Direktivet ska vara införlivat i svensk lagstiftning senast den 31 juli 2027.

Utöver detta finns kommunala föreskrifter om användningen av den kommunala VA-anläggningen. Dessa kan exempelvis användas av VA-organisationer för att ställa krav på vad anslutna verksamheter som exempelvis industrier eller brandstationer får släppa ut i avloppsledningsnätet i de allmänna anläggningarna.

Miljöbalken (1998:808) är den övergripande miljörättsliga regleringen för hantering och ansvar för PFAS i miljön, främst genom kapitel 2, 5, 9, 10, 26 och 32, som reglerar allmänna hänsynsregler, miljökvalitetsnormer, miljöfarlig verksamhet, förorenade områden, tillsyn samt skadestånd för vissa miljöskador. En översikt över centrala lagrum och föreskrifter som berör PFAS redovisas i Tabell 3.3.

Statens geotekniska institut (SGI) och Naturvårdsverket är viktiga aktörer i arbetet med PFAS. SGI har tagit fram preliminära riktvärden för PFAS i mark och grundvatten som används vid riskbedömning av förorenade områden medan Naturvårdsverket har en central roll där de samordnar, vägleder och driver på miljöarbetet. Myndigheten ska stärka den nationella samordningen kring PFAS-spridning och föreslå åtgärder för att nå miljömålen, särskilt avseende målen *Giftfri miljö* och *Grundvatten av god kvalitet*. Tillsammans med Kemikalieinspektionen (KEMI) klassar Naturvårdsverket PFAS som ett *särskilt farligt ämne* vilket innebär att det omfattas av målet *Giftfri miljö*, och vidare att ämnesgruppen bör fasas ut så långt det är möjligt.

Tabell 3.3

Översikt över centrala lagrum, förordningar och myndighetsföreskrifter som reglerar eller berör hantering, övervakning och bedömning av PFAS i Sverige och inom EU.

Lag/förordning	Syfte/inriktning	Kommentar avseende PFAS
Ramdirektivet för vatten (2000/60/EG)	EU:s övergripande lagstiftning för att skydda och förbättra vattenmiljön. Målet är att alla vattenförekomster ska uppnå god ekologisk och kemisk status.	Inom EU:s ramdirektiv för vatten och grundvattendirektivet har PFOS klassats som ett prioriterat ämne sedan 2013, vilket innebär att medlemsstaterna är skyldiga att övervaka och vidta åtgärder för att minska dess förekomst i vattenmiljön. Som en del av förslaget till reviderat <i>prioämnesdirektiv</i> (sep 2025) för <i>ytvatten</i> , ingår nu även en grupp PFAS-ämnen benämnd PFAS 25 (PFAS 24 + TFA), för vilka miljökvalitetsnormer ska sättas i ytvatten och uttryckas som PFOA-ekvivalenter. Som en del av förslaget till reviderat prioämnesdirektiv (sep 2025) för <i>grundvatten</i> , förändrades kravet att gälla summa PFAS som det är definierat i EU:s dricksvattendirektiv samt PFAS 4.
Prioämnesdirektivet (2008/105/EG)	Dotterdirektiv till ramdirektivet för vatten; syftar till att identifiera och reglera ämnen som utgör en stor risk för vattenmiljön och fastställer miljökvalitetsnormer (EQS-värden).	
Grundvattendirektivet (2006/118/EG)	Dotterdirektiv till ramdirektivet för vatten; syftar till att skydda grundvattnet från kemisk förorening och kvalitetsförsämring.	
EU: Avloppsdirektiv (EU 2024/3019)	Det reviderade avloppsdirektivet trädde i kraft den 1 januari 2025. Direktivet ska vara införlivat i svensk lagstiftning senast den 31 juli 2027.	Övervakning av PFAS: Medlemsstaterna ska införa övervakning av PFAS i både inkommande och utgående avloppsvatten från tätorter med fler än 10 000 personekvivalenter (pe). Detaljerade gränsvärden är ännu inte fastställda, men analysen kan baseras på antingen ”PFAS Total” eller ”Summan av PFAS”. Kvartär rening: Direktivet inför krav på ett fjärde reningssteg (kvartär rening) vid avloppsreningsverk i större tätorter, i syfte att avlägsna läkemedelsrester och andra svårnedbrytbara ämnen.
Kommunala föreskrifter om användningen av den allmänna VA-anläggningen	Kommunalt regelverk som med stöd av vattentjänstlagen reglerar anslutning och användning av den kommunala VA-anläggningen.	Kommuner kan använda regelverket som grund för att ställa krav på vad som får släppas ut i avloppsnätet. Det innebär t.ex. att lokala regler kan införas för att begränsa utsläpp av PFAS från industrier och verksamheter, särskilt om ämnena riskerar att påverka reningsverkens funktion eller spridas vidare till miljön.
Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25)	Reglerar klassificering av ytvatten och fastställande av miljökvalitetsnormer i Sverige inom ramen för vattenförvaltningen.	PFAS i form av PFOS omfattas i dag som särskilda förorenande ämnen (SFÄ) och bedöms utifrån fastställda kriterier för kemisk status. En revidering av föreskrifterna pågår, där nya bedömningsgrunder för PFAS föreslås. Dessa förändringar syftar till att uppdatera gränsvärden och klassificeringsmetoder baserat på ny kunskap om PFAS och dess toxicitet. Förslaget som remitterats innebär att nuvarande PFAS 11 ersätts med PFAS 4 (4 ng/l) och PFAS 21 (100 ng/l) i linje med dricksvattenföreskrifterna, samt att en ny bedömningsgrund för biota (fisk-muskel) föreslås på 0,077 µg/kg våtvikt för PFAS 4.

Lag/förordning	Syfte/inriktning	Kommentar avseende PFAS
SGU:s föreskrifter (SGU-FS 2023:1, konsoliderad med SGU-FS 2024:1)	Den svenska tillämpningen av EU:s grundvattendirektiv och ramdirektivet för vatten. Föreskrifterna anger hur Sverige ska kartlägga, riskbedöma och klassificera grundvattnets kemiska status.	Tröskelvärde infört för PFAS 24 sedan 2023, baserat på EU:s förslag till revidering av vattendirektiven Europeiska unionen (2022). Tillståndsklasser infört för PFAS 4 och PFAS 24 i grundvatten, vilka används för att bedöma påverkan och åtgärdsbehov.
Miljöbalken (1998:808):	Miljöbalken utgör grunden för Sveriges miljölagstiftning och innehåller flera kapitel som är relevanta vid hantering av PFAS (se även kapitel 8).	
• Kapitel 2: Allmänna hänsynsregler	Inkluderar bland annat försiktighetsprincipen, som innebär att åtgärder ska vidtas redan vid misstanke om risk för skada på människors hälsa eller miljön.	
• Kapitel 5: Miljökvalitetsnormer och miljökvalitetsförvaltning	Reglerar hur miljökvalitetsnormer fastställs och följs upp, vilket är centralt för att bedöma påverkan från PFAS.	
• Kapitel 9: Miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd	Reglerar verksamhet som på något sätt är knuten till användningen av <i>fast</i> egendom och som kan ge upphov till utsläpp till vatten, luft eller mark eller till annan olägenhet för människors hälsa eller miljön. Bestämmelser om tillstånds- och anmälningsplikt för miljöfarlig verksamhet finns här.	Reglerar utsläpp till vatten och krav på tillstånd.
• Kapitel 10: verksamheter som orsakar miljöskador	Kapitlet innehåller bestämmelser som utvecklar och kompletterar MB:s allmänna hänsynsregel om ansvar för att avhjälpa skador och olägenheter i miljön. Reglerar ansvaret för förorenade områden , särskilt hur utredning och efterbehandling ska hanteras när mark, vatten, byggnader eller anläggningar blivit förorenade genom en verksamhet. Syftet är att säkerställa att miljöskador åtgärdas av den som orsakat dem, och att risker för människors hälsa och miljön minimeras.	Grund för tillsyn. Regler om bl.a. avhjälpande, dvs. utredning, efterbehandling och andra åtgärder för att avhjälpa en föroreningsskada eller en allvarlig miljöskada. och sanering vid konstaterade PFAS-förorenade områden. Regeringen har beslutat om fem förordningar med stöd av miljöbalken (riksdagen.se): • Förordning (2007:667) om allvarliga miljöskador • Förordning (1998:930) om miljörisksråden • Förordning (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd • Förordning (2004:100) om statsbidrag för avhjälpande av föroreningsskador • Förordning (2022:98) om statligt stöd till åtgärder för efterbehandling av föroreningsskador
• Kapitel 26: Tillsyn	Reglerar myndigheternas ansvar för att kontrollera att miljöbalkens bestämmelser efterlevs.	
Statens geotekniska institut (SGI)	Expertmyndighet under klimat- och näringslivsdepartementet	SGI har ett regeringsuppdrag om PFAS och förorenad mark. De har tagit fram preliminära riktvärden för PFAS i mark och grundvatten, som används som vägledning vid riskbedömningar av förorenad mark vid tillsyn eller inför beslut om sanering. <i>Preliminära riktvärden:</i> - Känslig markanvändning: 0,003 mg PFOS/kg TS - Mindre känslig markanvändning: 0,020 mg PFOS/kg TS
Naturvårdsverket	Statlig myndighet som ansvarar för miljöfrågor inom områden som klimat och luft, markanvändning, biologisk mångfald, förorenade områden, avfall och kretslopp, miljöövervakning samt miljöforskning.	Naturvårdsverket har inga bindande föreskrifter för PFAS, men tillhandahåller vägledningar som är viktiga för tillsynsmyndigheternas arbete. NV rekommenderar att gränsvärden från SGU och Livsmedelsverket används vid bedömning av förorenade områden. Tillsammans med Kemikalieinspektionen har PFAS klassificerats som särskilt farliga ämnen, vilket innebär att de omfattas av miljökvalitetsmålet <i>Giftfri miljö</i> och bör fasas ut i största möjliga utsträckning.

Fördjupning: Vill du läsa mer?

Ramdirektivet för vatten ([Direktlänk](#))

Prioämnesdirektivet ([Direktlänk](#))

Avloppsdirektivet ([Direktlänk](#))

EU:s förslag till revidering av vattendirektiven ([Direktlänk](#))

Pågående revidering av Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter ([Direktlänk](#))

SGU:s föreskrifter ([Direktlänk](#))

Miljöbalken (MB) ([Direktlänk](#))

MB försiktighetsprincipen ([Direktlänk](#))

Förordning om allvarliga miljöskador ([Direktlänk](#))

Förordning om miljöriskområden ([Direktlänk](#))

Förordning om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd ([Direktlänk](#))

Förordning om statsbidrag för avhjälpande av föroreningskador ([Direktlänk](#))

Förordning om statligt stöd för efterbehandling av föroreningskador ([Direktlänk](#))

SGI: Preliminära riktvärden för PFAS i mark och grundvatten ([Direktlänk](#))

SGI: Ämnesspecifika data för fyra perfluorerade ämnen - en kunskapssammanställning ([Direktlänk](#))

Naturvårdsverket: Vägledning om att riskbedöma och åtgärda PFAS-föroreningar inom förorenade områden ([Direktlänk](#))

Naturvårdsverket: Inventering av förorenade områden ([Direktlänk](#))

Naturvårdsverket: Att välja efterbehandlingsåtgärd ([Direktlänk](#))

4 Gränsvärden för PFAS

Kapitel 3 visar på att många myndigheter och aktörer är involverade i lagstiftningen kring PFAS, vilket har lett till att olika typer av riktvärden, åtgärdsgränser och gränsvärden har tagits fram, med varierande juridisk status. Syftet med detta kapitel är att ge en översikt över nuvarande och kommande gränsvärden för PFAS i vatten. För en mer heltäckande sammanställning hänvisas dock till Kemikalieinspektionens översikt via länk i slutet av kapitlet.

4.1 Gränsvärden, tröskelvärden och summaparametrar

Gränsvärden för PFAS är juridiskt bindande och bygger på toxikologiska bedömningar. De syftar till att skydda människors hälsa och miljön. EU:s livsmedelssäkerhetsmyndighet (EFSA) använder sig av något som kallas tolererbart veckointag (TVI), vilket är mängden av ett ämne en människa kan få i sig utan att det innebär en risk för hälsan, när de gör bedömningar om vilka gränsvärden som är lämpliga för olika ämnen.

Tröskelvärden och riktvärden för PFAS är inte juridiskt bindande utan används som en indikator på en potentiell risk eller för att göra en bedömning om vidare undersökning. De kan dock få juridiska konsekvenser vid till exempel tillståndsprövning eller tillsyn.

I lagstiftningen har PFAS-ämnen grupperats i olika så kallade *summaparametrar* med tillhörande gräns- eller riktvärden. Tabell 4.1 ger en översikt av relevanta summaparametrar för PFAS i vatten:

- *PFAS 4* gäller för dricksvatten och omfattar fyra särskilt hälsofarliga ämnen: PFOS, PFOA, PFNA och PFHxS.
- *PFAS 11* gäller för grund- och ytvatten och omfattar 11 PFAS-ämnen inklusive PFAS 4.
- *PFAS 20* gäller för dricksvatten och omfattar 20 PFAS-ämnen inklusive PFAS 4 (ej implementerat i svensk lagstiftning).
- *PFAS 21* gäller för dricksvatten och omfattar 21 PFAS-ämnen inklusive PFAS 20 (och därmed även PFAS 4).
- *PFAS 25*, räknat som PFOA-ekvivalenter, gäller för ytvatten, 25 PFAS-ämnen inklusive PFAS 4 och TFA (obs, delvis andra PFAS än i PFAS 20 och PFAS 21).
- *PFAS Total* syftar till att mäta den sammanlagda halten av alla PFAS-ämnen.

För att uppskatta den sammanlagda toxiciteten av olika PFAS-ämnen samt för att kunna jämföra deras toxicitet används begreppet *PFOA-ekvivalenter*, vilket baseras på hur giftigt ämnet är i jämförelse med PFOA.

Ämne	Förkortning	PFAS 4	PFAS 11	PFAS 20	PFAS 21	PFAS 25	Toxicitets-faktor ¹
Användning		Dricks-vatten (EU, Sverige) Grund-vatten (EU)	Grund-vatten, ytvatten, (Sverige)	Dricks-vatten (EU)	Dricks-vatten (Sverige)	Ytvatten	
Perfluorhexansulfonsyra	PFHxS	X	X	X	X	X	0,6
Perfluoroktansyra	PFOA	X	X	X	X	X	1
Perfluoroktansulfonsyra	PFOS	X	X	X	X	X	2
Perfluornonansyra	PFNA	X	X	X	X	X	10
Perfluorbutansyra	PFBA		X	X	X	X	0,05
Perfluorbutansulfonsyra	PFBS		X	X	X	X	0,001
Perfluorpentansyra	PFPeA		X	X	X	X	0,03
Perfluorhexansyra	PFHxA		X	X	X	X	0,01
Perfluorheptansyra	PFHpA		X	X	X	X	0,505
Perfluordekansyra	PFDA		X	X	X	X	7
Fluortelomer 6:2-sulfonsyra	6:2 FTSA		X		X		
Perfluorpentansulfonsyra	PFPes			X	X	X	0,3005
Perfluorheptansulfonsyra	PFHPS			X	X	X	1,3
Perfluordekansulfonsyra	PFDS			X	X	X	2
Perfluorundekansyra	PFUnDA			X	X	X	4
Perfluordodekansyra	PFDODA			X	X	X	3
Perfluortridekansyra	PFTTrDA			X	X	X	1,65
Perfluornonansulfonsyra	PFNS			X	X		
Perfluorundekansulfonsyra	PFUnDS			X	X		
Perfluordodekansulfonsyra	PFDODS			X	X		
Perfluortridekafluorsulfonylsyra	PFTTrDS			X	X		
Perfluortetradekansyra	PFTeDA					X	0,3
Perfluorhexadekansyra	PFHxDA					X	0,02
Perfluoroktadekansyra	PFOcDA					X	0,02
HFPO-DA / GenX						X	0,06
ADONA						X	0,03
C6O4						X	0,06
6:2 FTOH						X	0,02
8:2 FTOH						X	0,04
TFA						X	0,002

1 (PFOA-ekvivalenter)

4.2 Nuvarande gränsvärden

I detta kapitel beskrivs nuvarande gränsvärden för PFAS i mark och vatten (dricksvatten, grundvatten och ytvatten).

Dricksvatten

PFAS i dricksvatten regleras inom EU:s dricksvattendirektiv där ett gränsvärde på 100 ng/l för PFAS 20 och 500 ng/l för parametern ”PFAS Total” började gälla i januari 2026 (Tabell 4.2).

Tabell 4.1

Tabellen beskriver vilka ämnen som ingår i gränsvärden för PFAS. Tabellen är hämtad och omarbetad från SGU:s webbplats (SGU 2024).

I Sverige har Livsmedelsverket valt att anta striktare gränsvärden än EU med ett gränsvärde för PFAS 4 på 4,0 ng/l och för PFAS 21 på 100 ng/l. Sveriges striktare gränsvärden baseras på EFSA:s bedömning från 2020 avseende tolerabelt veckointag (TVI) av PFAS 4 på 4,4 ng/kg kroppsvikt. Från och med den 1 januari 2026 gäller de nya gränsvärdena i Sverige.

Danmark har, baserat på EFSA:s bedömning, valt ett ännu striktare gränsvärde på 2 ng/l för PFAS 4 (Tabell 4.2). Andra länder, till exempel Tyskland, har valt att ha gränsvärden lägre än 90 ng/l men över det svenska gränsvärdet.

	PFAS 4	PFAS 21	PFAS 20	PFAS 22	PFAS Total	TFA
Sverige	4 ng/l ¹	100 ng/l ¹				
Danmark	2 ng/l			100 ng/l		9 µg/l ³
Tyskland	20 ng/l ²		100 ng/l ¹			60 µg/l ³
EU			100 ng/l ¹		500 ng/l ¹	Inkluderas inte i PFAS Total

¹ Gäller från jan 2026, gränsvärdet gäller i vatten hos användare.

² Gäller från jan 2028.

³ Vägledande hälsobaserade värden (Bundesgesetzblatt Teil 1 2023).

Tabell 4.2

Lagkrav, gränsvärden och vägledande hälsobaserade värden för PFAS i dricksvatten i EU, Sverige, Danmark och Tyskland.

Ytvatten, grundvatten och mark

Ytvatten: Reglering sker inom EU:s prioämnesdirektiv (2013/39/EU) och Havs- och Vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer (MKN) avseende ytvatten (MVMFS 2019/25). Nuvarande gränsvärden gäller för PFOS, vilket är baserat på skydd av human hälsa vid konsumtion av fisk samt för PFAS 11 där *gränsvärdet* är satt enligt vattenmyndigheternas *riktvärde* för grundvatten samt tidigare åtgärdsgräns i dricksvatten.

Grundvatten: Vattenmyndigheten beslutar om *tröskelvärden* för grundvatten i Sverige, vilket görs förekomstspecifikt inför varje vattenförvaltningscykel där nuvarande cykel pågår till 2027. Tröskelvärden är koncentrationen som markerar gränsen mellan god och otillfredsställande status i en vattenförekomst. Generella tröskelvärden finns presenterade i SGU:s föreskrifter om kartläggning, riskbedömning och klassificering av status för grundvatten (SGU-FS 2023:1).

Tröskelvärdet har betydelse för MKN (miljö kvalitetsnormer) där målsättningen är att alla vattenförekomster ska uppnå god kemisk status. Vid miljöprövning enligt miljöbalken behöver verksamheter (t.ex. industrier och reningsverk) visa att de inte försämrar vattenförekomstens status. Tröskelvärdet används på det sättet som grund för tillstånd vilket exempelvis kan innebära krav på rening eller begränsning av utsläpp.

Mark: För mark finns i dagsläget inga bindande gränsvärden för PFAS. Dock har SGI tagit fram preliminära riktvärden för PFOS i mark. Naturvårdsverket och SGI arbetar även med att ta fram generella riktvärden, med dessa har ännu inte fastställts.

Dessa direktiv sammanställs i Tabell 4.3.

		PFOS	PFAS 24	PFAS 11	PFAS 4
Ytvatten	Gränsvärde (juridiskt bindande)	0,65 ng/l ¹			
	Riktvärde			90 ng/l	
Grundvatten	Generellt tröskelvärde (juridiskt bindande)		Generellt tröskelvärde: 4,4 ng/l PFOA-ekvivalenter ²		
	Riktvärde			90 ng/l	
Mark	Preliminära riktvärden ³	Känslig markanvändning: 0,003 mg/kg TS. Mindre känslig markanvändning: 0,020 mg/kg TS			

1 Gränsvärdet är baserat på skydd av human hälsa vid konsumtion av fisk motsvarande 9,1 µg/kg våtvikt i biota (SGU).

2 SGU-FS 2023:1 Tröskelvärdet beräknas utifrån summahalten av alla enskilda PFAS som kvantifieras i ett grundvattenprov, efter att halterna omräknats till PFOA-ekvivalenter.

3 Preliminära riktvärden framtagna av SGI 2015.

Tabell 4.3

Sammanställning av nu gällande gränsvärden och riktvärden (miljökvalitetsnormer, MKN) i relevanta miljöer (yt- och grundvatten).

4.3 Framtida gränsvärden

Under 2022 kom ett förslag från EU-kommissionen (Europeiska unionen 2022) om att införa ett gränsvärde på 4,4 ng/l PFOA-ekvivalenter för summan av PFAS 24 som skulle gälla för både dricksvatten, grundvatten och ytvatten. PFAS 24 är en grupp om 24 specifika PFAS-ämnen som valts ut för att representera de mest relevanta och förekommande ämnena i miljö och dricksvatten. Syftet med förslaget är att harmonisera lagstiftningen och förbättra skyddet för människors hälsa och miljön och innebär förändringar i EU:s miljökvalitetsnormer, dricksvattendirektivet och grundvattendirektivet. Under 2025 har förslaget till nytt prioämnesdirektiv uppdaterats och förslaget är att för ytvatten införa ett gränsvärde på 4,4 ng/l uttryckt som PFOA-ekvivalenter för PFAS 25 (PFAS 24 + TFA).

Den europeiska kemikaliemyndigheten (ECHA) har publicerat ett förslag för klassificering av TFA vilket är under granskning (2025) samtidigt som EFSA har fått i uppdrag att bedöma om TFA ska klassas som en relevant metabolit från bekämpningsmedel.

Enligt OECD:s definition är TFA en del av gruppen PFAS-ämnen men det ingår inte i PFAS Total i EU:s dricksvattendirektiv. Ett specifikt gränsvärde för TFA är det endast Danmark som infört, vilket ligger på 9 µg/l. Vägledande hälsobaserade värden finns dock i olika länder mellan 2,2 och 100 µg/l.

I juni 2025 kom SGI:s remiss för ny vägledning och riktvärden för PFAS i mark. Enligt det nya förslaget hamnar KM (känslig markanvändning) för PFAS 4 på 0,25 µg/kg TS och MKM (mindre känslig) på 1,2 µg/kg TS (Eurofins 2025). I båda fallen avses summan av PFAS 4 dvs PFOS, PFOA, PFNA och PFHxS. Naturvårdsverket genomför, med stöd av bland annat Statens geotekniska institut (SGI), en konsekvensanalys för att ta ställning till en eventuell uppdatering av riktvärden för PFAS i jord. I avvaktan på beslut om generella riktvärden för PFAS förordar Naturvårdsverket och SGI att de preliminära riktvärdena tillämpas.

Fördjupning: Vill du läsa mer?

Kemikalieinspektionen: Sammanställning över gränsvärden och riktvärden för PFAS ([Direktlänk](#))

Livsmedelsverket (2022): Vetenskapligt underlag för PFAS i dricksvatten ([Direktlänk](#))

SGU: Föreskrifter om kartläggning, riskbedömning och klassificering av status för grundvatten ([Direktlänk](#))

SGU: PFAS – gränsvärden och tillståndsklasser ([Direktlänk](#))

Havs- och vattenmyndigheten: Föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten ([Direktlänk](#))

SGI: Preliminära riktvärden för PFAS i mark och grundvatten ([Direktlänk](#))

Naturvårdsverket: Riktvärden för förorenad mark ([Direktlänk](#))

5 Källor och spridningsvägar

Faktaruta 5.1: Kända källor för PFAS-föroreningar

Det finns många kända källor för PFAS-föroreningar. Vid brandövningsplatser har PFAS-haltigt släckmedel ofta använts vid övningar, vilket lett till omfattande mark- och vattenföroreningar. Flygplatser har historiskt använt PFAS-baserade brandsläckningsskum, särskilt vid olyckor och övningar. Övriga platser där bränder släckts med PFAS-haltigt släckmedel inbegriper exempelvis industrier, fartyg, lagerlokaler och andra anläggningar där PFAS-skum använts via brandsläckare eller via sprinklersystem. Även vissa industrier är kända källor för PFAS-spridning, särskilt tillverkning av textilier, elektronik, förpackningar och kemikalier där PFAS används som ytbehandlingsmedel eller tillsats. Från avfalls- och återvinningsanläggningar kan PFAS spridas från produkter som hanteras eller bearbetas, exempelvis vid termisk behandling. Vid deponier och mellanlagringsplatser kan PFAS-haltigt avfall läcka ut till omgivande mark och vatten via lakvatten. Vid förbränningsanläggningar kan förbränning av PFAS-haltigt material kan leda till utsläpp i luft och aska, till exempel genom ofullständig förbränning av PFAS. En stor andel av den PFAS som i dag kommer via luftnedfall härstammar från köldmedier från kylskåp, frysar, luftkonditionering och värmepumpar. Flera bekämpningsmedel inom lantbruket och läkemedel och innehåller olika typer av PFAS.

Exempel på kända källor för PFAS-föroreningar:

- Brandövningsplatser
- Flygplatser (civila och militära)
- Övriga platser där bränder släckts med PFAS-haltigt släckmedel
- Industrier
- Avfalls- och återvinningsanläggningar
- Deponier och mellanlagringsplatser
- Förbränningsanläggningar
- Köldmedier
- Bekämpningsmedel
- Läkemedel

Eftersom PFAS inte produceras i Sverige kommer all PFAS från import – främst genom konsumentvaror och industriprodukter. Utöver detta sker en betydande atmosfärisk deposition av PFAS från internationella utsläpp. PFAS är mycket rörliga föroreningar som sprids lätt i vatten, jord och luft. Därför kan de nå miljön både från produktionsplatser, under användning eller genom hela produktens livscykel.

PFAS från punktkällor, inläckande förorenat grundvatten och diffusa utsläpp och från konsumentvaror sprids via spillvatten och avloppsreningsverk (Baresel et al. 2022), via dagvatten och via lakvatten från avfallsanläggningar och deponier. Dessutom sker spridning genom avrinning från förorenade områden, särskilt från brandövningsplatser och flygplatser, där PFAS kan spridas via grundvatten. Slutligen ackumuleras PFAS i naturen – i vattenmiljöer, levande organismer, djur och mark samt i sediment i sjöar.

5.1 PFAS spridningsvägar

PFAS är vattenlösliga och kan transporteras långa sträckor i grundvatten (Earon 2025). Kortkedjiga PFAS är särskilt rörliga och svåra att avlägsna. Jordens permeabilitet, lagerföljd och berggrundens egenskaper påverkar spridningen. Tunna och genomsläppliga jordlager ökar risken för spridning till djupare grundvatten och bergborrade brunnar.

Kortkedjiga PFAS är mer mobila och kan dominera längre bort från källan. Hydrogeologiska förhållanden, pH och organiskt kol påverkar sorption och därmed hur olika PFAS-föreningar fördelas och förändras i miljön. PFAS-signaturer i grundvatten kan vara relativt stabila över tid, men koncentrationer minskar med avstånd från källan.

Prekursorer (föregångsämnen) till PFAS kan omvandlas till PFAS över tid, vilket förlänger föroreningsproblemet och kan ge upphov till nya risker. Långkedjiga PFAS kan brytas ner mycket långsamt i miljön och bilda mer kortkedjiga PFAS som även är mer rörliga till exempel trifluorättiksyra (TFA). TFA är vattenlöslig, mobil och svår att avlägsna, vilket gör den till ett växande problem i grundvatten. Forskning visar att nya PFAS (t.ex. ersättningskemikalier för PFOA/PFOS) nu upptäcks i grundvatten, vilket förändrar den totala PFAS-profilen över tid (Baresel et al. 2022).

PFAS återfinns i dagvatten, från både regn och snösmältning samt även i basflöde från dagvattenledningar. Exempel på mätningar i Östersund visade att det område som innefattade stora delar av centrala staden, hade högst halter av PFAS 55 med en median på 144 ng/l i jämförelse med de andra områdena med mediankoncentrationer på 12,6–20,6 ng/l i dagvatten och 4,4–15,1 i basflöden (Ekin Kali 2024). PFAS finns i våra urbana dagvattensystem och detta kan vara en bidragande faktor till dess spridning.

Utsläpp av dagvatten kan påverka PFAS-koncentrationen i vattendrag, speciellt vid regnväder. Exempel på mätningar visar att summan av de kvantifierade PFAS-koncentrationerna (35 PFAS-ämnen) i vattendragen (Fyrisån i Uppsala, Ljurabäck i Norrköping och Storån i Söderköping) varierade från under rapporteringsgränsen till 84,7 ng/l under torrväder och ökade när vattendragen påverkades av utsläpp från dagvatten (0,87 till 102,3 ng/l). De högsta PFAS-koncentrationerna uppmättes nedströms stadsområden (vilket tyder på ett tydligt bidrag från dagvattenutsläpp) och/eller punktkällor längs vattendragen, exempelvis flygplatser (Johansson 2024).

5.2 PFAS i miljön

Naturskyddsföreningen har låtit analysera 26 olika PFAS-ämnen i ytvatten från 19 sjöar och vattendrag samt ett regnvattenprov i Sverige (Naturskyddsföreningen 2024). Dessa platser har sammanfattats i Tabell 5.1 PFAS hittades i alla provtagna sjöar och bäckar, samt i regnvattenprovet. Tabellen från rapporten som visas nedan är en sammanställning av resultaten uppdelat på egenskaper vid provtagningsplatsen.

Tabell 5.1

Översikt av mätvärden för analysparametrarna PFAS 26, PFAS 4 och TFA från en studie som genomfördes av Naturskyddsföreningen (se även fördjupningsrutan nedan).

Plats	PFAS 26 (ng/l)	PFAS 4 (ng/l)	TFA (ng/l)
Nära brandövningsområden			
Märstaån, nedströms Arlanda flygplats	1 051	290	580
Bottensjön Karlsborg, nära Karlsborgs flygplats	386	52	320
Bysjön Borlänge, nära brandövningsområde	327	13	310
I närheten av deponier			
2,5 km från Kagghamra deponi, Botkyrka	729	0,8	720
I närheten av industrier			
Munksjön, Jönköping	386	5,4	270
Gavleån, Valbo, Gävle	309	19	290
Hanöbukten, Nymölla	131	0,6	130
Diffus förorening			
Regnvatten, Stockholm	371	0,3	370
Östersjön, Rindö Vaxholm	174	1,4	170
Fjällbäck Ammarnäs	120		120

Fördjupning: Vill du läsa mer?

IVL-rapport C 182 (2016): Sammanställning av befintlig kunskap om föroreningskällor till PFAS-ämnen i svensk miljö, ([Direktlänk](#))

Umeå universitet/Naturvårdsverket: Miljöövervakning av utgående vatten och slam från svenska avloppsreningsverk: Resultat från år 2022 och 2023 och en sammanfattning av slamresultaten för åren 2004-2023 ([Direktlänk](#))

Örebro universitet/Naturvårdsverket: A Pilot Study of the Fluorinated Ingredient of Scotchgard Products and Their Levels in WWTP Sludge and Landfill Leachate from Sweden ([Direktlänk](#))

Örebro universitet/Naturvårdsverket: Screening of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in sediment and water close to paper industries ([Direktlänk](#))

SLU/Örebro universitet/Naturvårdsverket: Spridning av mikroföroreningar och per- och polyfluoralkylsubstanter (PFAS) till jordbruk vid bevattning med kommunalt avloppsvatten ([Direktlänk](#))

Luleå tekniska universitet (2024): Förekomst av per- och polyfluorerade alkylsubstanter (PFAS) i dagvatten från urbana områden i Östersund, Luleå tekniska universitet, 2024 ([Direktlänk](#))

Tidigare studier av PFAS i regnvatten visar att halterna PFAS varierar stort över året i Sverige. På Råö på västkusten varierade halten PFAS 4 mellan 7,7–61 ng per liter (Jansson 2019). På Visingsö som ligger i Vättern varierade halten PFAS 4 i regnvatten mellan 0,8–4,5 ng per liter (Björnsdotter 2022). Studier har även visat att närmare havskusten återfinns högre halter PFAS på grund av att PFAS ansamlas på havets yta och i havsprayaerosoler (små droppar från havet) som sprids vidare via atmosfären (Cousins 2022).

PFAS sprids även från havet till atmosfären via havsspray, där ämnena anrikas i vattenytan. När vågor bryts och bubblor sprängs, slungas små havspartiklar med PFAS ut i luften som en aerosol. Aerosolerna kan sedan transporteras långväga med vinden och faller sedan tillbaka till marken via regn eller torr deposition, och förorenar områden som ligger långt från de ursprungliga utsläppskällorna. Kustområden drabbas särskilt hårt av denna havssprayseffekt, där PFAS kan kontaminera mark, ytvatten och grundvatten. Havet fungerar alltså inte bara som en sänka för PFAS, utan som en källa till ny förorening genom denna spridningsprocess. Genom att PFAS kan återföras till land från havet skapas en kontinuerlig spridningscykel.

Extremt höga halter av PFAS har hittats i skum från havet. Längs den danska västkusten har koncentrationer upp till 1 700 000 ng/l upptäckts för fyra typer av PFAS i havsskum (Cousins 2022). Detta kan jämföras med det underliggande havsvattnet där nivån uppmättes till 9 ng/l samt det svenska riktvärdet för dricksvatten på 4 ng/l.

5.3 Fördjupning: Spridning av PFAS via släckskum

Sedan upptäckten, som gjordes i mitten av 1960-talet, att PFAS gav släckskum förbättrade släckegenskaper har PFAS använts flitigt i skumformuleringar. Anekdotiska berättelser nämner upp till 25 % PFOS i koncentrat, men mer nutida analyser av släckskum indikerar 0,5–3 % PFAS. Ursprungligen användes långkedjiga PFAS, men i takt med att kunskapen om deras negativa miljö- och hälsoeffekter växte övergick tillverkare till mer kortkedjiga PFAS. Typiskt innehöll de tidigare skumformuleringarna höga halter av PFOS, medan nyare generationer har innehållit högre halter av 6:2 FTS. Exakt innehåll i skumformuleringar är det endast tillverkarna som känner till. I samarbete med Myndigheten för civilt försvar analyserade Bäck (f.d. Mussabeck) PFAS i svenska räddningstjänsters skumlager. En sammanställning av arbetet presenteras i rapporterna

av Mussabek (2023) och Bäck (2025). Bland de mer än 75 skumkoncentrat som analyserades varierade halten PFAS 51 från 130–20 000 000 µg/l (2 %). PFAS 51 efter TOP-analys genomfördes inte för alla koncentrat, men kvoten mellan PFAS 51 efter och före TOP-analys varierade från ingen skillnad till mer än 3 000 gånger högre halt efter TOP. Det indikerar att det kan potentiellt finnas ett stort antal andra ämnen än de som ingår i PFAS 51-analysen.

Anmärkningsvärt från detta arbete är att nästan samtliga 51 analyserade substanser identifierades i analysen samt att en PFAS-targetanalys endast identifierar en bråkdel av alla PFAS. PFAS som i dag inte är reglerade kan kräva andra reningsmetoder än de etablerade (t.ex. kan katjoniska PFAS kräva material med en negativt laddad yta för att elektrostatiskt binda till denna).

Tillåtna halter i PFAS-fria skumkoncentrat

Även PFAS-fria släckskum tillåts innehålla låga halter av PFAS. i Tabell 5.2 finns en sammanfattning av det aktuella läget. Kommissionens nya förordning om PFAS i brandsläckningsskum, (EU) 2025/1988, av den 2 oktober 2025 är listat som en ändring av bilaga XVII till Europaparlamentets och rådets REACH-förordning (EG) nr 1907/2006 om per- och polyfluorerade alkylsubstanser i brandsläckningsskum.

Sammantaget innebär detta att PFAS kan (och troligen kommer att) förekomma i släckskum under lång tid framöver. Visserligen innebär sänkningen till en typisk haltnivå under 1 mg/l en betydande minskning. Påverkan från släckning av enstaka bränder kan därför förväntas minska. Under en övergångsperiod tillåts övning och funktionsprovning under förutsättning att alla utsläpp är inneslutna (fram till april 2027), samt att använda handbrandsläckare med PFAS-innehållande brandsläckningsskum (fram till 2031), samt viss användning inom flyg, offshore, marint och militärt (fram till oktober 2035).

Förordning	Inriktning	Datum	Kommentar avseende PFAS
Förordning (EU) nr 2019/1021 om långlivade organiska föreningar (POPs):	PFOS	Årsskiftet 2025/2026	I dagsläget tillåts koncentrationer upp till 10 mg/kg PFOS. Från årsskiftet 2025/2026 sänks denna gräns till 0,025 mg/kg för PFOS eller något av dess salter samt att summan av alla PFOS-besläktade föreningar ≤ 1 mg/kg.
	PFOA	2025-12-03 – 2028-08-03	Tillåts under vissa förutsättningar i system fram till 2025-12-03 samt med förhöjda haltgränser fram till 2028-08-03.
		Fram till 2028-08-03	1 mg/kg för PFOA eller dess salter 10 mg/kg för PFOA-besläktade föreningar
		Efter 2028-08-03	0,025 mg/kg för PFOA eller dess salter 1 mg/kg för PFOA besläktade föreningar
			10 mg/kg för PFOA, dess salter och PFOA-besläktade föreningar i fluorfritt släckskum som härrör från brandsläckningsutrustning som rengjorts innan byta av skumvätska
	PFHxS	Fram till 2026-08-26	0,025 mg/kg för PFHxS eller något av dess salter (0,1 mg/kg fram till 2026-08-26) samt att summan av alla PFHxS-besläktade föreningar ≤ 1 mg/kg.
Förordning (EG) nr 1907/2006 (Reach)	C9-C14	Fram till 2026-08-26	0,025 mg/kg för C9–C14 eller något av dess salter (0,1 mg/kg fram till 2026-08-26) samt att summan av alla C9–C14-besläktade föreningar ≤ 0,26 mg/kg. Här pågår ett arbete att begränsa C9–C21
	PFHxA (här förekommer vissa undantag):	Från 2026-04-10	25 ppb för PFHxA och dess salter 1 000 ppb för PFxA-besläktade föreningar
	PFAS (enligt OECD:s definition) ¹	Implementering av regelverket i den nya förordningen 2025/1988 fram till 2035	Summan av alla PFAS ≤ 1 mg/l Summan av alla PFAS i brandsläckningsskum begränsas till 1 mg/l med implementeringsstart från 2026 (utrustning som tidigare varit i kontakt med PFAS-innehållande släckskum och som noggrant rengjorts ≤ 50 mg/l). Från oktober 2030 får brandsläckningsskum med mer än 1 mg PFAS/l släppas ut på marknaden. Genom undantag som beskrivs i förordningens Bilaga punkt 5 får PFAS släppas ut på marknaden i en koncentration lika med eller högre än 1 mg/l för summan av alla PFAS. Undantag från förordningen tillämpas beroende på typ av användningsområde: <i>a) till och med den 23 oktober 2026 i brandsläckningsskum i handbrandsläckare,</i> <i>b) till och med den 23 april 2027 i alkoholbeständigt brandsläckningsskum i handbrandsläckare,</i> <i>c) till och med den 23 oktober 2035 i brandsläckningsskum avsett för i) de anläggningar som omfattas av direktiv 2012/18/EU; civil luftfart (inbegripet civila flygplatser) omfattas inte av detta undantag, ii) de anläggningar som tillhör olje- och gasindustrin till havs, iii) militära fartyg, iv) civila fartyg med brandsläckningsskum placerat ombord före den 23 oktober 2025.</i>

1 OECD (2021)

Tabell 5.2

Översikt över gällande och kommande EU-förordningar med gränsvärden och begränsningar för olika PFAS-ämnen i produkter.

Alternativ till PFAS

Exakt hur skumformuleringarna ser ut och vad som ingår är okänt för andra än tillverkarna. I ett antal vetenskapliga publikationer omnämns siloxaner som alternativ. Givet potentiellt negativa effekter av siloxaner bör ett varningens finger höjas och till dess att dessa effekter är till fullo utredda bör användningen vara restriktiv.

Rengöring av utrustning där brandskum med PFAS använts

I samband med att industrier och räddningstjänster har övergått till fluorfria släckskum har en korskontaminering av PFAS observerats. PFAS binder till material i utrustningen och frigörs sedan långsamt till det PFAS-fria skumkoncentratet, vilket innebär att PFAS kan förekomma även i släckmedel som deklarerats som PFAS-fria. Detta återspeglas i lagstiftningen där högre halter av PFAS tillåts i utrustning där en övergång redan skett, och forskning visar att det i dagsläget inte tycks finnas någon metod som kan rengöra utrustning fullständigt från PFAS (Dahlbom 2025a; Dahlbom 2025b).

Europeiska kemikaliemyndighetens (ECHA:s) vägledning EU Guidance for transitioning to Fluorine-Free Firefighting Foams (2025) understryker dessa problem genom att framhålla att avloppsvatten som uppstår vid användning av släckskum med en PFAS-halt på 1 mg/l eller högre måste samlas in separat och behandlas med tekniker som förstör eller irreversibelt omvandlar PFAS. Därmed får sådant vatten (t.ex. vatten från rengöring) inte släppas ut i det kommunala avloppsnätet (utan måste destrueras). Vidare klargör ECHA:s vägledning att ett avloppsreningsverk alltid har möjlighet att säga nej till att ta emot PFAS-haltigt avloppsvatten. Detta ligger i linje med gällande svenska regler där VA-huvudmannen enligt lagen om allmänna vattentjänster kan avvisa spillvatten som inte klassas som hushållsspillvatten om det kan innebära olägenhet för verksamheten. Enligt ECHA kan en vätska endast klassas som avloppsvatten om den inte omfattas av regleringen för POPs-avfall, om den är avsedd att ledas till avlopssystem eller reningsverk, om reningsverkets operatör uttryckligen godkänt att ta emot den, om PFAS-halten uppfyller lokala utsläppsvillkor och om reningsverket dessutom har lagligt tillstånd att ta emot industriellt eller PFAS-haltigt avloppsvatten. I praktiken innebär detta att stora volymer PFAS-haltigt vatten som uppkommer vid rengöring och hantering av kontaminerad brandsläckningsutrustning måste behandlas som särskilt avfall och destrueras genom metoder som säkerställer irreversibel nedbrytning av PFAS.

Fördjupning: Vill du läsa mer?

RISE: PFAS in the firefighting foam - Technical report (v2) ([Direktlänk](#))

Lunds universitet: Investigating PFAS in 1965–2022 Firefighting Foam stockpiles in Sweden ([Direktlänk](#))

Dahlbom S. (2025). Decontamination of PFAS-Contaminated Firefighting Equipment - A Review. *Journal of Hazardous Materials* ([Direktlänk](#))

RISE (2025): Nuvarande kunskapsläge kring PFAS-kontaminerad brandutrustning ([Direktlänk](#))

5.4 Risk för PFAS-utsläpp i samband med produkters end-of-cycle

I avfalls- och återvinningsanläggningar finns risk för spridning av PFAS i olika steg, till exempel utlakning till regnvatten från avfall som lagras. Det finns även risk för spridning av PFAS via luft, framför allt vid hanteringen av avfallet samt om avfallet inte är täckt vid lagring. Från luften kan PFAS spridas vidare genom nederbörd till vatten och mark. Vid återvinning sker någon slags bearbetning av materialet, såsom upphettning och omsmältning. Beroende på typ av material sker detta vid olika temperaturer; dessa processer innebär risk för utsläpp av PFAS via luften. Vissa fraktioner från

återvinningsprocessen går vidare till deponi (se nedan om risker för PFAS-utsläpp från deponier).

I Sverige hamnar vårt hushållsavfall inte på deponi men det gör industriavfall. Från deponier finns risk för läckage av lakvatten innehållande PFAS till mark samt grund- och ytvatten. Det finns även risk för spridning av PFAS via luft, framför allt vid hantering av avfall samt om deponin inte är täckt. Från luften kan PFAS spridas vidare genom nederbörd till vatten och mark.

Vissa produkter skickas till förbränning, bland annat produkter som innehåller höga halter av PFAS som exempelvis brandsläckningsskum samt avfall från vattenrening av PFAS (t.ex. filter/membran, adsorptionsmassor etc.). Här finns risk för utsläpp av PFAS till luft vid ofullständig förbränning. PFAS kan därefter spridas vidare genom nederbörd till vatten och mark. Vid förbränning bildas även restprodukter som aska. Dessa kan exempelvis gå vidare till avfalls- och återvinningsanläggningar eller läggas på deponi, vilket i sin tur innebär en risk för spridning. Detta beskrivs mer ingående i kapitel 10.

Fördjupning: Vill du läsa mer?

IVL-rapport C 182 (2016). Sammanställning av befintlig kunskap om föroreningskällor till PFAS-ämnen i svensk miljö ([Direktlänk](#))

Naturskyddsföreningen (2024): PFAS i dricksvatten och ytvatten, analysrapport oktober 2024 ([Direktlänk](#))

SGI (2025). Spridning av PFAS i grundvatten ([Direktlänk](#))

Naturvårdsverket: Miljöövervakning av utgående vatten och slam från svenska avloppsreningsverk, Resultat från år 2022 och 2023 ([Direktlänk](#))

Baresel C. et al.(2022). PFAS – hur kan svenska avloppsreningsverk möta utmaningen, SVU-rapport 2022-7 ([Direktlänk](#))

Revaq Årsrapport (2024): PFAS i slam från Revaq-certifierade reningsverk, se bilaga 2 ([Direktlänk](#))

6 Myndigheter och tillsyn

6.1 Tillsyn och tillsynsmyndigheter

Tillsyn enligt miljöbalken (MB) är ett centralt verktyg för att minska utsläpp och spridning av PFAS i Sverige. Miljöbalken anger att tillsynsmyndigheter ska kontrollera att lagar, regler och beslut följs, både på eget initiativ och efter anmälan. Tillsynen sker främst genom inspektioner och granskningar av verksamhetsutövares egenkontroll, men även genom förebyggande informationsinsatser och provning av tillstånd. På livsmedelsområdet (inkl. dricksvatten) heter det inte tillsyn utan kontroll, och tillsynsmyndigheterna heter kontrollmyndigheter.

Lagstiftningen som reglerar PFAS beskrivs mer utförligt i kapitel 3 i handboken medan detta kapitel syftar till att ge en djupare förståelse kring tillsyn och tillsynsvägledning som verktyg för att hantera PFAS-problematiken i samhället.

Som stöd för tillsynen finns tillsynsvägledning som tas fram av ansvariga myndigheter. I Tabell 6.1 visas en översikt över de mest centrala myndigheterna för tillsyn och tillsynsvägledning då det gäller olika ansvarsområden i arbetet med PFAS.

Tabell 6.1

Förenklad översikt över myndigheter, deras ansvarsområde och roll i tillsyn.

Myndighet	Område	Roll i tillsyn
Livsmedelsverket (SLV)	Dricksvatten (livsmedel)	Nationell vägledning, föreskrifter, riskbedömningar, vägledning och stöd till kontrollmyndigheter och verksamhetsutövare.
Naturvårdsverket (NV)	Spillvatten (miljö), förorenade områden, miljöfarliga verksamheter, avfallshantering och deponier, miljöövervakning	Föreskrifter, nationell tillsynsvägledning enligt miljöbalken, strategier för förorenade områden, stöd till länsstyrelser och kommuner. Finns ingen tillsynsvägledning för PFAS specifikt för spillvatten, slam och dagvatten. Leder arbetet med nationell samordning och vägledning för PFAS-frågor.
Havs- och vattenmyndigheten (HaV)	Vattenmiljö och små avlopp	Nationell vägledning och samordning av vattenförvaltningen och vattenmyndigheterna. Vägledning och tillsynsvägledning till kommuner och länsstyrelser om sådana vattenskyddsområden som inrättas med stöd av miljöbalken. Vägledning tillsammans med Naturvårdsverket för hur provningen av tillstånd till användning av bekämpningsmedel inom vattenskyddsområden kan genomföras.
Kemikalieinspektionen (KEMI)	Kemikalier och produkter	Reglering av kemikalier och produkter (inkl. PFAS och bekämpningsmedel) enligt Reach och nationella regler, tillsynsvägledning för kemikaliehantering.
Folkhälsomyndigheten (Fohm)	Vägledning om hälsorisker	Vägledning om hälsorisker, rådgivning till kommuner och regioner, samverkan i PFAS-nätverk. Folkhälsomyndigheten ger tillsynsvägledning enligt miljöbalkens hälsoskyddsregler men utöver ingen direkt tillsyn.
Försvarsinspektören för hälsa och miljö (FIHM)	Försvarsmakten, försvarets materielverk, fortifikationsverket och försvarets radioanstalt samt militära anläggningar som ägs av fortifikationsverket	Tillsyn och kontroll inom bland annat miljö- och hälsoskydd, livsmedelssäkerhet, djurskydd, hälso- och sjukvård och smittskydd. FIHM beslutar om verksamheten eller åtgärden är godtagbar samt meddelar försiktighetsmått som måste vidtas för att verksamheten eller åtgärden inte ska medföra risk för människors hälsa eller miljön. FIHM kontrollerar även att Försvarsmakten och de andra myndigheterna följer gällande miljötillstånd.
Boverket	Plan- och byggfrågor	Ingen direkt roll i PFAS-tillsyn men kan ge vägledning kring byggmaterial och avfall om PFAS förekommer. Ansvarar för material i kontakt med dricksvatten

Myndighet	Område	Roll i tillsyn
Länsstyrelserna (Lst)	Regional tillsyn & tillstånd	Operativ tillsyn enligt miljöbalken, samordning av kommunal tillsyn, inventering av förorenade områden. Tillsyn av vattenskyddsområden som beslutas av länsstyrelsen. Ansvarar för provning av tillstånd inom vattenskyddsområden som beslutas av länsstyrelsen.
Kommunerna (KOM)	Tillsyn och kontroll inom kommunen	Miljönämnderna ansvarar för tillsyn av verksamheter i kommunen, provtagning, förelägganden om åtgärder och sanering. Tillsyn och kontroll innebär att miljönämnden arbetar med lagefterlevnad och att bevaka miljö- och hälsoskyddsintressen inom kommunen. Arbetet innefattar bland annat hälsoskydd, livsmedelskontroll, miljöskydd och naturvård. Inkluderar tillsyn och kontroll av dricksvattenanläggningar, tillsyn av avloppsreningsverk, små avlopp, enskilda dricksvattenbrunnar, kommunal VA-verksamhet inkl. dagvatten, samt förorenade områden (sanering, länshållning och massahantering) och miljöfarliga verksamheter

Naturvårdsverket är sammankallande för ett nationellt PFAS-myndighetsnätverk ([Direktlänk](#)) som syftar till att samordna och ge stöd till de operativa tillsyns- och kontrollmyndigheterna. Nätverkets deltagare är bl.a. Kemikalieinspektionen, Livsmedelsverket, Naturvårdsverket, Myndigheten för civilt försvar, Sveriges geologiska undersökning, Statens geotekniska institut, Havs- och vattenmyndigheten och Länsstyrelsen. Nätverket har tagit fram en guide för ansvar, kontroll och hantering av PFAS som publiceras på [Kemikalieinspektionens webbplats](#).

Fördjupning: Vill du läsa mer?

Naturvårdsverket: Högfluorerade ämnen i miljö, PFAS ([Direktlänk](#))

Naturvårdsverket: Tillsyn av PFAS-förorenade områden (stommen till det fortsatta vägledningsarbetet) ([Direktlänk](#))

Naturvårdsverkets branschlista förorenade områden uppdaterad med PFAS ([Direktlänk](#))

Naturvårdsverket: Bidrag till länsstyrelserna för att genomföra verifierande provtagning på misstänkt PFAS-förorenade platser ([Direktlänk](#))

6.2 Tillsyn utifrån miljöbalken

PFAS är ett av 21 prioriterade fokusområden i den nationella tillsynsstrategin enligt miljöbalken (Naturvårdsverket u.å.a) för perioden 2026–2029. En utpekad insats är att kommuner och länsstyrelser ska utföra tillsyn på verksamheter där sannolikheten är stor att PFAS används. I tillsynen kontrolleras PFAS-användningens tillåtlighet, verksamhetsutövarens arbete att byta ut produkter innehållande PFAS enligt produktvalsprincipen samt verksamhetsutövarens egenkontroll av förekomst av PFAS i utgående spillvatten.

Naturvårdsverket har gjort ett riskbaserat urval av verksamheter för tillsyn av produktvalsprincipen (Naturvårdsverket u.å.b) med fokus på PFAS, vilket i första hand riktar in sig på verksamheter där sannolikheten är stor att PFAS används eller har använts. Detta är till exempel verksamheter som tillverkar, använder eller har lager av brandskum (räddningstjänster, flygplatser och industri), tillverkare av papper eller kartong, textil, kemiska produkter såsom bilvårdsprodukter, tvätt och rengöringsmedel, verksamheter som bearbetar metall genom hård- eller dekorativ förkromning, hanterar eller tillverkar F-gaser, eller tillverkar byggprodukter och medicinteknisk utrustning.

I Tabell 6.2 redovisas de kapitel i miljöbalken som är särskilt relevanta för VA-verksamheter och kommuner inklusive en mer detaljerad beskrivning av de relevanta bestämmelserna.

Tabell 6.2

Urval av de mest relevanta delarna i miljöbalken uppdelat på kapitel, avsnitt och paragraf.

2 kap. Allmänna hänsynsregler	Hänsynsregler	2 § Alla som bedriver eller avser att bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd skall skaffa sig den kunskap som behövs med hänsyn till verksamhetens eller åtgärdens art och omfattning för att skydda människors hälsa och miljön mot skada eller olägenhet. 3 § Alla som bedriver eller avser att bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd skall utföra de skyddsåtgärder, iaktta de begränsningar och vidta de försiktighetsmått i övrigt som behövs för att förebygga, hindra eller motverka att verksamheten eller åtgärden medför skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. I samma syfte skall vid yrkesmässig verksamhet användas bästa möjliga teknik. 4 § Den som bedriver eller avser att bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd ska undvika att använda eller sälja kemiska produkter eller varor som kan befaras medföra risk för människors hälsa eller miljön, om de kan ersättas med sådana produkter som kan antas vara mindre farliga (den s k produktvalsprincipen)
	Rimlighetsavvägning	7 § Kraven i 2-5 §§ och 6 § första stycket gäller i den utsträckning det inte kan anses orimligt att uppfylla dem. Vid denna bedömning ska särskild hänsyn tas till nyttan av skyddsåtgärder och andra försiktighetsmått jämfört med kostnaderna för sådana åtgärder. När det är fråga om en totalförsvarsverksamhet eller en åtgärd som behövs för totalförsvaret, ska vid avvägningen hänsyn tas även till detta förhållande.
5 kap. Miljökvalitetsnormer och miljö-kvalitetsförvaltning	Risker för kvaliteten på dricksvatten	6 b § Den myndighet som regeringen bestämmer ska bevaka risker i tillrinningsområdena för dricksvattenuttag för sådant som kan påverka kvaliteten på dricksvatten.
	Åtgärdsprogram	7 § Om det behövs för att följa en miljökvalitetsnorm eller för att skydda kvaliteten på dricksvatten, ska regeringen eller den eller de myndigheter eller kommuner som regeringen bestämmer upprätta ett förslag till åtgärdsprogram. 9 § Ett åtgärdsprogram får omfatta all verksamhet och alla åtgärder som kan påverka möjligheten att följa miljökvalitetsnormer eller påverka kvaliteten på dricksvatten.
7 kap. Skydd av områden	Vattenskyddsområde	21 § Ett mark- eller vattenområde får av länsstyrelsen eller kommunen förklaras som vattenskyddsområde till skydd för en grund- eller ytvattentillgång som utnyttjas eller kan antas komma att utnyttjas för vattentäkt. 22 § I lagrummet anges bland annat att för ett vattenskyddsområde ska länsstyrelsen eller kommunen meddela sådana föreskrifter om inskränkningar i rätten att förfoga över fastigheter inom området som behövs för att tillgodose syftet med området.
9 kap. Miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd	Tillstånds- och anmälningsplikt för miljöfarlig verksamhet	6 a § Även om tillståndsplikt inte följer av föreskrifter som har meddelats med stöd av 6 §, får tillsynsmyndigheten besluta att förelägga en verksamhetsutövare att ansöka om tillstånd, om verksamheten eller åtgärden kan antas medföra betydande miljöpåverkan. 8 § Ansökan om tillstånd till miljöfarlig verksamhet prövas av mark- och miljödomstolen.

Tabell 6.2 forts. →

10 kap. Verksamheter som orsakar miljöskador		1 § Med föroreningsskada avses i detta kapitel en miljöskada som genom förorening av ett mark- eller vattenområde, grundvatten, en byggnad eller en anläggning kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. Med allvarlig miljöskada avses i detta kapitel en miljöskada som är så allvarlig att den 1. genom förorening av mark utgör en betydande risk för människors hälsa, 2. genom påverkan på ett vattenområde eller grundvatten har en betydande negativ effekt på kvaliteten på vattenmiljön
	Skyldighet att underrätta tillsynsmyndigheten	11 § Den som äger eller brukar en fastighet skall oavsett om området tidigare ansetts förorenat genast underrätta tillsynsmyndigheten om det upptäcks en förorening på fastigheten och föroreningen kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. 13 § Om det upptäcks att en allvarlig miljöskada har uppstått, skall verksamhetsutövaren genast underrätta tillsynsmyndigheten om detta och redogöra för de åtgärder som verksamhetsutövaren har vidtagit och kommer att vidta samt de ytterligare åtgärder som kan behöva vidtas för avhjälpande.
	Föreläggande om avhjälpande vid allvarliga miljöskador	14 § Tillsynsmyndigheten skall pröva om de åtgärder som verksamhetsutövaren har redogjort för enligt 12 eller 13 § är lämpliga och tillräckliga. Tillsynsmyndigheten skall sedan förelägga verksamhetsutövaren att vidta de åtgärder för avhjälpande som behövs enligt 5 §.
	Miljöriskområden	15 § Om ett mark- eller vattenområde är så allvarligt förorenat att det med hänsyn till riskerna för människors hälsa och miljön är nödvändigt att besluta om begränsningar i markanvändningen eller andra försiktighetsmått, skall länsstyrelsen förklara området som miljöriskområde. Vid förklaringen skall föroreningarnas hälso- och miljöfarlighet, föroreningsgraden, förutsättningarna för spridning och den omgivande miljöns känslighet beaktas.

Tillståndsvillkor och tillsynskrav enligt miljöbalken får inte riktas mot VA-huvudmannen om att denne ska ställa krav på åtgärder i anslutna verksamheter. Däremot kan VA-huvudmannen delta vid den operativa tillsynen av anslutna verksamheter som den ansvariga tillsynsmyndigheten genomför. Kommunen kan i *Kommunala föreskrifter om användningen av den allmänna VA-anläggningen* (KFVA) ställa krav på den kvalitet som avloppsvattnet måste ha för att få släppas till avloppsnätet. Om utsläppsvärdena i dessa föreskrifter är strängare än villkoren i ett tillstånd eller enligt miljöbalkens hänsynsregler, ska föreskrifternas värden följas. Om däremot tillståndsvillkoren eller hänsynsreglerna är strängare än de kommunala föreskrifterna, ska verksamhetsutövaren följa villkorets krav.

6.3 Lagen om allmänna vattentjänster och lagstöd för att ställa krav på verksamheter uppströms

Enligt lagen (2006:412) om allmänna vattentjänster (LAV/vattentjänstlagen) beslutar kommunen om verksamhetsområden och ser till att behovet av allmänna vattentjänster snarast, och så länge behovet finns kvar, tillgodoses i verksamhetsområdet genom en allmän VA-anläggning.

Huvudmannen kallas den som äger en allmän VA-anläggning och som bestämmer förbindelsepunkt för en eller flera vattentjänster. Huvudmannen ansvarar för driften av VA-anläggningen genom att antingen sköta den själv eller upplåta det till någon annan. Lagen ger även kommunen och huvudmannen rätt att ta ut avgifter enligt en av kommunfullmäktige beslutad VA-taxa. VA-avgifterna får i princip inte överskrida de kostnader som är nödvändiga för att ordna och driva anläggningen.

Vattentjänstlagen innebär rättigheter och skyldigheter för både kommunen, huvudmannen och användarna (Tabell 6.3). Kommunen har rätt att genom användningsföreskrifter (KFVA/ABVA) mer i detalj till exempel ange vilka ämnen som inte får släppas ut till den allmänna anläggningen. Det finns genom detta både stöd i lagen och i föreskrifter för att ställa krav på innehållet i det spillvatten som släpps till den allmänna anläggningen. Kraven gäller både verksamheter som ligger uppströms och andra VA-abonnenter/kunder. Även avtal kan innebära att särskilda åtaganden gäller för en verksamhet både utanför och inom verksamhetsområde.

Tabell 6.3

Översikt över några viktiga ansvarsområden för en VA-huvudman, vilka lagrum som gäller och krav samt rättigheter som kan finnas.

Ansvarsområde VA-huvudman	Lagrum	Krav som uppstår mot kommunen	Rättigheter för kommunen att ställa krav på andra verksamheter
Säkerställa vattenförsörjning och därmed leverans av säkert dricksvatten	Vattentjänstlagen (LAV) samt Livsmedelsverkets föreskrifter LIVSFS 2022:12	Gränsvärden	10 kap. miljöbalken 1 §: "Med föroreningsskada avses i detta kapitel en miljöskada som genom förorening av ett mark- eller vattenområde, grundvatten, en byggnad eller en anläggning kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön."
Säkerställa omhändertagandet av spillvatten	9 kap. miljöbalken: "Definitioner 1 § Med miljöfarlig verksamhet avses 1. utsläpp av avloppsvatten, fasta ämnen eller gas från mark, byggnader eller anläggningar i mark, vattenområden eller grundvatten."	Regler för utsläpp av spillvatten	Av 21 § LAV följer bl.a. att fastighetsägare inte får tillföra en allmän VA-anläggning sådant som kan skada den eller sådant som gör det svårt för VA-huvudmannen att uppfylla ställda krav eller skapar olägenheter för huvudmannen eller annan. Kravställning på sammansättning av avloppsvatten: Enligt 2 kap miljöbalken och rimlighetsavvägning i 7 §: "Kraven i 2–5 §§ och 6 § första stycket gäller i den utsträckning det inte kan anses orimligt att uppfylla dem."
Förse med möjligheter för dagvattenhantering i ett större sammanhang		Möjligheter till fysiskt omhändertagande	Kravställning av skyddsåtgärder enligt plan- och bygglagen (PBL) 4 kap § 12 skyddsåtgärder för att motverka markförorening.
Omhändertagande av avfall	Avfallsförordningen (SFS 2001:1063) reglerar hur avfall ska hanteras.		Kommunen har rätt att ställa krav på sortering och hantering av avfall enligt avfallsförordningen och lokala föreskrifter.

6.4 Kommunal tillsyn av PFAS

Nedansammanfattas några praktiska rekommendationer vid tillsyn av PFAS. Kommunen har tillsynsansvar enligt 26 kap. miljöbalken för miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd.

- *Inventera riskkällor:* Identifiera verksamheter och platser där PFAS kan förekomma (brandövningsplatser, deponier, avloppsreningsverk, industrier).
- *Provtagning och analys:* Ställ krav på provtagning av vatten såsom ytvatten, grundvatten, dagvatten och lakvatten och mark vid misstänkt PFAS-förorening.
- *Gränsvärden som styr tillsyn:* Tillsynens fokus är att kontrollera att verksamhetsutövare följer gränsvärden där utgångspunkten är nationella och EU-gränsvärden för PFAS i dricksvatten och miljö.
- *Lakvatten från deponier:*
 - Kontrollera anslutning till Revaq-certifierade reningsverk.
 - Förelägg om rening till tolerabel nivå enligt Revaq-manualen om anslutning kvarstår.
 - Bedöm risker för råvattenskydd och recipient innan beslut om bortkoppling.
 - Bedöm risk för grundvattenpåverkan.

-
- *Samverkan internt*: Säkerställ samarbete mellan miljöförvaltning, VA-organisation och tekniska kontoret.
 - *Förelägganden och åtgärder*: Vid överskridande av gränsvärden ska kommunen förelägga om åtgärder, exempelvis sanering, rening eller förändrade rutiner. Miljöbalkens hänsynsregler (inkl. produktvalsprincipen) kan tillämpas för att kräva substitution av PFAS där möjligt.
 - *Kommunikation med verksamhetsutövare*: Informera om risker, lagkrav och möjliga reningslösningar.
 - *Dokumentera och följ upp*: Skapa rutiner för uppföljning av provtagning och åtgärder.

Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (LIVSFS 2022:12) anger att kontroll ska fastställa att dricksvattenproducenter uppfyller alla krav för säkert vatten. Kontroll av dricksvattenanläggningar innefattar fastställande av dokumentation som berör hela dricksvattenkedjan så som faroanalys (HACCP), HACCP-plan och rutiner för egenkontroll.

6.5 Länsstyrelsens tillsyn av verksamheter

Sedan 2023 kartlägger Länsstyrelserna var i länet det kan finnas PFAS i marken, ytvatten och grundvatten vilket sammanställs för att skapa en bild av hur omfattande problemen med PFAS är. Kartläggningen rapporteras till Naturvårdsverket. Länsstyrelsen ansvarar för tillsyn av verksamheter enligt miljötillsynsförordningen, med undantag för de fall där kommunen har infört tillståndsplikt för vissa vattentäkter. Tillsynsansvaret kan vid behov delegeras till kommuner. Praktiskt innebär tillsynen provtagning av vatten och lakvatten, riskbedömning, förelägganden om rening eller bortkoppling, samt samverkan mellan myndigheter för att minska spridningen av PFAS i vattenmiljöer och skydda dricksvattenresurser. Vilka underlag som finns att använda vid tillsyn kan variera mellan tillsynsmyndigheterna.

Det är viktigt att beakta vattenförvaltningens arbete och relevanta miljökvalitetsnormer vid tillsyn. Tillsynsmyndigheten kan, i samband med handläggningen, ställa krav på verksamhetsutövaren att genomföra åtgärder som redan är aktuella enligt åtgärdsprogrammet. Om det tydligt framgår att samma verksamhetsutövare bidrar till att miljökvalitetsnormerna riskerar att inte uppnås, kan myndigheten ställa höga krav på åtgärder och även begära en redovisning av hur verksamheten kan anpassas för att normerna ska följas.

Vid tillsyn kan ett tillstånds rättskraft (24 kap. 1 § miljöbalken) begränsa möjligheten att ställa nya krav på frågor som redan prövats. Däremot kan tillsyn leda till förbud, rättelse, omprövning eller återkallelse av tillståndet om det behövs för att uppfylla en miljökvalitetsnorm. Detta gäller exempelvis om en verksamhet försämrar eller riskerar att försämma statusen i en vattenförekomst eller försvårar att normen uppnås.

6.6 Tillsyn av vattenskyddsområden

Havs- och vattenmyndigheten ansvarar för nationell tillsynsvägledning avseende vattenskyddsområden, medan länsstyrelsen normalt är operativ tillsynsmyndighet och kan delegera tillsynen till kommunen. Tillsynen av vattenskyddsområden omfattar kontroll av att skyddsföreskrifter följs, granskning av anmälnings- och tillståndspliktiga verksamheter samt förelägganden vid överträdelse. Arbetet sker i samverkan mellan berörda myndigheter för att säkerställa skyddet av dricksvattenresurser.

Fördjupning: Vill du läsa mer?

Naturvårdsverket: Inventering av förorenade områden ([Direktlänk](#))

Naturvårdsverkets branschlista förorenade områden 2025 ([Direktlänk](#))

Miljösamverkan Sverige: Tillsyn av vattenverksamhet ([Direktlänk](#))

Miljösamverkan Sverige: Information om hur man ska hantera miljökvalitetsnormer (MKN) ([Direktlänk](#))

Miljösamverkan Sverige: Samråd enligt 6 kap. miljöbalken. Handläggarstöd ([Direktlänk](#))

Miljösamverkan Sverige: Handlingsplaner som verktyg vid tillsyn av förorenade områden ([Direktlänk](#))

Länsstyrelserna: PFAS vid deponier. Handläggarstöd med fokus på PFAS i lakvatten ([Direktlänk](#))

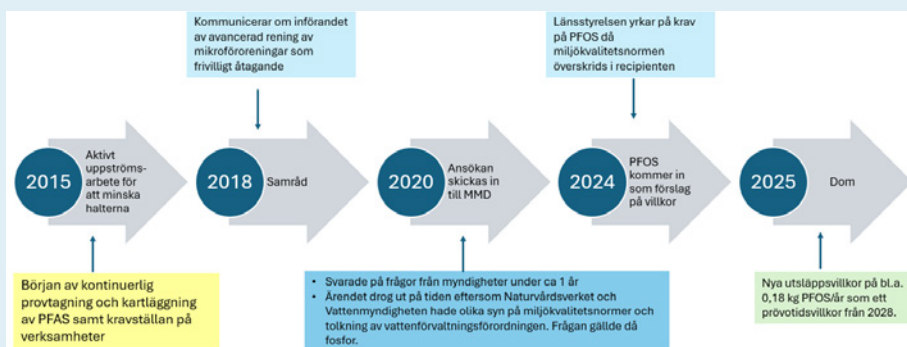
Miljösamverkan Sverige: Publikationer som rör miljösamverkan ([Direktlänk](#)) & ([Direktlänk](#))

Provtagning och flödesmätning vid avloppsreningsverk ([Direktlänk](#))

Underlag om uppmätta halter i olika typer av vatten ([Direktlänk](#))

Fallstudie 6.1: Avloppsreningsverk, Uppsala Vatten och Avfall, Kungsängsverket

I denna fallstudie beskriver Uppsala Vatten och Avfall sin PFAS-resa som sammanfattas i Figur 6.1.



Figur 6.1

Tidsaxel av händelse, beslut och aktioner.

Bakgrund: Behov av ett nytt tillstånd

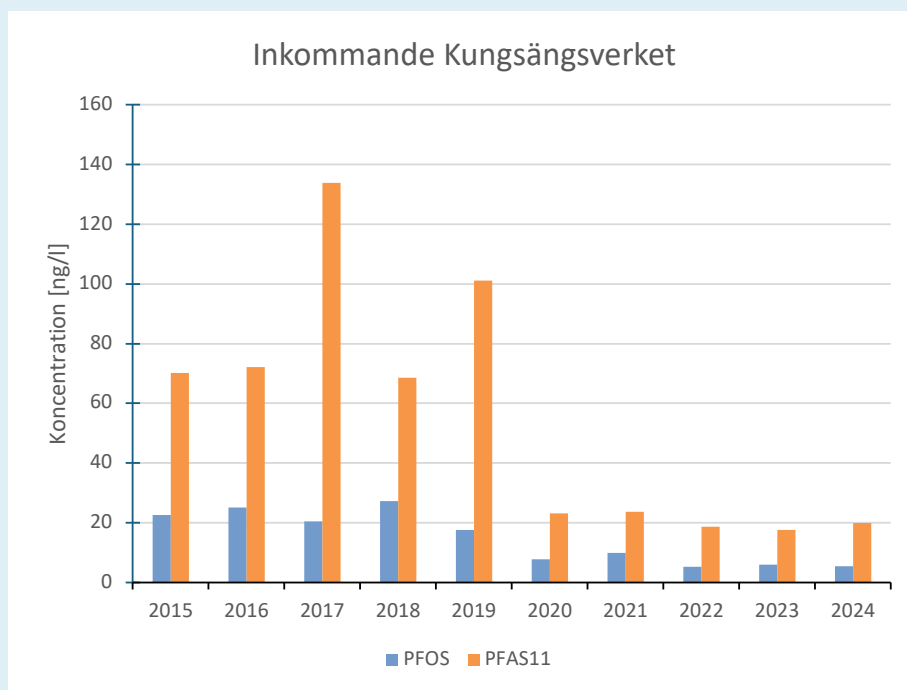
Kungsängsverket är Uppsalas största reningsverk och behandlar spillvatten från ca 200 000 personer och anslutna verksamheter i Uppsala. I februari 2025 beviljades Kungsängsverket ett nytt miljötillstånd för att kunna öka kapaciteten och förbättra reningen. Det nya tillståndet innehåller bland annat ett provotidsvillkor gällande PFOS.

Mark- och miljödomstolen har med stöd av 22 kap. 27 § första stycket miljöbalken skjutit upp frågan om villkor för den avancerade reningen avseende PFOS. Under provotiden ska Uppsala Vatten utreda de miljömässiga, tekniska och ekonomiska förutsättningarna för uppströmsarbete och avskiljning av PFOS vid reningsverket. Utredningen ska beakta de miljömässiga konsekvenserna av att andelen renat avloppsvatten i recipienten varierar med säsong. Arbetet ska planeras i samråd med tillsynsmyndigheten och redovisas till domstolen senast fem år efter att tillståndet tagits i anspråk. Fram till dess gäller ett provisoriskt villkor som innebär att utsläppen från Kungsängsverket från och med den 1 januari 2028 inte får överstiga 0,18 kg PFOS per år.

Fallstudie 6.1: Uppsala Vatten och Avfall, forts.

PFAS i Uppsala

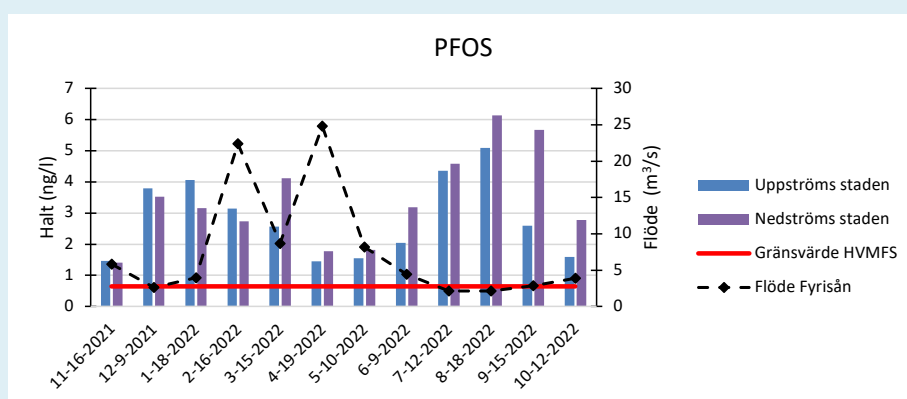
Uppsala Vatten har arbetat aktivt med frågan om PFAS sedan år 2012 när det upptäcktes förhöjda halter i dricksvattnet. Månadsvis provtagning i både inkommande och utgående spillvatten samt avloppsslammet har pågått sen år 2015 och Uppsala Vatten har sedan dess arbetat aktivt med kartläggning och uppströmsåtgärder för att minska halterna i spillvattnet. Framför allt har två tydliga punktkällor identifierats där användandet av brandskum förorenat marken hos två anslutna verksamheter och lett till förhöjda halter i spillvattnet. Uppströmsåtgärder har lett till att halterna in till Kungsängsverket har minskat kraftigt sedan år 2015 (Figur 6.2).



Figur 6.2

Årsmedel av inkommande halter av PFOS samt PFAS 11 till Kungsängsverket i Uppsala från 2015 till 2024.

En kartläggning av halterna i Fyrisån visade att gällande gränsvärde för PFOS enligt Havs och Vattenmyndighetens föreskrifter "Klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten" (HVMFS 2019:25) på 0,65 ng/l överskrids både uppströms och nedströms staden (Figur 6.3).



Figur 6.3

Uppmätta halter av PFOS i Fyrisån vid provpunkt Klastorp (uppströms staden) samt Vindbron (nedströms staden). Proverna är tagna som stickprov en gång i månaden. Flödet i Fyrisån redovisas vid respektive provtagningstillfälle.

Vägen till villkor för PFOS

Redan vid samrådet år 2018 kommunicerade Uppsala Vatten att en avancerad rening för avskiljning av mikroföroreningar som läkemedelsrester och PFOS kommer att byggas i det nya reningsverket. Utgångspunkten var ett frivilligt åtagande för att förbättra kvaliteten i Fyrisån.

Fallstudie 6.1: Uppsala Vatten och Avfall forts.

Tillståndsansökan lämnades in år 2020 men drog ut på tiden eftersom Naturvårdsverket och Vattenmyndigheten hade olika syn på lagstiftningen gällande miljökvalitetsnormer. I det här fallet gällde frågan miljökvalitetsnormen för fosfor och huruvida undantaget i vattenförvaltningsordningen skulle användas.

Under slutet av år 2024, när frågan gällande fosfor var utredd, inkom ett yttrande från länsstyrelsen som yrkar på villkor gällande utsläpp av PFOS för att kunna uppfylla miljökvalitetsnormen (0,65 ng/l, HVMFS 2019:25). Villkoret baseras på att utsläppet från reningsverket inte ensamt ska orsaka halter över gällande gränsvärde oavsett andra föroreningskällor.

Då det finns osäkerheter kring rening av PFOS på avloppsreningsverk, hur mycket som kan åstadkommas med uppströmsåtgärder samt hur villkoret ska utformas skjuts frågan om slutliga villkor upp och Uppsala Vatten ska inom fem år efter att tillståndet tagits i anspråk redovisa resultat av utredningen och förslag på slutliga villkor. Utredningen ska fokusera på de miljömässiga, tekniska och ekonomiska förutsättningarna för uppströmsarbete och avskiljning av PFOS vid reningsverket.

Under provotiden gäller att från och med år 2028 får maximalt 0,18 kg PFOS per år avledas till recipient. Villkoret gäller först från och med år 2028 med hänvisning till gällande tidsundantag för PFOS i vattenförekomsten gällande miljökvalitetsnormer.

Konsekvenser av provotidsvillkor

Utsläppen från reningsverket ligger idag nära gränsvärdet på 0,18 kg/år (Tabell 6.4).

År	Flöde [m ³ /år]	PFOS [kg/år]	PFOS [ng/l]
2015	17 943 400	0,40	22,5
2016	16 718 100	0,32	19,2
2017	17 726 700	0,25	14,2
2018	18 185 600	0,53	28,9
2019	18 951 600	0,32	16,9
2020	18 077 500	0,19	10,5
2021	18 230 200	0,25	13,8
2022	17 852 500	0,13	7,4
2023	19 493 700	0,17	8,7
2024	20 015 600	0,14	7,0

Uppströmsåtgärder har bidragit till rejält minskade mängder sedan 2019, men det finns fortfarande en stor variation i utsläppen och årsmängden är svår att förutspå. Den varierar dels med inkommande flöde där PFOS-koncentrationen, till skillnad från näringsämnen, tenderar att öka något. Det indikerar att tillskottsvatten är en möjlig PFOS-källa och gör det svårt att förutspå mängderna från år till år. Det finns även en stor analysosäkerhet för PFOS vilket gör att enskilda värden kan påverka resultatet.

Den bästa åtgärden för att minska spridningen av PFOS är att arbeta med uppströmsåtgärder som hindrar att PFOS sprids till reningsverket. Det finns däremot en osäkerhet kring när i tiden förbättringen kan ske. För att klara ett skarpt mängdvillkor redan år 2028 behöver Uppsala Vatten därför även förbereda för rening av PFOS.

Den planerade fullskaleanläggningen för rening av mikroföroreningar kommer inte kunna driftsättas förrän år 2035. Det innebär att det krävs en tillfällig rening under tiden för att säkerställa att Uppsala Vatten klarar provotidsvillkoret. En sådan lösning kommer innebära stora kostnader och miljöpåverkan men endast kunna avskilja en mindre mängd PFOS. Eftersom utsläppen från reningsverket endast är en del av den totala belastningen på Fyrisån kommer effekten att vara begränsad.

Tabell 6.4

Årsmängd och medelhalt av PFOS i utgående vatten från Kungsängsverket baserat på flödesvägt månadssamlingsprov. Gränsvärdet för PFOS-utsläpp från Kungsängsverket är 0,18 kg PFOS/år i provotidsvillkoret som gäller från 1 januari 2028.

Fallstudie 6.1: Uppsala Vatten och Avfall forts.

Slutsats

Eftersom långtgående rening av PFAS i avloppsreningsverk är kostsam och medför stor klimatpåverkan, samtidigt som det finns flertal spridningsvägar till miljön, är det nödvändigt att arbeta parallellt med flera åtgärder. Det krävs en kombination av både uppströmsåtgärder och eventuell avskiljning vid reningsverk samt både kortsiktiga och mer långsiktiga lösningar. Vid utformning av krav på reningsverk är det viktigt att ta hänsyn till platsspecifika förutsättningar och att miljö, ekonomi och tekniska förutsättningar utreds för att hitta den bästa lösningen.

Fallstudie 6.2: Swedavia - Arlanda

Swedavia har under perioden 2006 - 2025 arbetat systematiskt för att hantera PFAS-föroreningar, som främst har sitt ursprung i historisk användning av brandsläckningsskum innehållande PFOS och PFOA. Efter att riskerna med PFAS blev kända har bolaget infört förbud mot PFAS-haltigt skum, sanerat utrustning och övergått till PFAS-fria alternativ. Ansvarsfrågan är komplex och regleras delvis av avtal där staten ersätter Swedavia för kostnader kopplade till miljöskuld fram till 2010. Arbetet följer Naturvårdsverkets vägledning för efterbehandling av förorenade områden och omfattar kartläggning, riskbedömning, åtgärdsutredning, samt uppföljning och kontroll. Flera pilotförsök har genomförts för att utvärdera och optimera renings-tekniker, såsom jonbytteteknik och aktivt kol, vilka visat på över 95 % reduktion av PFAS i vatten. Andra tekniker som testats är SAFF-teknik, barriärer av aktivt kol, samt immobilisering av PFAS i yttjord. Vid Arlanda har permanenta reningsverk installerats för dagvatten, och Kolsta spillvattenreningsverk har infört kemisk fällning med goda resultat. Swedavia måste förhålla sig till strikta myndighetskrav och skärpta gränsvärden för PFAS, vilket driver på utvecklingen av nya reningstekniker och utbyggnad av anläggningar. Utmaningar inkluderar förändrade krav från myndigheter och intressenter, nya domar och skadeståndsanspråk, samt behov av nya analysmetoder. Samverkan med branschaktörer, myndigheter och forskare är central för att hitta kostnadseffektiva och hållbara lösningar.

6.7 Fallstudier med koppling till relevanta domar från MÖD

Nedan beskrivs kortfattat tre relevanta domar från mark- och miljööverdomstolen (MÖD) och en dom från FIHM som rör PFAS-utsläpp.

Fallstudie 6.3: Utsläpp av renat lakvatten till en våtmark

Denna fallstudie avser ärende: M 3034-23 hos mark- och miljödomstolen i Vänersborg Tingsrätt, som rör ansökan om tillstånd enligt 9 kap. miljöbalken för befintlig och utökad verksamhet vid Fläskebo avfallsanläggning i Härryda kommun. Ansökan omfattar behovet av efterbehandling av lakvatten som ska ledas till en närliggande våtmark.

Företaget X planerar att utöka verksamheten vid anläggningen, där cirka 46 000 m³ lakvatten per år ska avledas till våtmarken. Utredningar visar att halterna av PFAS, särskilt PFOS och PFAS 11, i ytvatten nedströms anläggningen är högre än uppströms och överskrider miljökvalitetsnormen (MKN) för PFOS vid samtliga provtagningstillfällen.

För att minska utsläppen har företaget installerat en reningsanläggning med kolfilter, som uppnår hög reningsgrad för PFOS och andra långkedjiga PFAS, men lägre effektivitet för kortkedjiga föreningar. Medelhalten PFOS i utgående vatten till våtmarken uppgår till 4 ng/l, vilket överstiger MKN för inlandsytvatten (0,65 ng/l som årsmedelvärde). Halterna av PFAS 11 ligger dock under åtgärdsgränsen för dricksvatten.

Utsläppen följs upp genom sex provtagningar per år, och filterbyten planeras utifrån uppmätta halter. Tillsynsmyndigheterna betonar behovet av fortsatt kontroll, särskilt då kortkedjiga PFAS dominerar i lakvattnet och reningsgraden för dessa minskar snabbare över tid.

Enligt tillståndets villkor ska lakvattnet behandlas innan utsläpp, och halten av PFAS 11 i utgående vatten får inte överstiga 200 ng/l som årsmedelvärde.

Sammantaget bedöms verksamheten medföra en måttlig negativ påverkan på naturvärden.

Sammanfattning: Anläggningsägaren har agerat proaktivt genom att testa en pilotanläggning som uppnår en maximal halt av 4 ng/l PFOS. Halten av PFAS 11 understiger 90 ng/l, vilket motsvarar det vid tidpunkten gällande gränsvärdet för dricksvatten enligt Livsmedelsverket. Miljöprövningsmyndigheten (MoM) har beaktat synpunkter från Länsstyrelsen och Statens Geotekniska Institut (SGI), vilka framhållit att PFOS endast utgör en begränsad del av de totala PFAS-föreningarna. Mot denna bakgrund har MoM fastställt ett gränsvärde för utsläpp på 200 ng/l. Den beräknade årliga mängden PFAS som tillförs våtmarken uppgår därmed till cirka 9 gram.

Fallstudie 6.4: Utsläpp av renat lakvatten till en våtmark

Denna fallstudie avser ärende: M 3617-22 hos mark- och miljödomstolen i Växjö Tingsrätt. Ärendet avser tillstånd enligt 9 kap. miljöbalken för avfallshantering vid Linneberga avfallsanläggning i Uppvidinge kommun. Bolaget har inlett provtagning av PFAS vid och omkring anläggningen. Resultaten visar att PFAS förekommer både inom och utanför deponin, sannolikt till följd av atmosfäriskt nedfall, och att halterna ligger nära eller över gällande gränsvärden för dricksvatten. Vid provtillfället uppfyllde PFOS-halten i utgående vatten från bolagets anläggning villkoret på 80 ng/l, medan motsvarande nivå överskreds vid den kommunala anläggningen. Domstolen gick med på att värdet låg under dåvarande gränsvärdet för dricksvatten för PFAS 21 100 ng/l.

Domstolen har föreskrivit att bolaget ska utreda den föreslagna reningsteknikens effektivitet, undersöka alternativa metoder samt analysera effekter och kostnader. Utredningarna ska även omfatta förekomst av PFAS och andra farliga ämnen enligt HVMFS 2019:25 i det renade vattnet, samt bedöma möjligheterna till ytterligare behandling och förbättra metoder för identifiering av PFAS-förorenade massor.

Bolaget ska vidare ta fram förslag till slutliga villkor för utsläppshalter och redovisa hur dessa ska följas upp, inklusive möjligheten till flödesproportionell provtagning. Förslagen ska lämnas till domstolen senast tre år efter att tillståndet tagits i anspråk, och samråd ska ske löpande med tillsynsmyndigheten.

Under provotiden gäller provisoriska föreskrifter som innebär att föroreningshalterna i utgående vatten inte får överskrida fastställda års- och månadsmedelvärden. För PFOS gäller ett årsmedelvärde på högst 80 ng/l, och månadsvisa provtagningar krävs.

I de slutliga villkoren anges att farligt avfall ska hanteras och förvaras så att risken för förorening minimeras. Särskilda krav ställs på märkning, skydd mot nederbörd samt att avrinning från lagringsytor samlas upp och renas innan utsläpp. Förorenat vatten från behandlings- och lagringsytor ska ledas till rening innan det släpps ut till recipient.

Syftet med villkoren och utredningskraven är att minimera påverkan på miljö och vatten, särskilt avseende PFAS och PFOS, samt att säkerställa en långsiktig uppföljning och anpassning av reningsåtgärder. De provisoriska och slutliga villkoren ska sammantaget säkerställa att det utgående vattnet kan tas emot av den nedströmsliggande reningsanläggningen utan att gränsvärden överskrids.

Sammanfattning: Provisoriska föreskrifter samt slutliga villkor syftar till att säkerställa att det renade lakvattnet kan tas emot av den nedströmsliggande reningsanläggningen utan att PFAS-halterna överskrider gällande gränsvärden. Skarpare krav på identifiering av PFAS haltiga massor skyddar mot urlakning.

Fallstudie 6.5: Försvarsinspektören för hälsa och miljö (FIHM), länsvatten

Bakgrunden till ärendet är att en branddamm har förorenats av PFAS, främst PFOS och PFAS 11, till följd av att dammen använts för att samla upp överskottsvätska från brandövningsplatsen samt släckvatten från byggnader och räddningsfordon. Provtagningar visar att dammvatten innehåller cirka 0,2 kg PFOS och 0,3 kg PFAS 11, medan sedimenten uppskattas innehålla omkring 4,9 kg PFOS. Det finns risk för att förorenat vatten läcker från dammen till både grund- och ytvatten.

Försvarsinspektören för hälsa och miljö (FIHM) har beslutat att Fortifikationsverket ska genomföra saneringsåtgärderna enligt inlämnad ansökan och kompletteringar, samt följa särskilda försiktighetsåtgärder. Allt vatten som pumpas från branddammen under åtgärdsfasen ska renas i en mobil filteranläggning av kolfiltertyp. Den totala mängden PFAS 4 som får släppas ut till ytvatten under arbetet får inte överstiga 0,07 gram (Maxhalt 90 ng/l * volym behandlat vatten), och pH i utgående vatten får inte överskrida 8,5.

Halten PFAS 11 efter första filtret får inte överstiga 10 % av halten i inkommande vatten. Vid överskridande av denna nivå ska filtret omedelbart bytas. Provtagning av yt- och grundvatten ska genomföras före, under och efter åtgärden, och resultaten ska rapporteras till tillsynsmyndigheten. Efter avslutad sanering ska en riskbedömning av eventuella restföroreningar i dammens botten utföras. Arbetet ska dokumenteras i en projektdagbok med veckovisa rapporteringar, och en kontrollplan ska lämnas in minst en vecka före arbetets start. En slutrapport ska lämnas till FIHM senast 18 månader efter genomförd åtgärd.

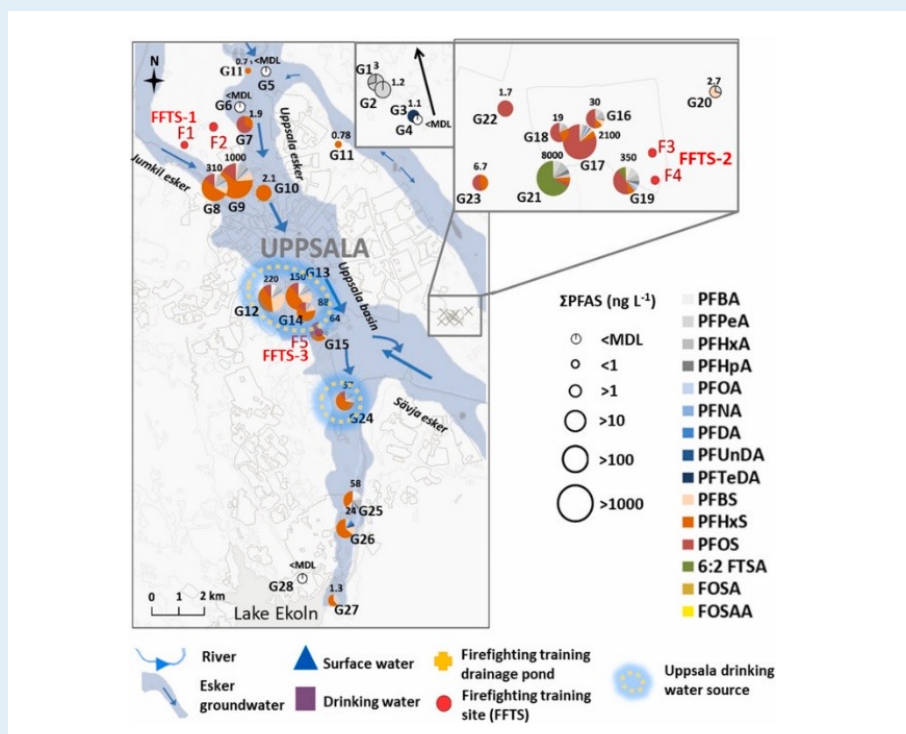
Reningsanläggningen är uppbyggd i flera steg: vattnet genomgår först fällning, flockning och lamellavskiljning, därefter filtrering genom sandfilter, sandfilter samt två kolfilter. Det renade vattnet samlas i en container innan utsläpp till ytvatten. För PFAS 4, PFAS 11, PFAS 21 och PFAS 24 gäller en maximal halt på 90 ng/l i utgående vatten. Halten suspenderat material får högst vara 25 mg/l, och pH ska ligga mellan 6,5 och 9,0, dock inte överstiga 8,5 enligt beslutet. Reningsgraden för anläggningen uppskattas till 99,5–99,9 %.

Sammanfattning: Åtgärderna syftar till att säkerställa en effektiv sanering av PFAS-föroreningar i branddammen, där särskilt höga krav ställs på reningsgrad, uppföljning och dokumentation för att förhindra spridning till grund- och ytvatten.

Fallstudie 6.6: Skadestånd för utsläpp av ämnen som har förorenat dricksvattentäkten

Denna fallstudie avser ärende: M 13145-21 hos mark- och miljödomstolen i Nacka Tingsrätt.

Förhöjda halter av PFAS upptäcktes 2012 i Bäcklösa vattenverk i Uppsala stad. När Uppsala Vatten hittade PFAS i dricksvattnet startades en utredning för att lokalisera källan till PFAS-föroreningen. Området visas i Figur 6.4. Med hjälp av en digital vattenmodell som visar hur vatten rör sig kunde Uppsala Vatten följa vattenströmmarna under marken och lokalisera utsläppet av PFAS till Ärna flygplats som tillhör Försvarsmakten. Den använda mängden PFAS inom Ärna uppskattats till 15 kg/år vilket, med ett antagande att 25 % av grundvattenbildningen når Jumkils- och Uppsalaåsen, innebär att 3,75 kg/år hamnar i åsarna. Försvarsmakten har ett antal grundvattenrör installerade inom området. Inom den västra delen redovisas den högsta medelhalten PFAS 11 i grundvattnet till ca 36 000 ng/l belägen i moränakviferen under leran närmast brandövningsplatsen och nedströms denna till mellan 1 200–16 000 ng/l. Maxhalter i jord redovisas avseende PFOS genom olika intervall där det till exempel intill brandövningsplatsen anges >200 µg/kg TS utan övre gräns. Fallet togs även upp i Global environmental justice ([Direktlänk](#)).



Figur 6.4

Karta som visar området.

Domstolen konstaterar att det i 10 kap. miljöbalken regleras det ansvar som det allmänna, genom statliga och kommunala myndigheter, kan utkräva av enskilda verksamhetsutövare eller fastighetsägare att avhjälpa föroreningsskador och allvarliga miljöskador. Kapitlet är tillämpligt på nämnda skador varvid påverkan avses bland annat förorening av mark och grundvatten som kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön (se 10 kap. 1 § första och andra stycket miljöbalken). Bestämmelserna bygger på den grundläggande principen om att förorenaren ska betala (se t.ex. NJA 2012 s. 125, punkten 6). Skadestånd enligt 32 kap. miljöbalken ska betalas för personskada och sakskada samt ren förmögenhetsskada som verksamhet på en fastighet har orsakat i sin omgivning (se 32 kap. 1 § första stycket). Enligt 32 kap. 3 § första stycket miljöbalken ska skadestånd enligt kapitlet betalas för skador genom bland annat förorening av grundvatten och markförorening.

Fallstudie 6.6: Skadestånd för utsläpp av ämnen som har förorenat dricksvattentäkten forts.

Enligt 32 kap. 3 § tredje stycket miljöbalken ska en skada anses ha orsakats genom en störning som avses i första stycket, om det med hänsyn till störningens och skadeverkningarnas art, andra möjliga skadeorsaker samt omständigheterna i övrigt föreligger övervägande sannolikhet för ett sådant orsakssamband.

Sammanfattning: I andra instans fick Uppsala Vatten rätt till ersättning för skada som uppkom i grundvatten enligt principen förorenaren betalar. Underlaget som fördes fram av Uppsala vatten kunde entydigt hänvisa till att Försvarmakten var källan av föroreningen. Processen var långvarig och har bundit upp orimligt stora resurser hos Uppsala vatten under lång tid. Det kan också konstateras att ett mindre VA Bolag inte hade kunnat satsa lika intensivt på att få fram vetenskapligt begrundat underlag med hjälp av modeller, provtagningar och analyser.

Fördjupning: Vill du läsa mer?

Publicerade domar, beslut och vägledande avgöranden ([Direktlänk](#))

7 Provtagning och utvärdering av resultat av PFAS

7.1 Metoder: Hur sker provtagning av PFAS?

Provtagning

Provtagning av PFAS som del av uppströmsarbete inleds med att skapa en konceptuell modell för att identifiera möjliga källor till föroreningen, vattnets rörelsevägar och de platser där spridningen bäst kan fångas upp, såsom råvatten, grundvatten, ytvatten, spillvatten, dagvatten, lakvatten eller jord/sediment. Provpunkter och provtagningsfrekvens kan sedan planeras utifrån denna modell och justeras vid behov. Jordprover och sedimentprover tas inom identifierade förorenade områden i systematiska rutnät och på olika djup.

I uppströmsarbete för dricksvatten kan det vara bra att inleda med provtagning av vatten snarare än jord för att ringa in huvudsaklig föroreningskälla. Provpunkter kan väljas utifrån större avrinningsområden först för att sedan ta prover i delgrenar för att spåra fram till var störst mängder sprids. Prover tas med fördel uppströms och nedströms potentiella källor för att ge tydlig indikation på att det sprids föroreningar vid området. Ofta är det bra att inleda med att undersöka årstidsvariationer vid provtagning av vatten genom att ta prov under olika årstider (vinter, vår, sommar, höst) eller vid olika flödesnivåer (högflöde, basflöde alternativt högt eller lågt grundvattenstånd). Vid provtagning i flödande vatten så rekommenderas att både ta prover på vattnet och mäta flöden för att kunna beräkna mängden PFAS för olika områdets bidrag till den totala massan av PFAS till dricksvattentäkten. Provtagning med analys av många olika PFAS-ämnen ger profiler av innehållet som kan användas för att spåra källor (Sörengård et al. 2022). Se mer om val av analysmetoder nedan.

Vid provtagning är det viktigt att säkerställa representativa prover och undvika korskontaminering eller bristande spårbarhet, varför det kan vara bra att inkludera kontrollprov redan i provtagningsplanen. Beroende på syfte och verksamhet finns olika krav på provtagning. För exempelvis vattenverk kan kraven hittas i dricksvattenföreskrifterna (LIVSFS 2022:12). Exempel på kontrollprov är fält- och utrustningsblank (upptäcker korskontaminering) och fältduplikat (fångar fältvariation). I sällsynta fall där man vill upptäcka förorening som kan ske under provtagningen kan det behövas laboratorduplikat och spikade prover (bedömer analysåtervinning). Kylkedjan ska hållas under 4 °C, märkning ska ske noggrant och Chain of Custody (CoC) ska följas från provflaska till rapport (SGF 2013).

Att undvika PFAS-kontaminering är av stor vikt och behöver säkerställas vid varje steg, nedan följer exempel på detta:

Inför provtagning (personal och miljö):

- Använd nitrilhandskar; undvik kläder/handskar som är PFAS-behandlade/fluorpolymerfodrade (Europeiska unionen 2022).
- Undvik fluorpolymerer (PTFE/FEP/ETFE) i provtagningsutrustning; använd HDPE/PP. Använd fält- och utrustningsblanker.
- Ingen kosmetika/handkräm/solskydd på provtagningsdagen, då dessa kan innehålla PFAS (Europeiska unionen 2022).

Utrustning och material (i fält och i labb):

- Undvik kontakt med PTFE/Teflon, PVDF och andra fluorpolymerer (t.ex. slangar, filter, sprutor, LC-delar) (Europeiska unionen 2022).

- Använd kärl av PP/PE (polypropen/polyeten). Glas är inte tillåtet i 2022/1428 för provkärl (Europeiska unionen 2022). Rådgör gärna med laboratoriet och använd de flaskor som de rekommenderar.
- Vid filtrering: Använd PP, PES, RC eller CA-membran, undvik nylon/glasfiber som kan adsorbera/introducera PFAS (EURL för halogenerade POPs 2024).
- Använd rena slangar och pumpar och undvik fluorpolymerer i kontakt med provet.
- Filtrering görs endast om syftet kräver det (t.ex. löst fas). Vanliga filterstorlekar: 0,45 µm (partiklar) eller 0,22 µm (sterilisering) (SGF 2013).
- Vid grundvattenpumpning: Pumpa med lågt flöde och undvik att sänka vattenytan i filtret. Omsätt 3–5 rörvolymen om inte låg tillrinning kräver anpassning (SGF 2013). Undvik dränkbar pump om möjligt vilket är en möjlig orsak till korskontaminering.

Provhantering och transport:

- Förpacka i rena, inerta PP/PE-kärl, försegla och märk enligt regler; undvik all möjlig kontaminering och adsorptionsförluster (Europeiska unionen 2022).
- Skickas snabbt eller djupfrys lämpliga matriser; lägg med kylklampar (Livsmedelsverket 2023).

Fördjupning: Vill du läsa mer?

Svenska Geotekniska Föreningen (SGF) har handböcker där det finns mer detaljerad information gällande provtagning:

- Rapport 2:2013, Fälthandbok – Undersökning av förorenade områden ([Direktlänk](#))
- Rapport 3: 2021, Certifierad provtagning i praktiken – Handbok i certifierad provtagning enligt NT Envir 008 ([Direktlänk](#))

Svenskt Vatten (2023). Publikation P124, Provtagning och flödesmätning vid reningsverk ([Direktlänk](#))

Provtagning i spillvatten och slam

Målet är representativa halter över tiden, inte ögonblicksbilder (Baresel et al. 2022). Använd därför flödesproportionella samlingsprov över dygn eller vecka snarare än enstaka stickprov; det är standarden när PFAS mäts i avloppsvatten. Förvara kylt i vanliga plastflaskor, utan konservering under transport och före upparbetning.

Provtagning och provberedning kan påverka vilket svar en PFAS-analys ger. Eftersom olika PFAS-ämnen fördelar sig olika mellan vatten- och slamfasen i ett avloppsreningsverk, kan analysresultatet variera beroende på hur provet hanteras. Om vatten- och partikelfasen analyseras separat ger det ett annat resultat än om de analyseras tillsammans i ett enda prov (Baresel et al. 2022). Provtagning av slam kräver särskild hantering jämfört med resterande matriser då många PFAS adsorberar till fasta partiklar vilket då anrikas i slam.

Innan provtagningen så bör man välja mellan tidsintegrerad provtagning med fasta tidsintervaller eller volymviktad provtagning med fasta vattenmängden mellan tillfällen. Det finns instruktioner för provtagningsutrustning och riktlinjer för provtagning av spillvatten i Svenskt Vattens publikation *P124 Provtagning och flödesmätning vid reningsverk* (Svenskt Vatten 2023) som delvis kan tillämpas även på dricksvatten.

Vid provtagning av slam bör en kombination av många små delprov (primärprov) användas till ett gemensamt samlingsprov för att jämnat ut variationer. I SNFS 1994:2 finns kontrollkrav beskrivet för avloppsslam som används i jordbruk. Primärprovet tas ut i direkt anslutning till avvattningsutrustningen. Primärproven förvaras frysta och tinas då de ska blandas samman till ett samlingsprov. Inför spridning och användning av slam genomförs en kontroll av slamparti för att säkerställa att det uppfyller gällande lagstiftning och eventuella tillkommande krav i t ex Revaq. Sedan 2023 har avloppsreningsverk som är Revaqcertifierade krav att analysera PFAS 4 och PFAS 22 på årssamlingsprov.

PFAS-analys ska utföras av ackrediterat laboratorium och där det är möjligt med ackrediterade metoder; för slam hänvisas till DIN 38414-14.

Inför spridning/användning sker kontroll av slamparti mot SNFS 1994:2 och eventuella Revaq-krav.

Provberedning – principer som styr resultatet

Provberedningen avgör både känslighet (genom uppkoncentrering) och selektivitet (genom rening). Ett typiskt vattenprov koncentreras från hundratals ml ner till <1 ml före LC-MS-analys.

Tänk igenom fasvalet vid analys av spillvatten eller slam: PFAS fördelar sig olika mellan vatten och partiklar. Välj antingen att analysera vatten- och partikelfas separat (två prover) eller som sammanblandat prov – men var konsekvent, annars blir massbalanser och trendjämförelser svajiga. Vid slamfattiga prov, kommunicera med labbet så att partiklar inte filtreras bort "av bekvämlighet" om syftet är att få med partikelbunden PFAS.

I länkarna nedan finns det detaljerade beskrivningar för val av material för vantar, material för flaskor för både vanliga vattenprover och för slam och vävnad.

Fördjupning: Vill du läsa mer?

Miljösamverkan Sverige: Provtagningsguide ([Direktlänk](#))

REVAQ: Regler för certifieringssystemet ([Direktlänk](#))

Naturvårdsverkets författningssamling (SNFS 1994:2): Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket ([Direktlänk](#))

Baresel C. et al. (2022). PFAS – hur kan svenska avloppsreningsverk möta utmaningen? SVU-rapport 2022-7 ([Direktlänk](#))

Interstate technology regulatory council (ITRC): Instruktion på provtagningsmetodik och analys PFAS ([Direktlänk](#))

US EPA: Instruktioner för provtagning av PFAS ([Direktlänk](#))

US EPA: Beskrivning av provtagning av PFAS i olika matriser ([Direktlänk](#))

Slam och partikelrika prover

Slam och andra fasta matriser kräver ofta mikrovågs- eller ultraljudsextraktion i lämpligt lösningsmedel. Långkedjiga PFAS kan kräva andra lösningsmedel än kortkedjiga. Stäm av med labbet så att metoden täcker just de PFAS-fraktioner ni behöver. De flesta ackrediterade laboratorier erbjuder anpassade analyspaket för så kallade orena vatten, såsom lakvatten eller spillvatten.

Analysmetoder

Analysmetoderna utvecklas ständigt och det går i dag att mäta fler PFAS än någonsin, men dessa utgör <2 % av alla kända PFAS. Olika analysmetoder för PFAS väljs beroende på syftet:

- Riktad analys (*target analysis*) använder LC-MS/MS eller GC-MS/MS för att mäta specifika PFAS (PFAS 4, PFAS 21 etcetera).
- TOP-analys identifierar dolda PFAS-prekursorer (ämnen som nämns i Tabell 7.1):
- För totalhalt av organiskt bunden fluor används förbränningsjonkromatografi (CIC) för att mäta allt organiskt fluor.
- Kombination av metoder ger bättre överblick över både kända och okända PFAS.

Riktad analys utförs när man endast vill mäta utvalda PFAS som förekommer i en matris. Denna typ av analys krävs för uppfyllandet av gräns- och riktvärden, till exempel i utgående dricks- eller spillvatten. För undersökningar av vatten från förorenade områden,

exempelvis efter användning av brandsläckningsskum, kan andra analystekniker rekommenderas för att komplettera överblicken av föroreningsituationen. Analyser av ett stort antal brandsläckningsskum visar att standardiserade analyspaket inte kvantifierar samtliga förekommande PFAS. För prover med okänd sammansättning bör TOF (*Total Organic Fluorine*) därför betraktas som en lägsta analysnivå.

Många PFAS (inklusive de som ingår i PFAS 4) kan bildas från så kallade prekursorer. Prekursorer kan brytas ner till exempel under spillvattenberedningen eller i mark. TOP-analys (*Total Oxidizable Precursors*) används för att uppskatta den totala mängden PFAS som kan bildas från så kallade prekursorer – ämnen som inte alltid upptäcks vid en riktad analys (Tabell 7.1). Genom att kemiskt oxidera provet omvandlas dessa prekursorer till mätbara PFAS, vilket ger en bild av den potentiella totala PFAS-belastningen.

TOF (*Total Organic Fluorine*) mäter i sin tur den sammanlagda halten av organiskt bundet fluor (dvs fluor bundet till kol), oavsett om det rör sig om kända eller okända PFAS-föreningar. Analysen utförs ofta med förbränningsjonkromatografi (CIC) och kan användas för att jämföra med riktade analyser eller TOP-analyser för att bedöma hur stor del av den totala fluorhalten som är identifierad. Kombinationen av TOP och TOF ger därför en bättre bild av både kända och dolda PFAS i en provmatris.

Analysresultat anger med metoderna den maximala mängden kända PFAS-ämnen som kan bildas om alla prekursorer oxideras.

Tabell 7.1

Prekursorer till olika PFAS med rätt nummer för identifiering av kemikalier enligt Chemical abstracts service (CAS-nummer).

Ämnesnamn/Grupp	Förkortning	CAS-nummer	Typisk nedbrytningsprodukt
Fluortelomeralkohol	6:2 FTOH	647-42-7	PFHxA (307-24-4), PFPeA (2706-90-3), PFBA (375-22-4)
Fluortelomeralkohol	8:2 FTOH	678-39-7	PFOA (335-67-1), PFHpA (375-85-9)
Fluortelomersulfonat	6:2 FTSA	27619-97-2	PFHxA (307-24-4)
Fluortelomersulfonat	8:2 FTSA	39108-34-4	PFOA (335-67-1)
Fluortelomerbetain	6:2 FTAB	34455-29-3	6:2 FTSA → PFHxA
Perfluoroktansulfonamid	PFOSA	754-91-6	PFOS (1763-23-1)
N-metylperfluoroktansulfonamid	N-MeFOSA	31506-32-8	PFOS (1763-23-1)
N-etylperfluoroktansulfonamid	N-EtFOSA	4151-50-2	PFOS (1763-23-1)
N-metylperfluoroktansulfonamidoättiksyra	N-MeFOSAA	2355-31-9	PFOS (1763-23-1)
N-etylperfluoroktansulfonamidoättiksyra	N-EtFOSAA	2991-50-6	PFOS (1763-23-1)
2-(N-metylperfluoroktansulfonamido)etanol	N-MeFOSE	24448-09-7	PFOS (1763-23-1)
2-(N-etylperfluoroktansulfonamido)etanol	N-EtFOSE	1691-99-2	PFOS (1763-23-1)
Polyfluorerade fosfatestrar	DiPAPs	62037-80-3	PFCA (t.ex. PFHxA, PFBA)
Trifluorättiksyra	TFA	76-05-1	Bildas från nedbrytning av längre PFAS eller bekämpningsmedel. Mycket hög halt i nederbörd förekommer.

Faktaruta 7.1: Prekursorer

FTOH (Fluortelomeralkoholer): Prekursorer som ofta förekommer i ytbehandlingsmedel och textilier. 6:2 FTOH bryts ned till PFHxA, PFPeA och PFBA, medan 8:2 FTOH bryts ned till längre PFCA som PFOA.

FTSA (Fluortelomersulfonater): Används i brandskum och kan brytas ned till motsvarande PFCA.

FTAB (Fluortelomerbetainer): Förekommer i vissa brandskum (AFFF) och bryts ned till FTSA och vidare till PFCA.

PFOSA och dess derivat: Används som mellanprodukter i tillverkning av PFOS och kan brytas ned till PFOS i miljön.

DiPAPs: Används i pappers- och förpackningsindustrin, bryts ned till kortkedjiga PFCA.

7.2 Hur pålitliga är resultaten?

För målstyrd LC-MS/MS där standardpaneler för PFAS 4 och PFAS 21 används för dricksvatten har EU tekniska riktlinjer som anger krav på bland annat LOQ (*Limit of quantification*) och mätosäkerhet. Enligt dricksvattendirektivet (EU) 2020/2184 där kravet för PFAS 20 är 100 ng/l ska LOQ vara 30 % eller mindre än gränsvärdet, vilket i detta fall motsvarar 30 ng/l eller lägre. LOQ beräknas för enskilda ämnen och eftersom PFAS 20 består av 20 ämnen bör LOQ vara 1,5 ng/l eller lägre för varje individuellt ämne. För PFHxS, PFOA, PFOS och PFNA bör LOQ ligga väl under 1,5 ng/l på grund av hög toxikologisk relevans (Europeiska unionen 2024). Reglerna för svenska vattenproducenter regleras av LIVFS 2012:12. De svenska föreskrifterna tillåter en mätosäkerhet av 50 % av gränsvärdet både för PFAS 4 och PFAS 21 (LIVFS 2022:12). Mätosäkerheten beskriver bara noggrannheten med vilken analyser ska utföras och tillåter inte ytterligare tolerans mot de gällande värdena.

En undersökning av europeiska laboratorier visade av medelvärdet av LOQ för alla 20 PFAS-ämnen var 1,38 ng/l för direkt injicering och 1,28 ng/l för SPE vilket visar att de följer kraven på LOQ som ställs av dricksvattendirektivet. Direktivet ställer även ett krav på den expanderade mätosäkerheten som ska vara långt under 50 % och mätningar för PFAS 20 ligger i spannet mellan 23–31 % med standardavvikelser mellan 10–16 % för direktinjicering och för SPE ligger spannet mellan 18–39 % med standardavvikelse mellan 5–17 % (Europeiska unionen 2024). I en nyligen publicerad artikel (Zhang et al. 2025) dokumenteras skillnader i precision av olika PFAS-ämnen. Där nämns att relativa avvikelse av prover som har undergått en extraktion i olika laboratorier kan ligga mellan 30–40 %.

Labbsäkerheten ska som minimum omfatta LC-MS/MS med isotopmärkta internstandarder, kalibrering över relevant intervall och rapporterad mätosäkerhet, där LOQ relateras till PFAS 4/PFAS 21 enligt EU-riktlinjer (Europeiska unionen 2024). För svenska regler gäller LIVFS 2022:12 (se ovan). I analysen kan TOP överskatta omvandlingspotentialen och missa vissa prekursorvägar (t.ex. PFSA-bildning), medan EOF (extraherbart organiskt fluor; se även Tillägg kapitel 7 i Bilaga A) /AOF (absorberbart organiskt fluor) är metodvarierande och kräver enhetsomräkning; därför bör dessa användas som komplement till målstyrd analys (Kemikalieinspektionen 2021).

De största fältosäkerheterna är tidsvariationer, heterogenitet i provnät och korskontamination från utrustning och förpackningar; detta hanteras med rätt materialval, kontrollprov, intakt kylkedja och noggrann dokumentation (SGF 2013). Fullständig *Chain of Custody* stärker spårbarheten och ökar förtroendet i myndighetsdialog och upphandling (SGF 2021).

I praktiken bör man därför eftersträva att uppnå halter PFAS 4 hos kund som ligger med god marginal under gränsvärdet. Detta diskuteras närmare i Tillägg kapitel 13 i Bilaga A.

LOQ är i regel långt under 4 ng/l och modern LC-MS/MS kan detektera halter långt under ng/l, i vissa fall så lågt som pikogramnivå, vilket är en stor förbättring jämfört med för 10–12 år sedan. De mycket låga halterna ställer samtidigt höga krav på att undvika kontaminering genom rätt materialval, noggrann provtagning, obruten kylkedja och strikt labbhygien (Van Hees 2025 personlig kommunikation, 1 okt 2025).

Riktvärden för utgående vatten bör därför väljas med hänsyn till deras mätosäkerhet. Mer information om hur olika statistiska metoder används finns på Miljöstatistikens webbplats (se fördjupningsrutan nedan). Hjälp med beräkning av utsläpp finns på Miljösamverkan Sveriges webbplats (se fördjupningsrutan).

Möjligheter och utmaningar kring provtagning

Möjligheter

Ett smart PFAS-upplägg kan utnyttja flera möjligheter. Tidsintegrerad provtagning, antingen som komposit eller passiv, ger möjligheter att jämna ut pulser, minskar toppkänsligheten och ger ett stabilare beslutsunderlag över tid (SGF 2013). Bredspektrumanalyser som TOP kan synliggöra en dold PFAS-andel utanför målstyrda listor och därmed styra källspårning och val av åtgärd, de bör tolkas som komplement och tillsammans med ämnesspecifika data (Kemikalieinspektionen 2021). Därtill kan mönstertolkning med analys av fördelning av kedjelängder, isomerprofiler och prekursorer ge tydliga fingeravtryck om källtyp och tidsspann, särskilt när flera linjer av bevis vägs samman (Kemikalieinspektionen 2021).

Utmaningar

En välkänd felkälla som är en ständig utmaning är materialinterferens i fält från packningar, slangar, tejp och andra komponenter som kan avge PFAS och förvanska resultaten. Motåtgärder är att i provtagningsplanen låsa materialvalet till godkända PFAS-säkra alternativ samt planera och utvärdera blankprov (fält- och transportblankor) för att snabbt upptäcka korskontamination innan det påverkar beslut. Dessa arbetssätt och kontrollmoment är etablerade i SGF:s fältbok (2013) och bör följas och dokumenteras systematiskt.

En varians mellan analyspaket och prestanda mellan laboratorier utgör en utmaning för provtagning av PFAS. För att dämpa dess inverkan bör substanslistor, LOQ per komponent och kvalitetssäkring/kvalitetskontroll (blankor, replikat, CoC, rapportering av mätosäkerhet) jämföras mot uppdragets mål och mot prestandakraven i kommissionens riktlinjer (Europeiska unionen 2024).

Ultrakorta PFAS (t.ex. TFA) är redan utbredda i yt-, grund- och dricksvatten men även i jord och luft. De är mycket rörliga och sprids mycket lätt i miljön, vilket gör dem svåra att hantera i praktiken (EEA 2019). De är dessutom svåra att rena med konventionella steg. Kolfilter (GAK) fungerar främst för långkedjiga PFAS, medan kortare kedjor bryter igenom snabbare. Ofta krävs jonbyte och i vissa fall omvänd osmos för att nå låga nivåer (ITRC 2023 b). Samtidigt ökar risken för korskontaminering vid provtagning och analys, eftersom vanliga material (t.ex. slangar, packningar, tejp) kan innehålla PFAS; därför behövs godkända material och systematiska blankprov (ITRC 2023 a). I nuläget ingår inte de ultrakorta kolkedjorna på två eller tre kolatomer i summan av PFAS (Europeiska unionen 2024). Hälsoeffekterna av TFA är för närvarande under bedömning av Världshälsoorganisationen (WHO) samt att Tyskland har klassat TFA som reproduktionstoxisk och hypermobil. I fall TFA blir en del av parametervärdet PFAS Total så finns det redan underlag för analyskrav enligt EU-kommissionens tekniska riktlinjer för dricksvatten (Europeiska unionen 2024).

Tillsammans innebär detta att ultrakorta PFAS kan bli en systemutmaning för europeisk vattenförsörjning och provtagning i det stora hela.

Fördjupning: Vill du läsa mer?

På SGF:s webbplats finns mer information om PFAS analysmetoder ([Direktlänk](#))

På Miljostatistik.se finns goda råd om hur data kan tolkas ([Direktlänk](#))

På Miljösamverkan finns goda råd om hur utsläpp beräknas ([Direktlänk](#))

En sammanställning av US EPA:s metoder för provtagning av PFAS i luft, livsmedel, blodserum och vatten ([Direktlänk](#))

US EPA:s metod för analys av PFAS i olika matriser, inklusive fasta faser ([Direktlänk](#))

Naturvårdsverkets författningssamling (SNFS 1994:2): Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket ([Direktlänk](#))

Baresel C. et al. (2022). PFAS – hur kan svenska avloppsreningsverk möta utmaningen? SVU-rapport 2022-7 ([Direktlänk](#))

Underlag riskanalys TFA i Tyskland ([Direktlänk](#))

8 Uppströmsarbete

8.1 Inledning

Uppströmsarbete inom VA handlar om att förebygga problem med föroreningar och oönskade ämnen innan de sprids via dagvatten, spillvatten och grundvatten för att till sist hamna i miljön, inkommande vatten till avloppsreningsverk eller vattenverk. PFAS sprids från såväl diffusa källor som punktkällor. En viktig del av uppströmsarbetet består av att kartlägga källor och identifiera var föroreningar uppstår.

Detta arbete kan vara mycket tids- och resurskrävande. Helst bör det genomföras i samverkan med andra aktörer, i nära samarbete med tillsynsmyndigheter eller inom ramen för riktade projekt, såsom forskningssamarbeten, examensarbeten eller praktikprogram. Nedan beskrivs uppströmsarbetet översiktligt utifrån ett upplägg som består av följande steg:

- Kartläggning av källor
- Kunskapsöverföring, dialog och samverkan
- Kontroller och provtagning hos verksamheter för att följa upp utsläpp
- Regelverk och tillsyn som en del av uppströmsarbetet
- Kravställa på åtgärder hos verksamheter
- Identifiering av möjliga uppströmsåtgärder
- Yttranden i tillståndsprövningar

8.2 Metodik för systematiskt uppströmsarbete

Kartläggning av källor

En central del i uppströmsarbetet är att kartlägga källor till PFAS genom t.ex. mätningar vid verksamheter, av dagvatten, spillvatten ute på ledningsnät och pumpstationer anslutna till avloppsreningsverk respektive i tillrinningsområdet till en dricksvattentäkt.

Källor och spridningsvägar för PFAS beskrivs mer ingående i kapitel 5. Det är viktigt att alla intressenter, såsom till exempel VA-verksamhet, kommunen, länsstyrelsen, tillsynsmyndighet och involverade verksamheter och företag, deltar i diskussionerna för att säkerställa ett bra uppströmsarbete (SGF 2013).

Initialt bör en systemgräns definieras i vilken en massbalans kan tas fram genom kontinuerliga och representativa mätningar och flöden. För spillvatten är det lämpligt att ta fram olika flöden från hushåll, industrier, dagvatten och tillskottsvatten, helst från olika områden i nätet under olika delar av året och under olika flödessituationer. Prioritering av uppströmsinsatser bör inte ske enbart utifrån koncentrationen av PFAS i olika tillflöden utan utifrån de största massflödena av PFAS.

För dricksvattentäkten kan detta vara ett tillrinningsområde där vattenflöden kan skattas via punktuella mätningar eller via kontinuerliga modellerade flöden som finns tillgängligt för hela Sverige via S-Hype-modellen. Det ska beaktas att modellerade värden kan ha stora osäkerheter när det gäller små områden, i regel så skattas avvikelser till mindre än 30 %. Denna ansats valdes av Norrvatten och Stockholm Vatten i deras studie om Östra Mälaren (Ekman & Ejhed 2023). Utifrån en analys av olika uppströmsliggande verksamheter sammanställdes massbalanser för PFAS baserat på flera års mätvärden (se kapitel 12).

Kartläggningen av PFAS genomförs i praktiken av såväl VA-huvudmannen, länsstyrelsen, kommunen, vid tillsyn och kontroll av verksamheter och av verksamheterna själva. I Tabell 8.1 ges en översikt och exempel på hur möjliga källor kan identifieras genom ett inledande utredningsarbete.

Dricksvatten	Spillvatten
Identifiera uppströmsliggande riskobjekt. Naturvårdsverkets branschlista i EBH-stödet kan ge bra stöd.	Identifiera industriella verksamheter som släpper vatten till spillvattenätet
Inventera källor som avfallsanläggning och deponier	För Revaq-certifierade reningsverk ska lakvatten från deponi normalt vara bortkopplat. Om så inte är fallet finns krav på att lakvattnet genomgår avancerad rening.
Kartlägga områden där risk för förorenad mark identifierats (t.ex. brandövningsplatser)	Kartlägga områden där risk för förorenad mark identifierats (t.ex. brandövningsplatser) samt bedömning av tillförsel till ARV via tillskottsvatten
Identifiera industriverksamheter	Genomföra egna mätningar på ledningsnät och pumpstationer för att identifiera områden med PFAS från punktkällor eller diffusa källor
Kommunikation med brandförsvaret om släckvattenhantering	Kommunikation med brandförsvaret om släckvattenhantering

Hantering av diffusa källor såsom förorenad mark och tillförsel via tillskottsvatten kan vara en stor utmaning för VA-verksamheter, särskilt då ansvarsfrågan är otydlig. Naturvårdsverket har presenterat en vägledning (Naturvårdsverket 2024) där olika typer av praxis dokumenteras. I vägledningen dokumenteras användningen av miljöbalken kapitel 10 som berör ansvaret att avhjälpa skador. Det finns separata kapitel om hur ansvarsfrågan bedöms och förslag hur tillsynsmyndigheter bör argumentera. Bland annat finns en lista över relevanta domar för olika ärenden som kan vara till stöd. Ansvarsfrågan är en tydligt identifierad utmaning i hanteringen av PFAS-frågan; detta belyses även i Kapitel 13.

Tabell 8.1
Utredningsarbete som leder till bättre kunskap om uppströmskällor (kolumnen dricksvatten avser hitta verksamheter som förorenar råvatten).

Uppströmsarbete med diffusa källor måste prioriteras om en stor andel av massflöden av PFAS kan tillskrivas diffusa källor.

Eftersom specifika utsläpp oftast har en väl definierad fördelning mellan olika PFAS-ämnen, så kan en analys av *PFAS fingerprint* (analys av andel av olika PFAS i olika källor) bidra till att identifiera olika typer av källor. Detta har med framgång använts vid spårning av släckvatten.

För exempel på hur sådana analyser kan genomföras inom ramen för uppströmsarbete se Tabell 8.2 som visar förslag på eget analysarbete för att öka kunskapen om uppströmskällor, samt kapitel 7 om provtagning.

Aktivitet	Dricksvatten	Spillvatten
Etablering av mätserier av inkommande processvatten	Inkommande vatten (årsvariation, vid extrema nederbördshändelser, eller under extremt torra perioder, analys fingerprint av PFAS)	Inkommande vatten
Övervakning av tillrinningsområdet	Mätningar på strategiska platser uppströms (blandzoner och nedströms kända källor). Rekommenderar att mätningar genomförs uppströms och nedströms de potentiella förorenade platserna för att tydliggöra förändring i halter och mängd PFAS som platsen bidrar med.	Mätningar på strategiska platser uppströms (pumpstationer och ledningsnät)

Tabell 8.2
Förslag till eget analysarbete som leder till bättre kunskap om uppströmskällor.

Kunskapsöverföring, samverkan och kommunikation

Samverkan med andra verksamheter ger mervärde och är centralt för att hantera PFAS-utmaningen i samhälle och miljö. Exempel på framgångsrika aktiviteter är:

- Samverkan inom och mellan kommuner där kunskap och data kan delas ur ett avrinningsområdesperspektiv
- Kontinuerliga erfarenhetsutbyten i olika nätverk
- Gemensamma möten över sektorsgränser i samhället som kan anordnas i samband med årliga möten
- Kommunikationskampanjer och möten med politiker och allmänheten där man uppmärksammas och uppmanas att minska användningen av produkter som innehåller PFAS
- Samverkan med forskningsprojekt.

Ett exempel på lyckad samverkan med brandförsvaret är Gästrike Vatten som tidigt etablerade en effektiv kommunikation med det lokala brandförsvaret. Tillsammans har man gjort riskbedömningar och valt strategier för olika typer av bränder (Östhammars kommun 2025). En vägledning från Myndigheten för civilt försvar (MCF) om släckvatten och miljöpåverkan beskriver förebyggande åtgärder som släckstrategier, uppsamlings-system och hänsyn till vattenskydd ([Effekter på miljön från kontaminerat släckvatten | MCF](#)).

Ett annat exempel på samverkan mellan aktörer är Water Wise Societies projekt *Samverkan och åtgärdsplan för hållbar hantering av PFAS-föroreningar i Sveriges vattenresurser* med Mälaren som fallstudie (Gren et al. 2025). Projektet syftade till att angripa PFAS-problematiken och möjliga åtgärdsstrategier utifrån ett helhetsperspektiv genom att arbeta med olika samhällssektorer och berörda aktörer. IVL, Norrvatten, Stockholm Vatten, Käppalaförbundet, Uppsala Vatten, Swedavia, KTH, Örebro universitet och SLU deltog i projektet som kartlade kunskap och analyserade behov kring PFAS i Sveriges vattenresurser. Genom en fallstudie av Mälaren och bred samverkan identifierades konkreta utvecklingsbehov kring samverkan, kartläggning av PFAS-flöden och prioritering av insatser liksom teknikutveckling och fördelning av ansvar och mandat att genomföra åtgärder.

På längre sikt bör kommunikationen även omfatta konsekvensutredningar (Rosén et al. 2025). Dessa bör belysa socioekonomiska aspekter, kostnaden av att inte agera (*cost of inaction*) samt rimligheten i föreslagna åtgärder.

Kontroller och provtagning hos verksamheter

När punktkällor hos en verksamhet har bekräftats, är nästa steg dialog med respektive verksamhet. Målet är att skapa förståelse om de hälsomässiga, praktiska och ekonomiska utmaningar som skapas av pågående PFAS-utsläpp. När en misstänkt källa till PFAS har identifierats i kartlägningsarbetet är en viktig del i dialogen med verksamheten att erhålla uppföljande kontroll och provtagning för att kvantifiera utsläppet. Detta kan ske med stöd av tillsynsmyndighet och kravet på egenkontroll där tillsynsmyndigheten kan kräva uppföljning genom förelägganden.

Ansvar för tillrinningsområdets karakterisering, riskbedömning och övervakning ligger på vattenmyndigheterna enligt vattenförvaltningsförordningen (4 kap SFS 2004:660). Inventering av riskobjekt kan genomföras av kommuner, länsstyrelser och vattenmyndigheter för att kartlägga risk för utsläpp, men ofta saknas resurser för kartläggningar med faktiska mätprogram vilket är viktigt för att tydliggöra vilka verksamheter som har störst påverkan på dricks- eller spillvattnet. Tillsynsmyndigheten kan använda utredningsföreläggande mot identifierade verksamheter för att få data (utsläppskoncentration och flöde) som behövs för att kunna göra en sammanhängande kartläggning med massbalans av flera verksamheter inom tillrinningsområden till uttagspunkt för dricksvatten eller belastning på spillvatten. Det är dock ofta kostnadseffektivt och nödvändigt

att VA-aktörer genomför riktade mätprogram uppströms för att identifiera prioriterade verksamheter och driva på snabbare arbete med åtgärder. Mer om tillsyn som verktyg i hantering av PFAS beskrivs i kapitel 6.

Mottagandet av spillvatten från industriverksamheter kan kopplas till krav att sammansättningen ska efterlikna hushållsspillvatten enligt ABVA/KFVA och att VA-huvudmannen kan sätta krav på rening innan det släpps på ledningsnät.

Regelverk och tillsyn som en del av uppströmsarbetet

VA-verksamheter behöver arbeta proaktivt med yttranden vid prövning av nya tillstånd, dessutom behövs översyn av framtida riktlinjer och gränsvärden för anslutna verksamheter som kan användas vid dialog och kravställan på utsläpp av PFAS till spillvatten, dagvatten och till dricksvattentäkter. I kapitel 3 och 4 redogörs för gällande regler och gränsvärden som kan ligga till grund för de riktlinjer och rekommendationer som VA-huvudmannen kan framföra i samarbete med tillsynsmyndigheten där avvägningar behöver göras i varje enskilt fall.

Uppströmsåtgärder identifieras

Möjliga uppströmsåtgärder identifieras genom det systematiska uppströmsarbetet, så som kartläggningar av betydande utsläpp med risk för påverkan på vattentäkter och spillvatten. Ansvaret för genomförandet av åtgärder styrs av gällande lagar och andra författningar (lagar, förordningar och myndighetsföreskrifter), förorenaren betalar (enligt kapitel 10 miljöbalken) och den aktuella verksamhetens miljötillstånd. Detta beskrivs mer ingående i kapitel 3 och 6. I kapitel 12 beskrivs exempel på hur detta arbete har genomförts i Östra Mälaren.

Proaktivt och kontinuerligt uppströmsarbete

Eftersom hela samhället ska fasa ut PFAS i alla sektorer krävs ett långsiktigt och systematiskt arbete där uppströmsarbetet är centralt. Målsättningen bör vara att minska diffusa källor och helt undvika nya. Mer om detta beskrivs i Kapitel 13 Sammanfattande slutsatser och vägen framåt.

Fördjupning: Vill du läsa mer?

Naturvårdsverkets branschlista förorenade områden ([Direktlänk](#))

Naturvårdsverket: Inventering av förorenade områden ([Direktlänk](#))

Naturvårdsverket: Ansvar för avhjälpande av miljöskador. En vägledning om miljöbalkens regler och rättslig praxis ([Direktlänk](#))

9 Rening av PFAS

Det är bara destruktion eller inaktivering av PFAS som kan åstadkomma att befintliga PFAS tas bort från kretsloppet. Många sanerings- och reningstekniker ger ingen destruktion av PFAS utan avskiljer och koncentrerar PFAS från en förorenad matris (till exempel råvatten eller avloppsvatten) till en annan (till exempel aktivt kol) så att avskilt PFAS sedan kan destrueras. Vattenverk och avloppsreningsverk kan ta bort befintliga PFAS från vattenkretsloppet genom uppkoncentrering och destruktion (Baresel 2022). PFAS kan också saneras uppströms i mark eller vatten. Det här kapitlet handlar om reningsteknik för dricksvattenproduktion, avloppsrening samt rening och sanering av PFAS vid utsläppskällan.

9.1 Reningstekniker för PFAS – med exempel från dricksvattenproduktion

PFAS-ämnen avskiljs framför allt genom två olika processer: fysisk separation och fastläggning (Franke et al. 2017; Ahrens et al. 2024, 2025). Det fanns år 2025 framför allt fyra beprövade tekniker tillgängliga: rening med aktivt kol, med jonbytare, via membranteknik och skumfraktionering.

Faktaruta 9.1: PFAS-reningstekniker

Fastläggning:

Granulerat aktivt kol (GAK) är en vanlig metod där vatten filtreras genom granulerat aktivt kol, vilket adsorberar PFAS-föreningar. Både trycksatta och öppna filter används (Svenskt Vatten 2024). Denna teknik är mer effektiv för långkedjiga PFAS men har begränsad verkan på kortkedjiga föreningar.

Pulveriserat aktivt kol (PAK) är en metod där finmalda partiklar av aktivt kol tillsätts till vattnet. Partiklarna avskiljs därefter via antingen sedimentering, textiltrer eller över sandfilter.

Jonbytesfilter (IEX) är en teknik där PFAS-molekyler ersätter joner på ett filtermedium (de byts ut – därav namnet). Trycksatta filter är standardutformningen. Denna metod är särskilt effektiv för långkedjiga PFAS och generellt sett mer effektiv än kolfilter när det gäller kortkedjiga PFAS. Tekniken är också platsbesparande, eftersom kontakttiden är betydligt kortare jämfört med aktivt kol.

Fysisk separation:

Nanofiltrering (NF) är en teknik där vattnet passerar genom ett halvgenomsläppligt nanofiltermembran som blockerar stora molekyler, såsom PFAS. Metoden kan avlägsna både lång- och kortkedjiga PFAS, men kräver mycket energi och skapar en restström med högkoncentrerad PFAS som måste hanteras.

Flotation (DAF)/skumfraktionering (SAFF) är en metod där små luftbubblor injiceras från botten för att lyfta upp partiklar. DAF-processen används vanligtvis i samband med sedimentering för att avskilja partiklar. Eftersom PFAS-ämnen uppvisar ytaktiva egenskaper fäster de vid bubblornas yta och avlägsnas därmed tillsammans med skummet. SAFF är mycket effektivt att avlägsna ämnena och kan användas satsvis eller kontinuerligt.

Vid filtrering med aktivt kol eller med jonbytesteknik fastläggs PFAS-ämnen temporärt på en fast fas som antingen är det aktiva kolet eller jonbytarmassan. Fastläggningen styrs av jämvikten på ytan i jämvikt med det inkommande vattnet och är delvis reversibel. I denna text används begreppen fastläggning och *sorption* synonymt. Den fasta fasen har alltid en begränsad kapacitet att ta upp ämnen, så kallad sorptionskapacitet. Därmed försämras alltid borttagningen över tid och det kan även förekomma att ämnen släpps

tillbaka till vattenfasen. Ämnen med hög benägenhet att fastna, oftast långkedjiga PFAS, kan tränga bort ämnen med lägre benägenhet att fastna. När ett ämne släpper från det fasta materialet kallas detta för *desorption*. Även om denna fastläggning inte är helt reversibel, så används begreppet *adsorption* här. I verkligheten så binds en del ämnen irreversibelt till porsystemet i det aktiva kolet, vilket borde beskrivas med begreppet *absorption*.

I ett nanofilter (NF), en flotationsanläggning (DAF) eller en skumfraktionering (SAFF) avskiljs PFAS-ämnen från huvudvattenflödet, som används till att producera dricksvatten, till ett vattenflöde som har mycket höga PFAS-halter och som måste efterbehandlas (koncentrat, se även faktarutan nedan). Förmågan att avskilja PFAS styrs främst av de fysiska förutsättningarna, såsom membranporstorlek och flöde, samt delvis av de kemiska förhållandena, inklusive membranladdning, fouling (beläggning på membranytan) och flotationens driftförhållanden. Nanofilter 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.

Beroende på vilka PFAS som förekommer i vattnet, samt beroende på vattenmatrisen kan olika typer av rening ha olika tillämpbarhet på olika vatten. För spillvatten är oftast hög halt organiskt material och suspenderat material en utmaning. Det gäller således att i varje enskilt fall rekommendera en utvärdering av de reningsalternativ som finns att tillgå. Exempel på PFAS-egenskaper som kan påverka reningseffektiviteten är laddning (katjonisk, anjonisk, zwitterjonisk), kedjelängd, pKa, funktionella grupper, etc. Exempel på vattenegenskaper som kan påverka reningseffektiviteten är exempelvis jonstyrka (t.ex. kan tvåvärdade joner agera som brygga mellan fast material och PFAS), innehåll av ämnen så som järn och mangan, löst syre (relevant för processer som bygger på foto-oxidation), samt förekomst av löst organiskt material och suspenderat material.

Beroende på egenskaper hos det vatten som ska renas från PFAS kan också olika behov av förbehandling föreligga. Ett grundvatten kan ofta kräva en enklare förbehandling, exempelvis påsfiltrering, medan ett ytvatten kan behöva en mer avancerad process med steg som kemisk fällning, koagulering, flockning, flotation eller sedimentering, följt av exempelvis sandfiltrering. Spillvattenförbehandling kräver en bra sedimentering och möjligen aktiva kolfilter för att avlägsna höga halter organiskt material. PFAS kan sedan renas med lämplig teknik. Generellt gäller att ju renare det inkommande vattnet är, desto mindre komplex förbehandling krävs. Även val av reningsteknik ställer krav på förbehandlingen. För att uppnå en maximal reningseffekt kan olika tekniker kombineras.

Generellt gäller att kortkedjiga PFAS (PFBA och kortare) är mer mobila i vatten och således svårare att rena i hög grad.

Nedan beskrivs de vanligaste reningsteknikerna för PFAS i vatten, med exempel och fallstudier från vattenverk.

Aktivt kol

Aktivt kol har använts i dricksvattenberedning under många år, bland annat för att reducera lukt och smak. Aktivt kol tillverkas genom att låta nermalda kolgranulat från till exempel lignit, stenkol eller kokosnötskal genomgå en kemisk aktivering. Under aktiveringsprocessen reagerar kolet med syra, lut eller andra kemikalier för att skapa en reaktiv yta. Det är den *aktiva ytan* som binder ämnen.

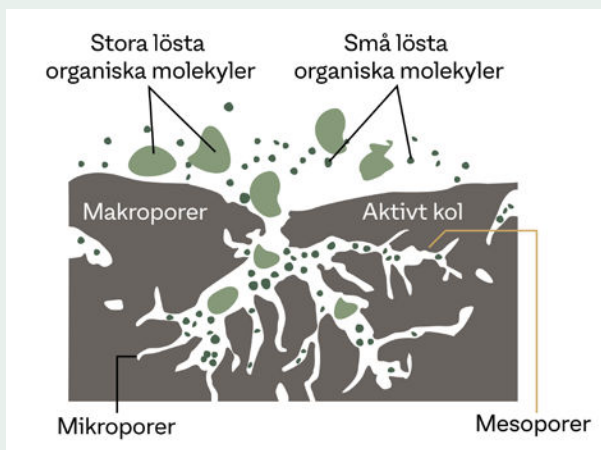
Faktaruta 9.2: Aktivt kol

Aktivt kol är finfördelat amorft kol med små porer och stor porvolym som skapar en stor specifik yta där adsorption och kemiska reaktioner kan ske. Den specifika ytan för aktivt kol är normalt mellan 500 och 1 500 m²/gram. Hur mycket som kan fastläggas av kolet är proportionellt mot temperatur och tryck.

Aktivt kol framställs av material med hög kolhalt som till exempel stenkol (bitumen), träkol, torv och kokosnötskal. Framställningen sker i två steg. Det första steget är en kontrollerad förkolning (pyrolys). I det andra steget aktiveras kolet termiskt eller kemiskt. Det är under aktiveringsprocessen som kolet får sin sorptionsförmåga.

Porstorlek och porstorleksfördelning som anger andel mikro- (<2 mikrometer), meso- (2–50 mikrometer) och makroporer (>50 mikrometer) skiljer sig mellan de olika sorterna och därför påverkar detta kriterium val av kol. Struktur och porfördelning i aktivt kol visas i Figur 9.1.

Agglomererad aktivt kol är kol där mindre aggregat har tryckts ihop. Detta ger en större reaktiv yta.



Figur 9.1

Struktur och porfördelning i aktivt kol. (Bildkälla: Svenskt Vatten, undervisningsmaterial i diplomkurs dricksvatten).

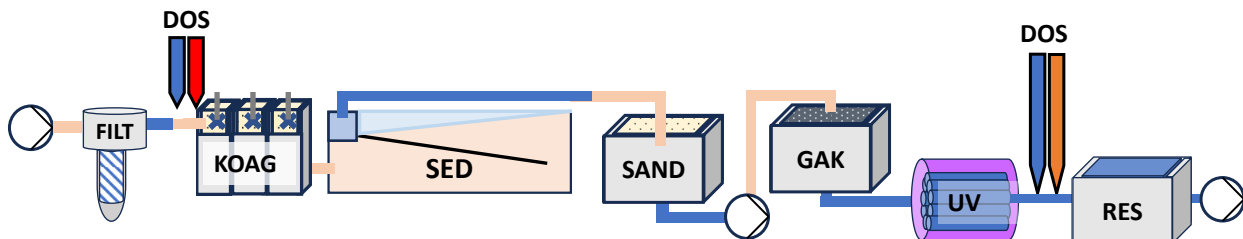
Aktivt kol kännetecknas av en stor aktiv yta på mer än 1 000 m²/g kol (Svenskt Vatten 2024). Det är summan av alla ytor som utgör den aktiva ytan. Tack vare porerna erhålls den stora specifika ytan.

Aktivt kol binder effektivt in organiska ämnen på den reaktiva ytan genom fysiska (inneslutning i en por) och kemiska (adsorption till laddade ytor, adsorption till hydrofoba delar av den reaktiva ytan) interaktioner mellan PFAS och det aktiva kolet. Båda processerna är delvis reversibla.

För att aktivt kol ska vara effektivt vid rening av PFAS-ämnen krävs att andra ämnen (till exempel naturligt organiskt kol) till stor del har tagits bort i tidigare reningssteg. Figur 9.2 visar ett exempel på var ett aktivt kolfilter kan placeras i en reningsprocess.

Figur 9.2

Typisk beredningsprocess i ett ytvattenverk som använder aktivt kol (GAK) för borttagning av oönskade ämnen så som PFAS.

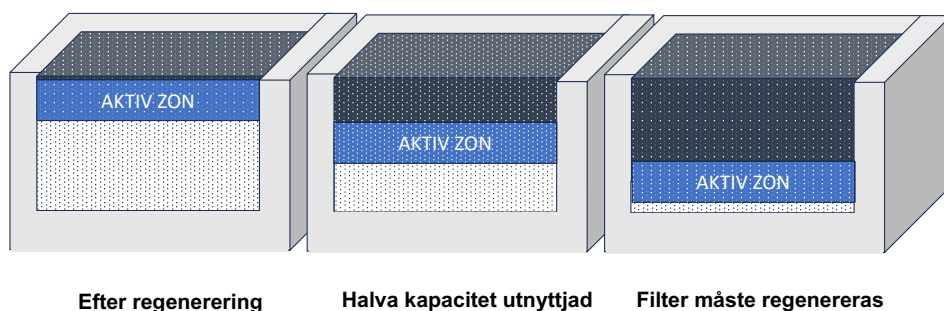


Det är främst organiska och hydrofoba, dvs svårattenlösliga, ämnen som binds till det aktiva kolet. Aktivt kol är negativt laddat och därför binds positivt laddade ämnen bättre till det aktiva kolet jämfört med negativt laddade ämnen. Ämnen som är mindre

vattenlösliga har en större tendens att bindas in än de som är mer vattenlösliga. Då de flesta PFAS-ämnen har en stark hydrofob karaktär (vilken ökar med kedjelängden) så binds de till aktivt kol trots att de själva har en negativ laddning. Ju kortare kedjelängd desto högre är vattenlösligheten och desto sämre binds de in i det aktiva kolet.

Det aktiva kolfiltret fungerar i stort sett som ett snabbfilter (Svenskt Vatten 2024). Den dagliga driften och övriga driftsfrågor är desamma som för snabbfilter. Ett aktivt kolfilter kan spolas något mer sällan än ett snabbfilter då det oftast är placerat sist i beredningsprocessen och därmed behandlar ett nästintill partikelfritt vatten.

I Figur 9.3 visas en schematisk bild av vad som händer med ett filter över tid när massan förbrukas. Med förbrukningen menas att den aktiva ytan blir mindre och mindre då ämnen har fastlagts. På bilden visas den aktiva zonen där PFAS tas upp från vattenfasen till massan. Ovanför denna zon är massan helt förbrukad (svart i bilden) och nedanför är massan helt oförbrukad (vitt i bilden). Den aktiva zonen förflyttar sig djupare ner i filtret ju längre filtret används på grund av att mängden aktiv yta minskar. Materialet bör reaktiveras eller bytas ut innan den aktiva zonen har nått filterbotten; annars sker ett genombrott av PFAS. För att optimera användningen kan flera filter placeras i serie och analys av PFAS göras mellan filtren. Det är då möjligt att byta sorbenten när ett genombrott skett i det första (men inte det andra) filtret. Denna process gäller för både aktivt kol och jonbytarmassa. I dag är det bara GAK som kan reaktiveras (se text nedan hur detta genomförs). Det finns i dag ingen procedur där förbrukad bindningskapacitet av jonbytare kan återskapas genom reaktivering som är tillåten för beredning av dricksvatten.



Figur 9.3

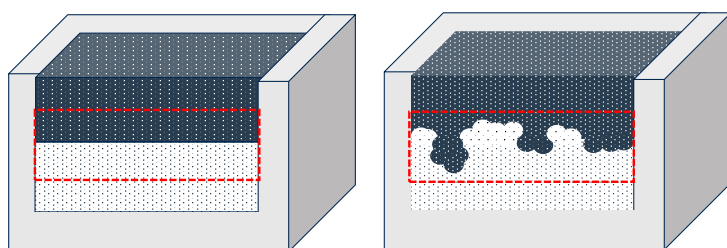
Skiss som visar tre olika stadier av en filtermassa (gäller för både GAK och jonbytarmassa).

Mängden vatten som kan behandlas innan filtret måste bytas och sedan reaktiveras mäts i antal *bäddvolym* (BV). En bäddvolym motsvarar filtrets volym. Detta begrepp är en allmänt vedertagen förenkling för att beskriva processen och beskriver alltså inte den verkliga mängden vatten i filtret. Filtermassan har oftast en porositet runt 50 % vilket betyder att mängden vatten i verkligheten motsvarar cirka halva filtervolymen. Eftersom porositeten i olika massor skiljer sig åt är det enklare att använda sig av den ovan nämnda definitionen av bäddvolym. Vid en utvärdering av bäddvolymen plottas förändringar i utgående halter från filtret antingen som enhetslös parameter, antal bäddvolym (pumpad mängd vatten i m³ / bäddvolym i m³) eller som funktion av tid. Det sistnämnda sättet att utvärdera data över tid kan bara tillämpas om flödet över filtret inte varierar över tid.

Kontakttiden, eller uppehållstiden, som vattnet spenderar i filtret, på engelska *empty bed contact time* (EBCT) har en stor påverkan på reningsgrad som kan uppnås över tid. EBCT under 7 minuter ska undvikas, längre tider ger bättre borttagning. Optimala kontakttider (utifrån kostnad-nytta) bör bestämmas för varje system (Belkouteb et al. 2020).

Filtret fungerar bäst om den aktiva zonen sprider sig över en skarp gräns mellan utnyttjad och outnyttjad kol (enligt Figur 9.4 till vänster). I samband med kolbyte är det viktigt att kolet väts enligt leverantörens instruktioner, detta för att undvika gångbildning i kolet. Gångbildning gör att vattnet tar genvägar och att hela kolets volym inte

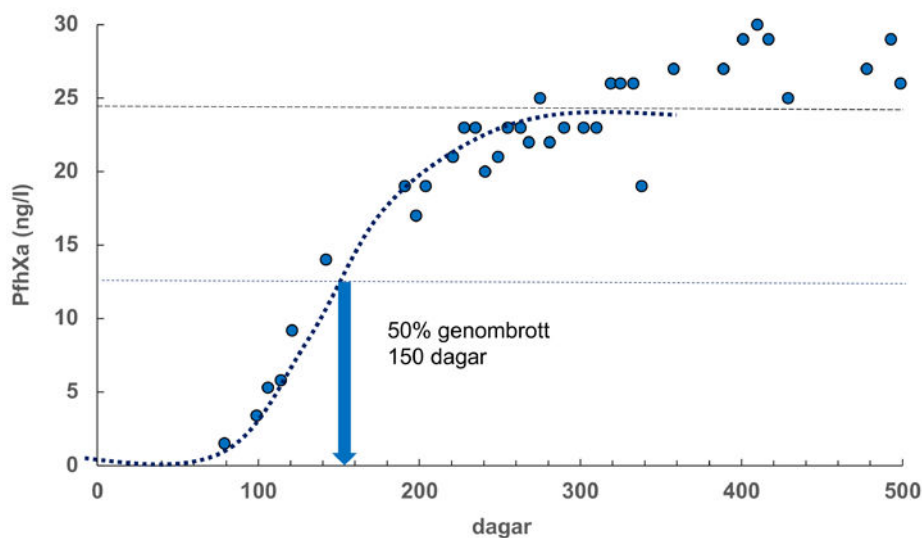
nyttjas effektivt för PFAS-rening. En annan utmaning kan vara ansamling av material som över tid ger ett ökat tryckfall eller att i situationer med stillestånd undvika organisk tillväxt, detta kan föranleda behov av backspolning. Om backspolningen inte sker försiktigt och enligt leverantörens föreskrifter kan övergången blandas så att outnyttjad och utnyttjad massa rör sig uppåt respektive neråt (Figur 9.4 till höger). En sådan situation är mycket ofördelaktig och kan förkorta livslängden på filtret avsevärt. I stället för en någorlunda skarp förändring över tid observeras i stället en utdragen signal med ökande värden i utgående vatten från felpolade filter. (Detta ska inte förväxlas med den gradvisa ökningen av PFAS som beror på olika PFAS förmåga att binda till sorbenten.) Blandningen kan vara en av orsakerna till att utgående koncentration över tid blir ojämn. Det är mycket svårare att styra processen under dessa förhållanden. Backspolning ska därför helst ske med så långt intervall som möjligt. Under backspolning är det viktigt att filtret spolas varsamt. Sker ingen tryckuppbyggnad över filtret samt att övrig vattenkvalitet är tillfredställande behöver filtren inte backspolas.



Figur 9.4

Skiss som visar sorteringen i ett filter (gäller för både GAK och jonbytarmassa), efter optimal backspolning där den nyttjade och outnyttjade sonen inte är blandade efter spolning (vänster) och efter en dåligt genomförd backspolning där den nyttjade och outnyttjade sonen är ihopblandade efter spolning (höger).

Förändringen av utgående halter från filtret kan se ut som i Figur 9.5. Här visas resultatet från ett försök med konstant flöde.



Figur 9.5

Tidsserie av halter (ng/l) av PFHxA i utloppet av en kolonn som matas med en inkommande halt av ca 25 ng/l.

Ämnet som utvärderas är PFHxA som i detta fall har en inkommande koncentration på runt 25 ng/l. Efter ca 150 dagar tar filtret bara bort 50 % av den inkommande koncentrationen. Reningsgraden (RG), som anges i procent och som beskriver prestandan av filtret, kan definieras enligt:

$$RG = (C_{in} - C_{ut}) / C_{in} * 100 \%$$

PFAS fastläggs dock inte för alltid, utan denna bindning är reversibel (Figur 9.5). Om

det finns andra ämnen i vattnet som har större benägenhet att binda till filtermaterialet än de som redan sitter där, kan ämnen som har bundits upp tidigare åter släppas till vattnet när de nya binds in. Utgående halter kan då, under en viss period, överstiga de inkommande halterna (Figur 9.5). En sammanställning av viktiga faktorer som berör reningen av PFAS-haltigt vatten sammanfattas i Tabell 9.1.

För att kolfilter ska kunna fastlägga ämnen från vatten krävs att det finns ytor på kolet som är tillgängliga. Ju mer PFAS som kolet kommit i kontakt med, desto mindre yta kommer att finnas kvar och vara tillgänglig för fastläggning. Denna förbrukning av yta gör att reningsgraden (RG) sjunker med tiden.

För att återställa reningsgraden måste kolet bytas ut eller reaktiveras termiskt (även kallat regenerering). Vid reaktivering värms kolet upp till 1 200 °C för att avlägsna alla ämnen och återaktiveras sedan för att återfå den aktiva ytan. Under denna process går runt 5–15 % av kolet förlorat. Denna mängd måste ersättas med nytt aktivt kol. Regenerering beskrivs vidare i kapitel 10.

Fallstudie 9.1: PFAS-rening med GAK-filter i ett vattenverk

Under 2012 upptäcktes vid ett vattenverk förhöjda halter av PFAS 11 i inkommande grundvatten enligt då gällande föreskrifter. Halterna av PFAS 21 varierade mellan 100–150 ng/l vid ett av kommunens vattenverk. På verket fanns det tio parallellkopplade GAK-filter varav sex filter var i konstant drift. Efter upptäckten började driftorganisationen att optimera processen för att hitta de optimala bytestiderna för GAK-filtren med syfte att reducera de utgående PFAS-halterna till under den dåvarande åtgärdsgränsen på 90 ng/l.

Detta verkställdes genom att låta filtren bytas ut i serie efter varandra. Fastläggningen av PFAS per filter ökades och därmed sänktes driftkostnaderna. När lägre gränsvärden annonserades lyckades man även få ner utgående halter till under 5 ng/l. Kostnaden för denna enstegsdrift med få filter var dock mycket hög och krävde en väldigt hög bytesfrekvens av GAK-filtren. Man valde därför att projektera för att utöka verket med ytterligare filter.

Kategori	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 halter över 100 ng/l kan tvåstegsbehandling bli mer ekonomisk.
Maskinbehov	Bassänger, pumpar, mellanreservoar	
Kontaktid	Mellan 7–30 minuter	Reningsgraden avtar snabbare med en kort kontaktid. Längre kontaktid kräver större yta.
Placering	Efter fällning, filtrering, innan UV och desinfektion eller pH-justering	Så låg halt organiskt kol som möjligt (TOC <3 mg/l), låg partikelhalt (turbiditet <0,2 FNU)
Drift	Kolfilterbyte, backspolning	Tömning av kolfilter kan vara utmanande. Under reaktivering så tappas ca 5–15 % av aktivt kol.
Energi	0,01–0,02 kWh/m ³	Trycksättning vid backspolning
Annan funktionalitet	Borttagning av läkemedel, bekämpningsmedel, lukt och smak	

Tabell 9.1

Summering av viktiga faktorer och processer som rör rening av PFAS med GAK.

Fördelar med aktivt kolfilter
Kolfilter är en beprövad process. Många vattenverk har en lång samlad erfarenhet av kolfilterdrift.
Sandfilter kan med fördel byggas om till kolfilter om man anpassar spoltid, spolhastigheter, och val av GAK-materialets densitet och kornstorlek.
Aktivt kol har flera funktioner som till exempel att binda upp läkemedel, åtgärda lukt- och smakproblem och kan fungera som ett biofilter som kan bryta ner algtoxiner.

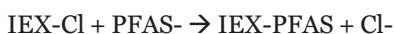
Kända utmaningar med aktivt kolfilter
Kolfilter måste backspolas regelbundet för att undvika att partiklar som ansamlas leder till ett för högt tryckfall över filtret. Innan omhändertagandet av spolvatten bör halterna av PFAS-ämnen kontrolleras.
Under ofördelaktiga driftförhållanden (till exempel lågt flöde) kan det ske en oönskad tillväxt på kolfiltret.
Mycket höga DOC halter (> 10 mg/l) försämrar förmågan att fastlägga andra organiska ämnen avsevärt.
Organisk påväxt vid satsvis drift. Satsvis drift med uppehåll på några dygn/vecka kräver backspolning.
Fastläggningen 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.

Jonbyte

Jonbytare (IEX) har inom dricksvattenberedning framför allt använts för avhärdning och borttagning av specifika ämnen så som fluorid, klorat och uran. Till sin utformning är jonbytaren ofta uppbyggd på samma sätt som ett snabbfilter.

Jonbytarmassan är oftast utformad som mer eller mindre sfäriska partiklar av en viss storlek. Både positivt och negativt laddade jonbytarmassor kan användas beroende på vilket ämne som ska avskiljas. Under de senaste åren har det utvecklats jonbytare specifikt för avskiljning av PFAS-ämnen. Dessa jonbytare är positivt laddade och påverkas i mycket mindre utsträckning av andra ämnen. Jonbytarmassan utgörs av strukturmaterial (matris) som är polymerbaserat där det befinner sig funktionella grupper som har en förmåga att specifikt binda vissa typer av föroreningar.

Under processen passerar vattnet genom jonbytarmassan. På jonbytarmassan sitter joner med samma laddning som de molekyler som ska tas bort av massan. När vattnet passerar igenom massan fäster PFAS-molekylen på jonbytarmassan och byter då plats med en jon med lika laddning enligt följande:



Den jon som byts ut mot PFAS-molekylen följer med vattenströmmen och är ofarlig. Det ämne som binder hårdast till jonbytaren kommer att fastläggas först. I praktiken fastläggs nästan alla inkommande PFAS-ämnen tills antalet tillgängliga jonbytesplatser har minskat, det vill säga platserna där PFAS-ämnen kan binda till jonbytaren. Därefter binds ämnen in som binder bäst vilket kan leda till att andra ämnen som inte binder lika hårt släpps tillbaka till vattnet.

Oavsett vilken funktionell grupp som förekommer avseende PFAS-ämnen, binds kortkedjiga PFAS-ämnen sämre då deras löslighet i vatten är högre. Fastläggningen av PFAS-ämnen på jonbytare är, liksom på aktivt kol, en reversibel process. Det innebär att kortkedjiga PFAS-ämnen, som binder svagare till jonbytarmassan, kan frigöras i utgående vatten om ett annat ämne med starkare bindning tar dess plats. Jonbytarmassa som innehåller ammoniumgrupper som funktionell grupp har en tendens att binda PFAS med sulfonsyror bättre än PFAS med karboxylsyror. Selektiviteten hos massorna

för olika typer av PFAS-ämnen kan påverkas genom att välja olika funktionella grupper och olika matris. PFAS-ämnen som är svårattenlösliga kan även bindas upp genom fastläggning i polymerdelen av jonbytarmassan.

Faktaruta 9.3: Jonbytare

Jonbytarmassan (även kallad resiner) består till stor del av en polymer som har skapats genom en polymerisationsreaktion. Denna massa kallas ofta för matris och kan bestå av polystyren, polystyrol eller polyakryl. På polymeren finns det funktionella grupper (karboxyl, sulfon, amino, butyl, etc.) som adderats beroende på vilka ämnen som ska avlägsnas. Jonbytarmediet levereras i form av små kulor (mellan 350–650 µm) med små porer där PFAS kan fastläggas. PFAS avlägsnas med anjoniska jonbytare.

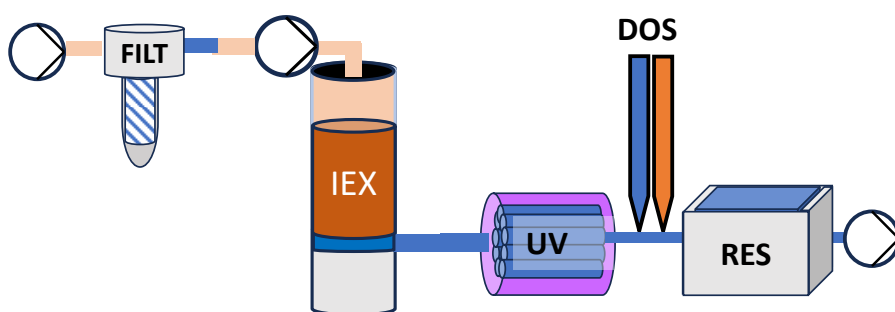
Anjoniska jonbytare kan delas upp i svaga och starka bas-resiner beroende på den funktionella gruppen. De tillverkas som gelmassa som sväller upp i vattnet. Gelbaserade resiner har ett porsystem med mycket små porer (<5 nm). Resiner kan även vara makroporösa. Makroporösa resiner kan innehålla porer av mellan 5–20 nm.

Svaga basiska anjonbytare (WBA, eng. *weak base anion*) har en laddning som varierar med pH medan starka basiska anjonbytare (SBA, eng. *strong base anion*) alltid har en positiv laddning. SBA-resiner är särskilt användbara för att avlägsna anjoniska PFAS från vatten; de attraherar PFAS-ämnenas negativt laddade huvudgrupper.

Fastläggning kan ske via olika mekanismer. Antingen genom jonbyte där PFAS-ämnen byts ut mot klorid som finns bundet på massa; denna process är reversibel. Eller genom att PFAS-ämnena binds upp i form av miceller. *Miceller* kan beskrivas som en sammanlagring av PFAS-ämnen via deras hydrofoba del. Miceller kan bildas mellan PFAS-ämnena själva, mellan miceller av PFAS och massan samt mellan organiskt kol, miceller och massan. Fastläggning via miceller är mycket svårt att beskriva kvantitativt då micellbildningen både kan ge en ökad sorption och/eller blockera tillgång till porer i materialet. Micellbildning har störst betydelse för långkedjiga PFAS med ett stort antal kolatomer (>8).

Joner i vattnet kan påverka sorptionen genom att antingen tävla med PFAS om de aktiva sätena eller genom att agera som jonbryggor.

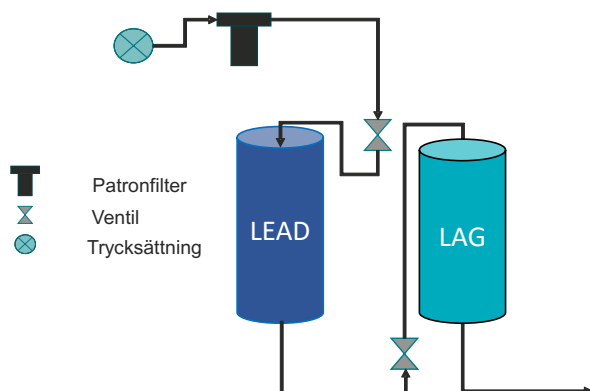
Figur 9.6 illustrerar ett exempel på en beredningsprocess i ett grundvattenverk där jonbyttarteknik används för att avlägsna oönskade ämnen som PFAS. Processen omfattar förfiltrering, jonbyte, UV-desinfektion och reservoar för det behandlade vattnet.



Figur 9.6

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

Jonbytare installeras oftast i form av trycksatta behållare som är fyllda med jonbyttarmassa. Jonbytare har en relativ kort kontakttid (2,5–3 min) och har därför ett relativt litet footprint. Jonbytare kan användas i enstegs- eller tvåstegsberedning (två filter i serie). Det är vanligt att man väljer en tvåstegsberedning. Denna uppsättning kallas för LEAD-LAG-förfarandet. Den första kolonnen kallas för LEAD och den andra för LAG eller poliskolonn och visas i Figur 9.7.



Figur 9.7

Skiss av en uppsättning av två filterkolonner (gäller både GAK och IEX) med en LEAD/LAG-konfiguration.

I Tabell 9.2 beskrivs vilka faktorer som påverkar fastläggning av PFAS via jonbytare.

	Beskrivning	Kommentar
Funktion	Reversibel fastläggning av PFAS-ämnen	Ämnen som binder svagare, såsom kortkedjiga PFAS, kan återgå till vatten om jonbytarfilter används under en längre tid.
Vattenkvalitet	PFAS-halt	Vid halter över 50 ng/l kan tvåstegsbehandling bli mer ekonomisk. Vid tvåstegsbehandling binds mer PFAS upp per massa i LEAD-filtret.
Maskinbehov	Bassänger, förfilter, pumpar, mellanreservoar, reservbehållare	
Kontaktid	Kontaktid mellan 2,5–3 min per kolonn	
Placering	Efter: fällning och filtrering. Innan UV, desinfektion och pH-justerig.	Gärna låg halt organiskt kol (TOC <5 mg/l), låg partikelhalt (turbiditet <0,2 FNU)
Drift	Byte av jonbytarmassa, tvätta bort den minsta fraktionen (fines) vid första idrifttagning av massan, 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	
Annan funktion	Kan möjligen även avskilja organiskt material, uran och anjoner.	Verkan för organiskt material och anjoner är mycket kortvarig. För uran bör tester utföras.

Tabell 9.2

Summering av viktiga faktorer och processer som rör rening av PFAS med jonbytare vid dricksvattenberedning.

Fördelar med jonbytare
Jonbytare är mycket mindre känslig för höga halter organiskt kol jämfört med andra tekniker.
Jonbytare är mer kompakt än filter med aktivt kol (GAK-filter).
Jonbytare har längre gångtid än GAK filter.
Kända utmaningar med jonbytare
Fastläggning av ämnen till jonbytare är reversibel. Stora förändringar av halter i inkommande vatten eller i sammansättningen av PFAS-ämnen kan leda till att tidigare fastlagda PFAS-ämnen frigörs.
Backspolning ska undvikas för att förhindra att massan blandas. Detta kräver att det inkommande vattnet har mycket låg partikelhalt så att behov av backspolning kan undvikas.
Massan kan behöva tvättas regelbundet för att motverka fouling. Förfarandet beskrivs i leverantörernas anvisningar.
Massan bryts ner fysiskt och kemiskt (minskad kapacitet) över tid. Leverantörer garanterar lagringsstabilitet av jonbytarmassan under max två år. Kontakttiden bör dimensioneras därefter.
Jonbytare är framtagna för att fastlägga laddade lösta ämnen. Detta betyder att borttagning av läkemedel eller andra organiska spårämnen inte kan säkerställas.
Mycket höga halter organiskt kol (>10 mg/l) försämrar reningen då den skapar irreversibel fouling.
Jonbytarmassa för PFAS har ett högt enhetspris (SEK/m ³).
Den kompakta utformningen av jonbytare i form av trycksatta behållare medför höga flödes-hastigheter genom behållare. Detta kan leda till höga tryckförluster, speciellt vid låga vatten-temperaturer (0,5–1 bar per kolonn) och kräver därmed extra energi för pumpning.
Jonbytarmassa som används för PFAS-fastläggning får för närvarande inte reaktiveras (eftersom organiska vätskor som inte får användas enligt LIVSFS 2022 används). Detta medför att uttjänt jonbytarmassa blir avfall. Detta medför extrakostnader för omhändertagandet och är också negativt ur hållbarhetssynpunkt.

Membran

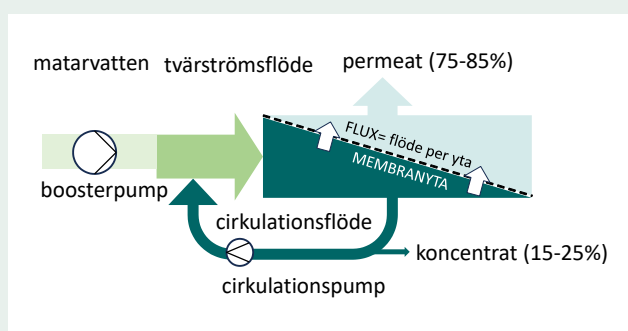
Membranteknik är en metod för vattenrening som skiljer sig från många andra tekniker genom att den bygger på fysisk separation snarare än sorption, vilket sker vid användning av exempelvis aktivt kol eller jonbytare. I membranprocessen delas det inkommande vattnet upp i två strömmar (vattnet pressas genom ett membran med mycket små porer): *permeat* som är det renade vattnet, och *koncentrat* som innehåller vatten samt de ämnen som avskilts, exempelvis PFAS. Vid nanomembranfiltrering utgör konzentratet ofta 15–25 % av det inkommande flödet. Detta innebär att en relativt stor mängd vatten med uppkoncentrerade halter av föroreningar behöver hanteras vidare.

Faktaruta 9.4: Membran

Nanofiltermembran separerar ämnen från vattenfasen genom att trycksätta vatten över ett syntetiskt lager innehållandes små porer (membranet). Membranet fungerar som ett filter och är semipermeabelt. Mindre porer leder till att mer PFAS-ämnen avskiljs. Ju mindre porer desto högre tryck måste användas (mellan 4–6 bar kan förekomma).

Membranen kan vara utformade som spirallindade membran eller hålfibermembran. I *spirallindade* membran har membranen vecklats ihop i en rulle och kan därmed inte backspolas utan måste tvättas med kemikalier. *Hålfibermembran* är spagettliknande rör där rörets vägg utgör membranet vilket vattnet filtreras igenom. Även ultrafilter utformas vanligen som hålfibermembran. Hålfibermembran kan i vissa fall backspolas på samma sätt som ultrafilter.

Man strävar efter att ha högt utbyte (permeatflöde/totalt inflöde). Ett högre tryck kan öka utbytet, men till en viss energikostnad. Detta illustreras i Figur 9.8. I koncentratet förkommer höga salthalter. Detta kan leda till att kemikalier som förhindrar utfällning av mineraler (beläggningshämmare) måste tillsättas för att förhindra igensättning av membran.



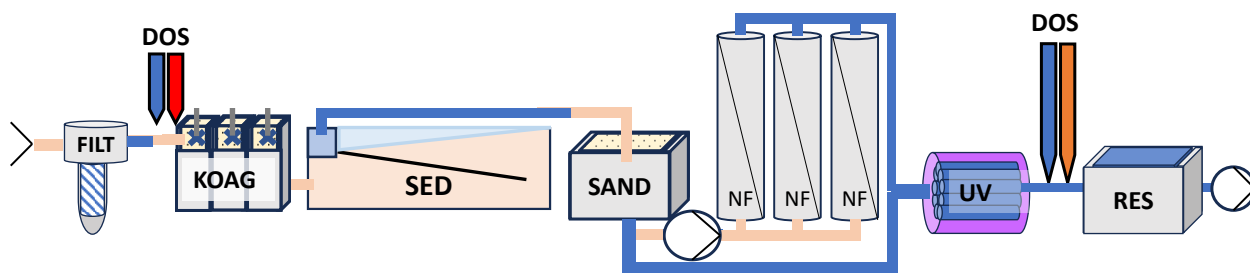
Figur 9.8

Schematisk bild av hur olika ämnen avskiljs över ett nanofilter.

Under membranfiltrering bildas ett koncentrat som innehåller höga halter av flera olika ämnen där halterna i koncentratet ofta är fyra till fem gånger högre än i råvattnet. Exakt utbyte påverkas av systemets tryck samt ingående koncentrationer; ett ingående rent vatten ger möjlighet till högre uppkoncentrering. Om beläggningshämmare har använts, anrikas även denna i koncentratet. Koncentratet måste därför efterbehandlas med olika tekniker eller destrueras. Syftet med efterbehandlingen är att lyckas uppkoncentrera PFAS-ämnena i så hög grad som möjligt, antingen i en fast fas eller en vätskefas. Exempel på efterbehandlingstekniker är skumfraktionering och jonbyte.

Nanofiltrering har använts i Europa sedan 1990-talet, främst för att avlägsna bekämpningsmedel. Under senare år har tekniken fått bredare användning även i norra Europa, exempelvis för avhärdning och borttagning av organiskt kol eller organiska spårämnen.

Det finns olika typer av membran, med varierande porstorlek och olika applikationsområden. De tätaste membranerna är de som används vid t.ex. avsaltning av havsvatten (RO eller *omvänd osmos*) och avskiljer i stort sett allt förutom vattenmolekylen. Därefter kommer *nanofiltermembran* med lite större porer med användningsområden som avhärdning och avskiljning av organiskt material. *Ultrafiltermembran* har ännu större porer och används primärt som mikrobiologisk barriär. För att avskilja PFAS används nanofiltermembran med en porstorlek liten nog att avskilja PFAS-molekylerna. Porstorleken är minst 20 gånger mindre än ultrafilter och det finns flytande övergångar mellan nanofilter och omvänd osmos-membran. På grund av den stora skillnaden i porstorlek mellan olika membrantyper krävs ofta en förbehandling av vattnet innan det når de finare membranerna. Syftet är att minska risken för igensättning och beläggning, vilket annars snabbt kan försämra både kapacitet och livslängd hos membranet. I Figur 9.9 visas ett exempel på en reningsprocess för sjövattnet där ett sandfilter används som förbehandling före nanofiltrering.



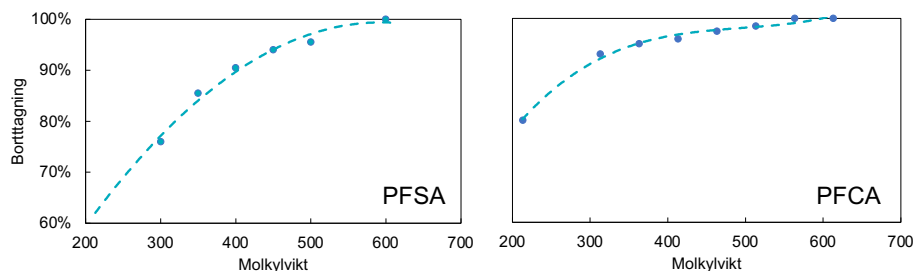
Figur 9.9

Beredningsprocess på ett ytvattenverk som använder membrantechnik för borttagning av oönskade ämnen, så som PFAS, i en delström. Behandling i delström är möjlig om halterna är låga.

Som alternativ till omvänd osmos eller nanofiltermembran kan ultrafiltrering användas i kombination med tillsats av en koagulant (se fallstudien ovan). Dessa binder till PFAS och bildar större molekyler som kan avskiljas med hjälp av ultrafilter, vars porstorlek annars inte skulle räckta till. Fördelen med denna metod är ett lägre tryckfall och att mängden PFAS-innehållande retentat minskar. En nackdel är dock risken att koagulanten passerar membranet och hamnar i det renade vattnet.

Membrantechnik används för avhärdning, borttagning av organiskt kol och som en mikrobiologisk barriär (Liden 2020; Moona et al. 2024). Eftersom membrantechnik har många andra användningsområden än borttagning av skadliga ämnen, anses tekniken vara fördelaktig i många sammanhang. Det ska dock påpekas att membranberedning även har en del utmaningar. Både irreversibel fouling av membran vid en otillräcklig förbehandling, utmaningar med mycket kallt vatten ($<2^{\circ}\text{C}$), ett betydligt lägre vattenutbyte (max 85 %) jämfört med andra klassiska tekniker och de höga investeringskostnaderna är några av de viktigaste aspekter som ska tas i beaktning vid val av membrantechnik.

Borttagning av olika typer av PFAS-ämnen (karboxylsyror PFCA och sulfonsyror PFSA) är uppförd som funktion av molekyllstorlek i Figur 9.10. Hålfibermembranet i detta exempel har en MWCO (*molecular weight cutoff*) runt 450 Dalton. Vid ungefär samma PFAS-molvikt och över observeras en borttagning av 50 % och mer. Då borttagningen inte bara är en effekt av molekyllstorlek utan även påverkas av laddningen kan olika PFAS-ämnen avskiljas med olika avskiljningsgrad, även om de har samma molvikt (Dalton).



Figur 9.10

Borttagning (RG %) av olika PFAS-ämnen som funktion av molekyllvikt för sulfonsyra-PFAS (till vänster) och karboxyl-PFAS (till höger) för ett antaget vattenutbyte av 70 % (NX filtration 400–450 dalton).

Mer information om borttagning med olika membran finns i Bilaga A (Tillägg kapitel 9).

Tabell 9.3 ger en samlad översikt över praktiska förutsättningar och systemkrav vid PFAS-rening med membrantechnik, från råvattenkvalitet och förbehandling till drift, energi och möjlig sidonytta.

Funktion	Beskrivning	Kommentar
Vattenkvalitet	Hårdhet, temperatur, halt 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 krävs i form av ett mikro- eller patronfilter.	Membranfilter är mycket känsliga för partiklar.
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 funktion	Avhärdning, mikrobiologisk barriär, borttagning av organiskt kol	Att använda membran under dricks-vattenberedningen 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.

Tabell 9.3

Summering av viktiga faktorer och processer som rör rening av PFAS med nanofiltermembran.

Fördelar med nanofiltermembran
Membran kan avskilja många olika ämnen så som organiskt kol, läkemedel och hårdhet. Ett membranfiltersteg kan i så fall ersätta flera andra delprocesssteg i ett enda steg.
Membran är en godkänd mikrobiologisk barriär.
Kända utmaningar med nanofiltermembran
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 avskiljer PFAS nästan kvantitativt (> 98 %) kräver högt yttryck (5 bar). Detta leder till en hög elförbrukning.
Volymandel i koncentrat kan uppgå till 25 % av allt matarvatten. Detta innebär höga vattenförluster. Koncentratet måste också omhändertas.
Koncentrat innehåller höga halter av de föroreningar som påträffas i råvattnet, varför koncentratet ofta behöver 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 behov av återmineralisering.
Membranfiltrering har mycket höga investeringskostnader och kräver en relativt hög användning av kemikalier.
Vissa membran innehåller fluorbaserade material så som PVDF. Nya regler kan möjligen sätta stopp för dessa membran i framtiden.

Flotation och skumfraktionering

Flotation (*Dissolved Air Flotation*, DAF) och skumfraktionering (*Surface Active Foam Fractionation*, SAFF) är två tekniker som utnyttjar luftbubblor för att koncentrera och separera föroreningar (Faktaruta 9.5). DAF är egentligen utvecklad för att avlägsna partiklar från vattnet, t.ex. efter ett flockuleringssteg, medan SAFF har utvecklats specifikt för att binda upp PFAS i luftbubblorna. Metoderna har därför 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 följa med bubblorna till vattenytan där det bildas ett skum som kan tas bort och efterbehandlas.

Båda metoderna används ofta som en del av en mer omfattande behandlingsprocess och kombineras med andra tekniker för att uppnå optimal avskiljning av PFAS. Skumfraktionering är generellt sett mer effektiv 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 lamellsedimenteringsprocessen, medan skumfraktionering kräver ett eget tillkommande steg. Båda metoderna utnyttjar PFAS-ämnenas ytaktiva egenskaper för att koncentrera och separera dem från vattnet, med varierande framgång beroende på PFAS kedjelängd och behandlingsförhållanden.

Vid *skumfraktionering* används ”vanliga” mycket små luftbubblor som sprutas in underifrån och som tar med sig PFAS-ämnen till ytan där skummet kan skrapas av. Tekniken är särskilt effektiv när koncentrationerna av PFAS är höga, såsom i lakvatten eller koncentrat från nanofiltrering. Tekniken lyckas också uppkoncentrera ämnen i en liten vattenmassa. Skumfraktionering kan fungera i batch- eller kontinuerliga lägen. I industriella miljöer kan tensider användas för att ytterligare effektivisera reningen. Dessa är dock inte tillåtna i dricksvattenbehandling på grund av hälsoriskerna. Metoden är generellt mer effektiv för långkedjiga PFAS. Prestandan på avskiljningen beror på luftbubblornas storlek, PFAS-koncentration och tillsats av tensider. Studier visar upp till 99 % avskiljning av långkedjiga PFAS med enbart luft. Tillsats av tensider förbättrar avskiljningen av även kortkedjiga PFAS avsevärt. En studie uppnådde 90 % total PFAS-avskiljning med luft och 94 % med tensider, vilket överträffade andra studier (Stefansson 2022), möjligen på grund av kemiska tillsatser som förbättrar PFAS-ämnenas hydrofobicitet.

Vid *flotation* används också luftbubblor, dock av större diameter. De sprutas in i processen i en sedimentationsprocess. Luftbubblorna skapas genom att luft och vatten blandas under högt tryck. Anrikningen är inte alls lika hög som vid skumfraktionering. Fullskaleförsök har visat PFAS-reduktioner mellan 20–40 %, där vissa föreningar som PFOS och PFNA reducerades mer effektivt. Även om flotation som teknik på egen hand kan åstadkomma en rening som närmar sig gränsvärdena för PFAS, rekommenderas det att kombinera med GAK-filter för att säkerställa att en nödvändig rening alltid klaras. Man skiljer mellan vanlig flotation (DAF, *Dissolved Air Flotation*), mikroflotation och SAF (*Suspended Air Flotation*) – se Faktaruta 9.5.

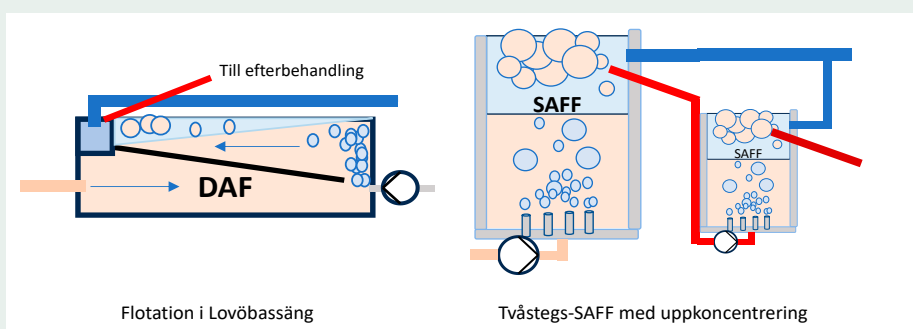
Faktaruta 9.5: Flotation och skumfraktionering

Flotation används sedan länge i dricksvattenberedningen för att ta bort partiklar. Med hjälp av luftbubblor som blåses in i vattenmassan underifrån med hjälp av ett blåsverk lyfts partiklar upp till ytan och ansamlas i ett skum. Skummet tas bort regelbundet med hjälp av olika metoder och måste därefter efterbehandlas. Detta illustreras till vänster i Figur 9.11.

Bubbelstorleken varierar mellan olika tekniker:

- Flotation (DAF): 80–300 μm
- Mikroflotation: 10–80 μm
- SAF (Suspended Air Flotation): 5–25 μm

Dessutom finns även tekniken *skumfraktionering*, SAFF (Surface Active Foam Fractionation) där bubbelstorleken varierar från leverantör till leverantör (Figur 9.11 till höger). Det är möjligt att använda ytaktiva substanser för att öka prestandan. SAFF används i dag inte i dricksvattenberedning. Högre flöden och mindre diameter hos luftbubblorna ger en större aktiv yta men kräver samtidigt mer energi. SAFF används även som en flerstegsprocess där de avskilda PFAS-ämnena kan koncentreras upp i ett andra eller tredje steg. Detta leder till mycket låga spillvattenflöden med höga PFAS-halter. Efterbehandling kan ske genom oxidation, förbränning, etc.



Figur 9.11

Schematisk illustration av flotationstekniker för partikelavskiljning, inklusive DAF och SAFF, där luftbubblor av olika storlek lyfter föroreningar till ytan för avskiljning och vidare efterbehandling.

Tabell 9.4 ger en samlad översikt över praktiska förutsättningar och systemkrav vid PFAS-rening med flotation och skumfraktionering (SAFF).

Funktion	Beskrivning	Kommentar
Vattenkvalitet	Ingen stor påverkan	Flotation och SAFF är inte lika känsliga som de andra processerna.
Maskinbehov	Fläktar/blåsmaskiner för inblåsning, pumpar för återföring av spolvatten. Bortförsel av skum.	Luft kan tillsättas med ejektor som en alternativ till blåsmaskin eller kompressor.
Ytbehov	Pumpar och bassänger (EBCT mellan 20–30 min, ev. även flerstegsberedning)	Efterbehandling av skummet och spolvatten kräver separata maskindelar.
Placering	Förfiltering kan krävas i form av ett mikro- eller patronfilter.	Flotation och SAFF är inte lika känsliga som de andra processerna.
Drift	Borttagning av skum och efterbehandling	Skötsel av pumpar och slangar.
Energi	Mellan 0,25–0,5 kW/m^3	Energibehov styrs av luftflöden och storlek av luftbubblorna.
Annan funktion	Kan avlägsna alger och partiklar med låg densitet.	T.ex. så kan Lovöbassänger rustas upp med flotation.

Tabell 9.4

Summering av viktiga faktorer och processer som rör rening av PFAS med flotation och SAFF.

Fördelar med skumfraktionering och flotation
Båda beredningsstegen kan integreras i en befintlig beredningsprocess. Flotation kan läggas till i sedimentationsbassänger och SAF kan användas för att behandla delströmmar eller spillvatten som har höga PFAS-halter.
Båda processerna kan drifas utan användning av kemikalier om man bortser från ett möjligt behov i beredning av koncentratet.
Flotation gynnar även borttagning av alger och kan öka kapacitet på sedimenteringen.
Kända utmaningar med både skumfraktionering och flotation
Slammet/koncentratet som produceras innehåller höga koncentrationer av PFAS och kräver vidare behandling med tekniker som avancerad kemisk oxidation, superkritisk vattenoxidation, plasmabaserad behandling eller förbränning, vilket kan medföra ytterligare kostnader och komplexitet.
Driftkostnader i form av energianvändning för att generera bubblor under en vattenpelare.
Processens effektivitet kan variera beroende på kedjelängden hos PFAS-ämnena, där kortkedjade 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. För att lyckas med detta kan beredningen behöva kompletteras med en annan teknik. Att uppnå en bra avskiljning av PFAS i vatten med låga halter är utmanande då även humushalt eller partikelhalt kan ha påverkan på borttagningen.
Kända utmaningar med skumfraktionering
Begränsad användning i dricksvattenberedning då den ofta kräver ytaktiva substanser för att skapa stabilt skum, vilket inte är lämpligt för dricksvatten på grund av potentiella hälsorisker.
Kan ofta kräva höga PFAS-koncentrationer i råvattnet för att vara ekonomiskt och tekniskt effektivt.
Kan kräva högre investeringskostnader för pumpar som kan generera mikrobubblor.
Kända utmaningar med flotation
Minskad effektivitet vid hög partikelhalt. Hög halt av suspenderade fasta ämnen och organiskt material kan minska effektivitet på DAF-steget då dessa konkurrerar med PFAS om bubblornas yta.
Kan behöva kompletteras med kemisk förbehandling eller ytaktiva ämnen för att förbättra separationsprocessen.
Kan kräva högre investeringskostnader för pumpar som kan generera mikrobubblor.

9.2 Rening och sanering av PFAS vid utsläppskällan

Rening av PFAS-förorenat vatten uppströms ett vattenverk eller avloppsreningsverk avser den rening som sker vid en pågående eller tidigare utsläppspunkt. Som exempel kan nämnas en industri med utsläpp till vatten eller en tidigare brandövningsplats där både förorenad mark och vatten kan förekomma. En av fördelarna med rening vid utsläppskällan är att koncentrationen här är som högst och flödet som minst på grund av nedströms spädning. I vissa fall kan det finnas flera utsläppspunkter, vilket skulle kräva flera separata reningsanläggningar. För att undvika höga investeringskostnader, komplex drift av flera parallella system och omfattande uppföljande analyser, kan det i stället vara fördelaktigt att samla upp det förorenade vattnet till en gemensam ström innan rening sker.

I de fall det förekommer kontaminerad mark finns PFAS spritt i ett större område och kommer att fortsätta laka ut till vatten över tid. Man ställs således inför ett val att rena jord för att bli kvitt föroreningen eller att rena vatten i vald(a) punkt(er). Alternativ till att rena jord är tekniker som grundar sig på injicering av adsorbent och bindning i mark, för att därigenom begränsa eller stoppa spridning av PFAS.

Tekniker för mark och vatten skiljer sig åt, men kan också ha likheter. Väljer man en strategi som inkluderar jordtvätt innebär det att PFAS flyttas från fast material (jord) till en lösning (vatten). Tvättvattnet som erhålls från en jordtvätt behöver således behandlas vidare och kan då behandlas med samma tekniker som övrigt vatten.

Uppströms rening av vatten

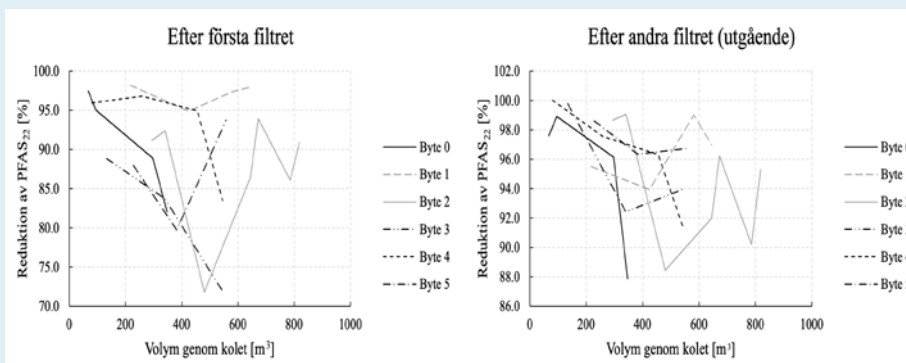
Här lyfts fallstudier och specifika utmaningar med rening av vatten uppströms.

Aktivt kol

Aktivt kol används även vid rening av vatten uppströms vattenverk, t.ex. i avloppsreningsverk eller industrier. I Fallstudie 9.2 ges ett exempel på en applikation med aktivt kol för rening av PFAS-förorenat släck- och spolvatten.

Fallstudie 9.2: PFAS-rening med aktivt kol – släck- och spolvatten

Här presenteras data från kontinuerlig drift med två kolfilter i serie. Vattnet härrör från släck- och spolvatten från en anläggning med brandförsök. Vattnet innehåller mycket sot samt metaller och var att beteckna som "mycket skitigt". Före de två kolfilterna (volym på varje filter: 2,5 m³, vikt av aktivt kol i varje filter: 950 kg) förbehandlas vattnet med flockning, sedimentation och sandfilter, det vatten som går in till kolfilterna har typiskt en halt av suspenderat material <25 mg/l och en halt av PFAS 22 i intervallet 2 000–20 000 ng/l. När genombrott av PFAS bedöms ha skett i det första filtret byts kolet i detta ut och flödet vänds (så att det som var det andra filtret hamnar först i serien). Utgående halt PFAS 22 är typiskt i intervallet 20–600 ng/l. Figur 9.12 visar hur summahalten av PFAS 22 varierar med vatten som passerat genom filtren. I figuren finns data från start (nytt kol i båda) och fem byten (byten i första steget).



Figur 9.12

Reduktion av PFAS 22 som funktion av behandlad vattenvolym efter första respektive andra kolfiltret vid kontinuerlig drift med två filter i serie. Resultaten omfattar start med nytt kol samt fem kolbyten i första steget.

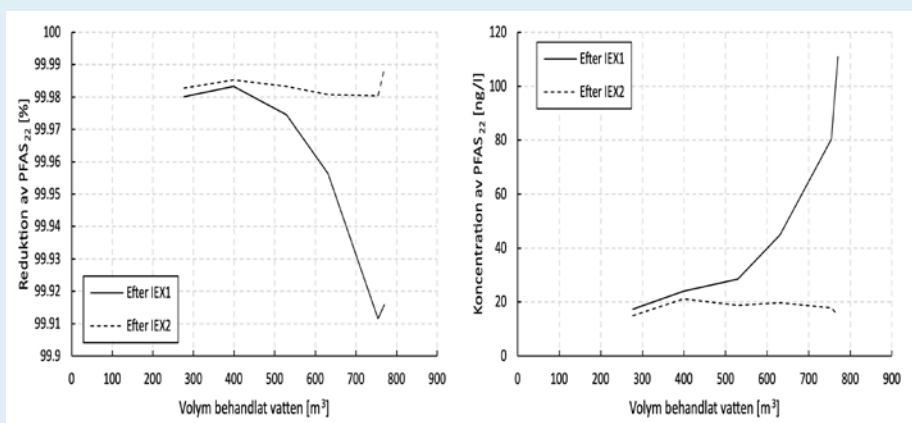
Jonbytare

I Fallstudie 9.3 beskrivs ett exempel på en applikation med jonbytare för rening av brand- och släckvatten.

Fallstudie 9.3: PFAS-rening med jonbytare – brand- och släckvatten

I pilotförsök som genomfördes på en före detta militär brandövningsplats utvärderades flockning av PFAS. Vattnet i försöket hämtades som ytvatten från en damm på området. Som förbehandling tillsattes i försöken polyaluminiumklorid. Detta efterföljdes av sedimentation samt ett membranfilter för att avskilja suspenderat material. Efter förbehandlingen hade två jonbyteskolloner installerats i serie. Flödet i pilotanläggningen var 730 l/h under de första 43 dagarna, därefter sänktes det på grund av vattenbrist till ca 100 l/h. Ingående halt av PFAS 22 var under försöket i intervallet 87 000–189 000 ng/l, utgående halt var konstant omkring 20 ng/l (efter andra jonbytarsteget). Detta motsvarar en reduktion >99,9 %, se Tabell 9.5 och Figur 9.13. Efter första jonbytarsteget kunde ett genombrott anas, av de analyserade ämnena var det då PFBA som bröt igenom. Värt att notera är att vid ett tillfälle kördes även TOP-target analys, summahalterna var enligt nedan. Notera den stora skillnaden, vilket belyser vikten av val av analysmetod samt vilka PFAS-substanser man väljer att rena.

Position	Target PFAS 22 [ng/l]	TOP PFAS 22 [ng/l]
Ingående	132 000	248 000
Efter första filtersteget	110	38 000
Utgående	15	38 000



Tabell 9.5

PFAS 22-halter i pilotförsök med flockning och jonbyte, jämförda mellan targetanalys och TOP-analys i olika behandlingssteg.

Figur 9.13

Reduktion och utgående halt av PFAS 22 som funktion av behandlad vattenvolym efter första och andra jonbytarsteget i pilotförsöket.

Flockning

Denna teknik används bara på uppströmsrening eller för rening av restströmmar som inte är del av dricksvattenproduktionen.

Traditionell flockning i vattenrening, som inte är designad för PFAS kan, baserat på erfarenhet, förväntas ge en PFAS 22-reduktion på 0–10 %. På marknaden finns åtminstone en produkt för flockning (flockulant) som inriktar sig mot de PFAS som vid neutralt pH i stor utsträckning föreligger som anjoner. Denna produkt har visat sig kunna reducera PFAS 22 med 85–99 %. Av informationen som går att utläsa från säkerhetsdatablad, patent och vetenskapliga artiklar är produkten baserad på växtderiverade fettsyror med katjoniska grupper. Produkten uppges vara biologiskt nedbrytbar och fri från farliga ingredienser enligt dess säkerhetsdatablad. Genom att först skapa flockar av PFAS kan dessa därefter avskiljas med sedimentation eller flotation.

Fördelar med PFAS-flockulant
Implementation i en befintlig flockningsanläggning kan, beroende på förutsättningar, vara enkel.
Kan i kombination med andra tekniker utgöra en förbehandling som sänker PFAS-halten och förlänger livslängden för t.ex. en adsorbent (jonbytare och aktivt kol). Vidare utgör det en form av konsekvensbegränsande barriär vid genombrott i en adsorbent (då ingående halt är lägre än den annars hade varit).
Kontinuerlig process med låg risk för genombrott.

Kända utmaningar med PFAS-flockulant
Hantering av PFAS-slam.
Kontinuerlig process, kräver att kemikalier doseras. Om doseringen upphör, då upphör reningen.
Liten kunskap om hur vattenparametrar påverkar effektiviteten.
Doseringen påverkas av ingående vatten (t.ex. PFAS-koncentration).
Effekten på katjoniska PFAS är okänd.

Fördjupning: Vill du läsa mer?
Specialiserade koagulanter för PFAS-borttagning (Direktlänk)
Utrustning för brandsläckning. Journal of Hazardous Materials (Direktlänk)
Beskrivning av tvättprocedurer för borttagning av PFAS (Direktlänk)
Marktvärd för borttagning av PFAS. Water Research (Direktlänk)

Fallstudie 9.4: PFAS-rening med dedikerad PFAS-flockulant - brandövningsplats
I pilotförsök som genomfördes på en före detta militär brandövningsplats utvärderades flockning av PFAS. Vattnet i försöket hämtades som ytvatten från en damm på området. I försöken tillsattes polyaluminiumklorid samt PFAS-flockningskemikalie. Detta efterföljdes av sedimentation samt ett membranfilter för att avskilja suspenderat material. Flödet i pilotanläggningen var 1 m ³ /h. Ingående halt av PFAS 22 var 214 000 ng/l, utgående halt var i intervallet 600–1 700 ng/l, detta motsvarar en reduktion >99 %. Sämst var reduktionen av PFBA (83 %).

Fallstudie 9.5: PFAS-rening med dedikerad PFAS-flockulant – släck- och spolvatten
I labbskala utvärderades PFAS-rening med flockningskemikalie för släck- och spolvatten från en brand. Vattnet innehöll mycket sot samt metaller och var att beteckna som ”mycket skitigt”. Ingående halt av PFAS 22 var 12 000 ng/l, olika mängder av tillsats av flockningskemikalie utvärderades och utgående halt var som lägst 1 800 ng/l (vid en dosering om 600 ml/m ³). Detta motsvarar en reningseffektivitet om 85 %. Även om eventuellt annan förbehandling inte är känd, visar detta på en effektivitet hos flockningsmedlet.

Skumfraktionering

Reningstekniken beskrivs i detalj nedan. Här lyfts fallstudier och specifika utmaningar med rening uppströms.

Fallstudie 9.6: Labbförsök med skumfraktionering

I labbskala utvärderades satsvis PFAS-rening med skumfraktionering (SAFF), två försök kördes med ett relativt rent ytvatten med en summakoncentration av PFAS 19 om 650 ng/l. Inga bubblor bildades vid tillsats av luft, därför tillsattes en detergent. Efter försöken var halten av PFAS 19 mellan 320–350 ng/l, vilket motsvarar 45–50 % reduktion. PFOS reducerades i båda försöken med 98 %, medan reduktionen av kortare PFAS-substanser var sämre (t.ex. ca 5 % för PFBA). I det tredje försöket användes ett vatten av dricksvattenkvalitet, här sänktes PFAS 19-halten från 4 700 ng/l till 550 ng/l (88 % reduktion). I detta försök reducerades PFHxS, PFOA och PFOS med >98 %.

Exempel på övriga tekniker

Utöver de tekniker som beskrivits finns det andra exempel på tekniker som kan vara tillämpbara eller som är under utveckling. Exempel på sådana är superkritisk vattenoxidation (SCWO) som sägs vara en destruktiv teknik, samt fotokatalys där UV-ljus används tillsammans med en katalysator. Studier har visat att fotokatalys har en nedbrytande effekt på längre PFAS-kedjor, men att det primärt bildas kortare PFAS-kedjor. SCWO är en process som bygger på hög temperatur och högt tryck vilket ställer stora krav på materialval, och kostnaden för att driva en sådan anläggning är i nuläget i storleksordningen samma som för att skicka vattnet till en förbränningsanläggning.

Ultrafiltrering kan användas som alternativ till omvänd osmos. Då används tillsatskemikalier (koagulant) som binder till PFAS och därigenom skapar en större molekyl. Molekylen som erhålls är så pass stor att den kan avskiljas i ett ultrafilter, vilket har en porstorlek större än filter som används i omvänd osmos. Fördelar med detta är ett lägre tryckfall och att betydligt mindre mängd PFAS-innehållande retentat produceras. En nackdel kan vara risken för att flockulanten tar sig igenom membranet och då kan återfinnas i permeatet.

Uppströms rening av mark

Om en PFAS-förorening är spridd i mark lakar denna över tid ut i vatten. Rening av vatten kan således vara ett sätt att minska spridningen, men för att bli av med källan krävs väldigt lång tid. Det kan då vara motiverat att arbeta med metoder som tar sikte på att i stället rena marken.

Det ska noteras att även om en mark sanerats för att uppfylla gällande krav på halter kan PFAS finnas kvar i marken och därför fortsatt spridas till vatten. Således kan en rening av mark inte till fullo garantera kvaliteten på vatten.

Fytoremediering

En av de metoder som används för att rena marken är *fyto remediering*, där växters förmåga att ansamla PFAS nyttjas. Växterna skördas sedan och omhändertas på ett ansvarsfullt sätt.

Jordtvätt

En annan metod grundar sig på att jorden grävs upp, eventuellt sorteras i olika fraktioner, och tvättas. För tvätten kan vatten eller olika lösningar användas. Målet är att PFAS desorberar från jorden och överförs till en vätskefas, som renas ytterligare (se avsnitten *Reningstekniker för PFAS – med exempel från dricksvattenproduktion samt Rening av spillvatten som innehåller PFAS* för exempel på lämpliga metoder).

Förångning av PFAS

En tredje metod bygger på att tillföra värme och *förånga PFAS i marken*, där avgående gas samlas upp.

Kvarhållning

En fjärde metod, som dock inte innebär att marken renas är baserad på *kvarhållning*. Med kvarhållning fastläggs PFAS vid ett fast material (t.ex. aktivt kol, biokol eller yt-modifierade leror) och vidare spridning i mark begränsas. Denna metod kan vara lämplig för att exempelvis skydda en dricksvattentäkt, men är som sagt ingen reningsmetod. PFAS kommer fortsatt att finnas kvar i marken och materialet riskerar med tiden att bli mättat. Således kan ett behov av återkommande insatser inte uteslutas.

Biofilter för rening av dagvatten

För att rena dagvatten i städer används allt oftare naturbaserade lösningar som biofilter. I ett biofilter filtreras dagvattnet genom filtermaterial av jord- och/eller sandlager som kan vara upp till en meter tjockt. I botten ligger dränering som samlar upp det renade vattnet som sedan släpps till ledningsnät och vidare ut till sjöar och vattendrag. På de flesta metaller fungerar biofilter oftast mycket bra, men de är inte byggda för att rena vatten från PFAS.

Beryani et al. (2024a) har undersökt 20 biofilteranläggningar som har varit i bruk i 8–16 år i USA, och bland annat studerat förekomst och koncentration av 35 PFAS och deras prekursorer i anläggningarna. Forskarna hittade betydande mängder PFAS i de flesta av anläggningarna. Metaller fångas upp i de översta 10 centimetrarna, men PFAS var spridda oregelbundet i samtliga filterlager, även längst ner i filtermaterial som sällan byts ut vid underhåll. Det översta lagret i en biofilteranläggning brukar tas bort i samband med underhåll för att återställa infiltration och minska risken för föroreningsläckage. Studien indikerar att det med tanke på mer lösliga organiska ämnen som vissa PFAS på sikt inte räcker med att bara ta bort det här övre lagret utan även djupare liggande lager behöver tas bort.

Utifrån detta rekommenderas tät provtagning för uppföljning av dagvattenkvaliteten. Det är också viktigt att deponera sand- och jordlager från biofilteranläggningarna på ett säkert sätt.

Fördjupning: Vill du läsa mer om PFAS-rening av mark?

Naturvårdsverket: Att välja efterbehandlingsåtgärd ([Direktlänk](#))

SGL: Jordtvätt av PFAS-förorenad jord ([Direktlänk](#))

Luleå tekniska universitet: Stor förekomst av PFAS i biofilter för dagvattenrening ([Direktlänk](#))

9.3 Rening av spillvatten som innehåller PFAS

Tillåtna halter för utsläpp till ytvatten påverkas av miljökvalitetsnormerna (se kapitel 6). Fler VA-verksamheter kan komma att få krav kopplat till PFAS i samband med skärpningar i bland annat MKN-direktivet. Det nya avloppsdirektivet (Direktivet om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse (2024/3019)) ställer krav på utsläpp av läkemedel, så kallad kvartär rening, men kraven inkluderar inte PFAS. Det tillkommande reningssteget för avskiljning av läkemedelsrester kan, beroende på val av teknik och utformning av spillvattenreningen, även avskilja PFAS.

De reningstekniker som är aktuella är delvis samma processer som används i dricksvattenberedningen men reningseffektiviteten och förutsättningarna skiljer sig åt på grund av att spillvattenmatrisen är mer komplex än vid dricksvattenberedning. Vid

spillvattenrening behövs ofta en förbehandling som komplement till de konventionella reningsstegen för att erhålla en mer resurseffektiv avskiljning av läkemedelsrester och PFAS. Höga halter organiskt material, metaller (aluminium, järn och mangan) samt suspenderade ämnen försvårar PFAS-avskiljningen avsevärt jämfört med PFAS-rening i dricksvattenberedning.

Kvantifiering av borttagning av PFAS i avloppsreningsverk är utmanande. Precisionen hos analysen är inte lika stor och det kan ske kemiska förändringar av PFAS i processen. Prekursorer så som 6:2 FTOH och 6:2 FTSA kan brytas ner till PFBA, PFPEA och PFHxA. Detta ska beaktas när analyspaket beställs och när det genomförs beräkningar för borttagning (se även Tabell 7.1).

Rening av PFAS i spillvatten sker främst genom användning av aktivt kol antingen som GAK-filter eller genom tillsats (och avskiljning) av PAK. Förbehandlingstekniker för kvartär rening inkluderar sandfilter, ozonering och membranfilter. Spillvatten har en sammansättning som inte är gynnsamt för rening med aktivt kol. Höga halter suspenderat material (SUSP), hög halt organiskt material (TOC eller COD-Mn), hög biologisk aktivitet eller tillväxtpotential samt järn, aluminium och mangan kan leda till fouling i filtermassorna. Förbehandling med sandfilter kan leda till ett lägre vattenutbyte då filtren måste backspolas mer frekvent än under dricksvattenberedning. Vissa verk har membranrening i föregående reningssteg där SUSP-halten sänks. Filtring kan även ske via olika textilfilter som då måste backspolas regelbundet. Detta testades med framgång i Tyskland. I södra Europa används ozonering med framgång för att destruera läkemedel. I detta steg minskar även TOC- och/eller COD-Mn-halten. Eftersom ozonering kräver låg partikelhalt så är rening med aktivt kol efter ozonering fördelaktigt. GAK-filter efter ozonering säkerställer även att möjliga oönskade oxidationsprodukter kan fastläggas på GAK-filtret. Effekten av ozonering på PFAS är dock försumbar.

Gångtider för kolfilter är i allmänhet mycket kortare för spillvatten än för dricksvatten. Den negativa effekten av höga halter organiskt kol (typiskt mellan 5–15 mg/l) har utvärderats i flera studier. Gångtider kan variera från 5 000 till 25 000 bäddvolymer baserat på vattenkvalitet. Eftersom kostnaderna stiger linjärt med avtagande gångtider är det viktigt att välja en bra förbehandling samt att utföra relevanta pilotstudier.

Kostnader för rening av läkemedel är väldokumenterade i Schweiz (Utvärdering av GAK för tertiär rening i Schweiz i länk nedan). Fler skattningar kan hittas via länkarna i fördjupningsrutan nedan. Alla studier indikerar starkt ökande drift- och investeringskostnader räknat per behandlad kubikmeter vatten (från ca 0,5 till över 5 SEK/m³) ju mindre produktionen är. En pilotstudie i Uppsala indikerar beredningskostnader från 0,3 till 1 SEK/m³ beroende på vilken typ av reningsprocess som väljs (Baresel 2023).

Baserat på sammanställningen ovan skattas att reningskostnaderna i de flesta svenska avloppsreningsverk ligger över 2 SEK/m³. Denna specifika kostnad är minst dubbelt så högt som vid rening av PFAS under dricksvattenberedning.

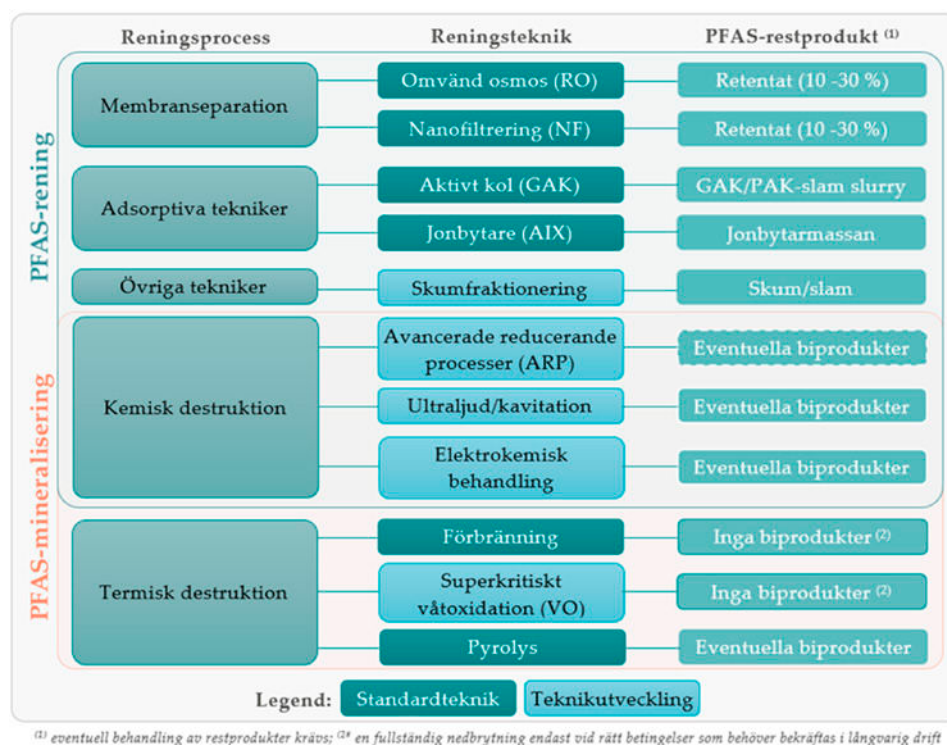
Eftersom det redan finns mycket bra underlag tillgängligt i tidigare rapporter från Svenskt Vatten Utveckling (Baresel et al. 2022; Önnby et al. 2025) som beskriver rening av spillvatten, så ges mindre utrymme till spillvattenrening i denna handbok.

Baresel et al. (2022) bedömer att samtliga Sveriges VA-aktörer behöver ha kunskap om PFAS-problematiken på sina avloppsreningsverk. Rapporten beskriver hur avloppsreningsverken kan prioritera sina insatser beroende på storlek, anslutna industrier, om en tillståndsansökan är på gång eller om verket har fått ett åläggande att minska sina utsläpp av PFAS. Enligt vägledningen bör man sammanställa kunskap om PFAS-belastningen på reningsverket, bedöma miljöpåverkan, bedriva uppströmsarbete och kartlägga källorna. Det behövs en strategi där man slår fast framtida målhalter för PFAS i utgående avloppsvatten. Vägledningen tar också upp möjliga åtgärder på avloppsreningsverket, åtgärder som bör utforskas och eventuellt implementeras.

Önnby et al. (2025) undersökte förekomst och avskiljning av PFAS på svenska avloppsreningsverk. De kunde inte se några konsekventa mönster som visar på robust

reduktion genom avloppsreningsprocessen och kunde inte konstatera någon säker avskiljning av PFAS, oavsett om verket använde aktivt slam, membran eller andra processvarianter. Men kunskapen om PFAS-förekomst vid svenska reningsverk vidgades och vissa skillnader identifierades. Kortkedjiga PFAS, som PFBA, kan minska redan i försedimentering och aktivt slam, medan långkedjiga ämnen som PFOS och PFOA ofta passerar nästan oförändrade och i vissa steg till och med ökar. Det senare hänger troligen ihop med att prekursorer omvandlas till mer stabila PFAS och med att PFAS recirkuleras internt via slam och skum. Summaanalyser visade dessutom att den riktade mätningen bara fångade en liten del av det organiskt bundna fluoret; mer än 90 % var okänt. Till det kommer trifluorättiksyra (TFA) som inte ingår i summaanalysen, och som bedöms stå för över hälften av den totala fluorhalten i avloppsvattnet och i praktiken inte renas bort. Sammantaget bekräftar resultaten tidigare internationella studier: dagens reningstekniker är inte utformade för PFAS, skillnader i processupplägg verkar ha liten betydelse för faktisk avskiljning, och processerna fördelar främst PFAS till slam medan betydande mängder fortfarande når recipienterna. För kommunala VA-organisationer betyder resultaten att övervakningen behöver breddas och spetsas. Det handlar om att välja provpunkter och analyspaket som tar höjd för både kända ämnen och det stora ”okända”, att inkludera ultrakorta PFAS som TFA, och att förstå när driftförändringar som slamålder, luftning eller interncirkulation kan göra skillnad (Önnby et al. 2025).

Figur 9.14 ger en schematisk översikt över reningsprocesser och tekniker som finns tillgängliga för avloppsvatten och slambehandling för att separera eller destruera PFAS. Figuren visar också om teknikerna är redo för bred implementering eller om det pågår teknikutveckling. Den visar även eventuella restströmmar som innehåller PFAS. I dag finns det ingen rimlig teknik för enbart PFAS-rening vid avloppsreningsverk. Men vid kombinerad avskiljning av PFAS och andra mikroföroreningar som läkemedelsrester går det att nå en viss effektivitet när det gäller resurser och kostnader (Baresel 2022).



Figur 9.14

Schematisk bild över befintliga reningstekniker för avloppsvatten (och slam), teknikmognad och eventuella restprodukter och restströmmar med PFAS som behöver hanteras. (Figuren är hämtad ur Baresel 2022).

Fördjupning: Vill du läsa mer om PFAS-rening av spillvatten?

Det nya avloppsdirektivet ([Direktlänk](#))

Svenskt Vatten: Beställargrupp läkemedelsrester, mikroplaster och andra föroreningar ([Direktlänk](#))

Havs- och vattenmyndigheten: Reningstekniker för läkemedel och mikroföroreningar i avloppsvatten ([Direktlänk](#))

Baresel C. et al. (2022). PFAS – hur kan svenska avloppsreningsverk möta utmaningen? SVU-rapport 2022-7 ([Direktlänk](#))

Önnby L. et al. (2025). Förekomst och avskiljning av PFAS på svenska avloppsreningsverk. SVU-rapport 2025-18 ([Direktlänk](#))

Sweden Water Research: Processval för kvartär rening ([Direktlänk](#))

IVL-rapport B 2287: Kompletterande tester för en resurseffektiv avancerad rening av avloppsvatten ([Direktlänk](#))

Utvärdering av GAK för tertiär rening i Schweiz ([Direktlänk](#))

Uppsala universitet: Utvärdering av pilotförsök för avskiljning av läkemedelsrester och PFAS från avloppsvatten genom avancerad rening med aktivt kol och anjonbytare ([Direktlänk](#))

SGF: Information om prekursorer ([Direktlänk](#))

9.4 Avskiljning av PFAS inom dricksvattenproduktion

De nya reglerna i dricksvattenföreskrifterna (LIVSFS 2022:12) medför att många vattenverk kan behöva införa ett kompletterande beredningssteg för att klara gränsvärdena för PFAS 4 och PFAS 21. Då konventionella beredningsmetoder i regel inte är tillräckliga för att effektivt avskilja PFAS kan därför avancerade reningstekniker behöva införas. 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.

I SVU-rapport 2026-4 *Teknikval för hållbar PFAS-rening i vattenverk* (Köhler et al. 2026) beskrivs 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. I rapporten sammanställs erfarenheter från tre svenska vattenverk samt pilotdata för teknikerna aktivt kolfilter, jonbytarmassa och nanofiltrering (NF), kompletterat med flotation/skumfraktionering vid behov. Rapporten innehåller också en uppdatering av Svenskt Vattens befintliga klimatberäkningsverktyg för PFAS-rening med data även för processerna jonbyte och membranteknik. Den beskriver dessutom hur multikriterieanalys kan användas för att utvärdera olika tekniker med avseende på tekniska, ekonomiska, sociala och miljömässiga aspekter.

Att rena vatten från PFAS är svårt på grund av de låga förekommande halterna samt den stora variationen av kemiska och fysikaliska egenskaper hos olika PFAS. De tekniker som finns kan vara kostsamma att installera och de kan kräva mycket drift och underhåll för att fungera tillfredställande (Franke et al. 2017).

Val av reningsteknik påverkas av ett antal faktorer så som halten av PFAS, övrig vattenkemi samt lokala förhållanden. Exempel på lokala begränsningar kan vara tillgång till avlopp och fysiska begränsningar i yta som kan användas för expansion av verket (Köhler et al. 2026). En mycket viktig faktor är andelen kort- och långkedjiga PFAS. Som nämnts i kapitel 2 anses PFAS-ämnen med sex kolatomer eller färre vara kortkedjiga PFAS (t.ex. PFBA, PFBS, PFHxS). Dessa PFAS-ämnen har hög vattenlöslighet och är därför mycket mobila i naturen och svårare att avskilja i reningsprocesser. PFAS-ämnen med sju eller fler kolatomer räknas till långkedjiga PFAS (t.ex. PFOS, PFNA). Dessa har mycket lägre vattenlöslighet, fastnar i större utsträckning på ytor och är enklare att avskilja vid vattenrening. Skillnaden i kemiska egenskaper hos PFAS påverkar reningen kraftigt.

Resultaten från studien som Köhler et al. (2026) redovisar i SVU-rapport 2026-4 ([Direktlänk](#)) tyder på att granulerat aktivt kol (GAK) är det mest kostnadseffektiva reningsalternativet 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.

Att välja rätt reningsteknik

Det finns ingen mirakellösning för avskiljning av PFAS-ämnen. Alla har sina för- och nackdelar. Både halt och typ av PFAS-ämnen, samt fysikaliska och kemiska förutsättningar i vattnet påverkar avskiljningen. I kapitlet ovan nämns en del faktorer som bör beaktas vid val av teknik eller vid val av förbehandling, till exempel:

- Partikelhalt i vattnet (då igensättning leder till behov av spolning)
- Halten organiskt kol (på grund av tidiga genombrott i GAK, fouling)
- Halt av järn och mangan (på grund av igensättning och fouling)
- Vattentemperatur.

De här faktorerna kan anpassas genom att förbehandla vatten eller genom att dimensionera processen enligt rådande förhållanden. Genom förbehandling, som filtrering eller fällning, kan vattenkemin förbättras, till exempel genom borttagning av partiklar och avskiljning av naturligt organiskt kol. I praktiken görs detta genom att välja den bästa placeringen av reningstekniken för avskiljning av PFAS i den befintliga beredningen. Inför alla beredningssteg förutom flotation rekommenderas att införa ett filtreringssteg som till exempel patronfilter eller självrenande filter.

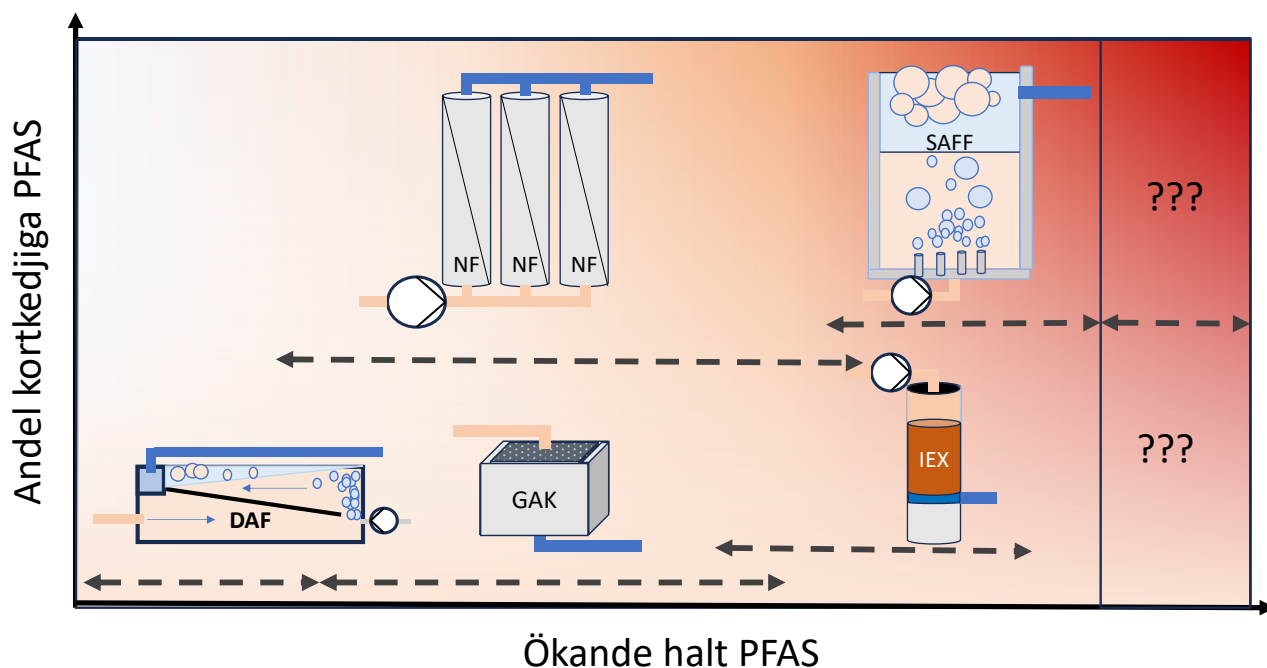
Andra viktiga faktorer rör platsspecifika förhållanden så som:

- Tillgång till spillvatten (behövs för att leda bort spolvatten och bör möjligen efterbehandlas).
- Begränsningar för tillgänglighet av processyta.

Två viktiga faktorer som oftast inte enkelt kan anpassas är den totala halten av PFAS i vattnet samt fördelningen mellan lång- och kortkedjiga PFAS. Dessa förutsättningar kan leda till att vissa tekniker är helt olämpliga då de har begränsningar i förmågan att avskilja PFAS. Det är svårt att ge allmängiltiga rekommendationer som passar i alla lägen. Om man bortser från möjligheten att ha en flerstegsberedning där vattenkemin ändras, så kan man ändå ge några rekommendationer för val av teknik.

I Figur 9.15 har olika tekniker för rening av PFAS placerats ut på en yta med varierande vattenkemi som schematiskt beskriver hur vattenkemin kan variera uppdelad på två olika axlar (totalhalt alla PFAS ämnen på x-axeln och andel kortkedjiga PFAS på y-axeln). Nere till vänster i figuren befinner sig vatten med lägst halt PFAS och en vanlig fördelning mellan kort- och långkedjiga PFAS. Högre upp finner man vatten med högre andel kortkedjiga PFAS och mera till höger vatten med generellt högre PFAS-halter.

Låga PFAS-halter (3–6 ng/l) kan med fördel avskiljas med flotation eller GAK-filter. Vid högre halter bör GAK-filter i enstegs- (6–50 ng/l) eller tvåstegskonfiguration kunna användas (6–50 ng/l). Ökar PFAS-halterna ytterligare (>150 ng/l) är behandling med jonbytare mera fördelaktig från ett ekonomiskt perspektiv. Ökar andelen kortkedjiga PFAS samt att halten är hög (>100 ng/l) så kan membranteknik vara en bra lösning. Vid mycket höga PFAS-halter (>250 ng/l) bör skumfraktionering (SAFF) övervägas som processteg. Ligger halterna ännu högre så bör det utvärderas vilka möjligheter det finns att byta täkt eller blanda vatten från olika källor. Kostnaderna för PFAS-rening stiger snabbt och olinjärt när halten PFAS i inkommande vatten ökar.



Reningsgraden som kan uppnås med de olika teknikerna varierar. Bäst reningsgrad uppnås för de tekniker som befinner sig mest till höger i figuren. Eftersom täta nanofilter och SAFF är bättre på att avskilja kortkedjiga PFAS så placerades dessa tekniker i en övre rad.

I Tabell 9.6 anges reningsgraden. Den är angiven som ett medelvärde över PFAS 4-ämnen. I de flesta fall är ämnet PFOA det begränsande ämnet då det är svårast att avlägsna av de fyra ämnen som ingår i PFAS 4.

Figur 9.15

Översikt över när olika reningstekniker är mest lämpliga, beroende på total PFAS-halt och fördelning mellan kort- och långkedjiga PFAS.

Reningsteknik	Typisk reningsgrad	Kommentar
DAF	15–25 %	Skummet ska omhändertas som restström (se även kapitel 10).
GAK	0–85 %	Högre reningsgrad (98 %) kan uppnås genom att välja LEAD-LAG enligt Figur 9.9.
IEX	0–95 %	Högre reningsgrad (99 %) kan uppnås genom att välja LEAD-LAG enligt Figur 9.9.
SAFF	0–95 %	Högre reningsgrad (99 %) kan uppnås genom att välja tillsatser. Tillsatser är i dagsläget inte tillåtna för dricksvattenberedning.
Nanofilter	0–95 %	Högre reningsgrad (99,5 %) kan uppnås om RO-membran används (Se även Bilaga B kapitel 9). Hög reningsgrad ger en hög koncentration i rejektvattnet som blir en restström som ska hanteras (se även kapitel 10).

Tabell 9.6

Skattning av ungefärlig reningsgrad som kan uppnås med olika reningstekniker för PFAS.

Fallstudie 9.7: PFAS-rening i ett vattenverk

Under 2020 upptäcktes förhöjda halter av PFAS 11 i inkommande grundvatten i ett vattenverk. Borttagning av PFAS testades med vatten från en brunn (PFAS 4 = 7 ng/l) i sju olika uppsättningar av pilotförsök (tre kolonnförsök med LEAD/LAG för tre olika kolsorter (17 l/h, 15+15 min), tre kolonnförsök med LEAD/LAG för tre olika jonbytarmassor (17 l/h, 2.6+2.6 min) och en uppsättning med membranfilter (NF i en tvåstegsfiltering med NF270 membran, 7 m³/h matarvattenflöde).

Försöken med filtermassorna pågick i mer än 18 månader. Ingen uppsättning hade genombrott i LAG (den sista kolonnen i en serie) efter 20 000 BV (1år), några massor hade genombrott i LEAD (den första kolonnen i en serie). Den totala gångtiden förväntas ligga på minst 50 000 BV. Efter ca 120 000 BV (1 år) hade de två bästa jonbytarmassorna halter av PFAS 11 mellan 3,0–3,5 ng/l i LEAD. Den totala gångtiden förväntas ligga på minst 300 000 BV. Efter ca 20 000 BV hade de två bästa kolfiltermassorna halter av PFAS 11 mellan 3–3,5 ng/l i LEAD.

Båda typerna av massor kom att uppvisa gångtider på minst 2,5 år innan LAG måste bytas. Val av typ av filtermassor påverkas av priset på massa (jonbytarmassan är oftast 8–10 gånger dyrare än GAK filtermassa) och kostnader för byggyta där 3–6 gånger större ytbehov förväntas för drift med GAK filter jämfört med drift med jonbytarmassor). TOC reducerades i alla kolonner. En kolfiltersort hade med marginal bäst borttagning av TOC.

Nanofilterförsöken visade inga mätbara halter av PFAS 4 i permeat även vid ett så högt utbyte som 90 %. I permeatet sjönk halterna av tvåvärda katjoner med minst 30 %, halten av sulfat med 90 % samt att TOC var under detektionsgränsen i permeatvatten.

Fördjupning: Vill du läsa mer?

Franke V. et al. (2017). Hur kan PFAS-ämnen avlägsnas i vattenverken? SVU-rapport 2017-20 ([Direktlänk](#))

Svenskt Vatten: Paket Vattenböckerna U16-U18 ([Direktlänk](#))

US EPA: Dricksvattenberedning databas ([Direktlänk](#))

Review artikel remediation 2025, open access ([Direktlänk](#))

Review artikel PFAS nature 2025, open access ([Direktlänk](#))

Köhler S.J. (2026). Teknikval för hållbar PFAS-rening i vattenverk. SVU-rapport 2026-4 ([Direktlänk](#))

10 Hantering av restprodukter

Att rena vatten från PFAS handlar i dagsläget främst om att avskilja PFAS från vattnet, vilket beskrivits i tidigare kapitel. Framför allt sker detta genom två processer: fysisk separation och fastläggning. Gemensamt för dessa reningsprocesser är att det bildas restprodukter där PFAS-ämnena har koncentrerats. Restprodukten kan till exempel vara ett membran, filter, aktivt kol, koncentrat eller en jonbytarmassa. Restprodukter som exempelvis koncentrat, membran eller filtermassor destrueras genom förbränning; detta gäller även uttjänta jonbytarmassor eller aktivt kol. I Sverige finns det i dagsläget en förbränningsanläggning som tar emot restprodukter med förhöjda halter av PFAS. Det är Fortum Waste Solutions anläggning i Kvarntorp, utanför Kumla. På anläggningen som är certifierad för Sevesoavfall ska förbränning ske vid 1 200 °C, vilket ska leda till en fullständig nedbrytning av PFAS-ämnena.

Vid beredning av dricksvatten behöver PFAS i vissa fall avlägsnas. Klassiska renings-tekniker, såsom fällning, filtrering och sedimentation, avlägsnar dock mindre än 5 % av PFAS från vattnet och producerar vanligen restströmmar med endast låga halter av ämnet. Däremot kan andra reningstekniker, såsom jonbytare, aktivt kol, flotation eller membranprocesser, ge upphov till restströmmar i form av avfall (t.ex. slam eller uttjänta massor) eller vattenflöden (t.ex. spolvatten eller rejektvatten) som innehåller PFAS i varierande halter. Dessa restströmmar behöver hanteras på ett ansvarsfullt och miljömässigt hållbart sätt för att minimera spridningen av PFAS i miljön.

Nedan följer exempel på restströmmar som kan uppstå vid dricksvattenrening och som kan innehålla PFAS i fast eller flytande form:

- Uttjänta filtermassor (fast)
- Slam efter avvattning eller sedimentering (fast)
- I partikulär form som utfällning i infiltrationsområden (fast)
- Spolvatten från backspolning av filtermassor eller från förbehandling (flytande)
- Spolvatten från tömning av filtermassor (flytande)
- Koncentrat från membranrening (flytande)
- Vatten från slamavvattningen (flytande)
- Sköljvatten av förorenade anläggningar (flytande)
- Dräneringsvatten från GAK-bulkbilar som hämtar uttjänat GAK
- Biofilm på ytan av infiltrationsbassänger eller långsamfilter som avlägsnas regelbundet.

10.1 Restprodukter i flytande form

Allt vatten som kommer i kontakt med filtermassor eller slam där PFAS är uppbundet riskerar att förorenas. Spolvatten från filtermassor har generellt låga PFAS-halter, eftersom det vanligtvis utgörs av renvatten från efterföljande steg och inte utgör en spridningsväg för PFAS eftersom filtermassorna antingen endast binder PFAS i begränsad omfattning (t.ex. sandfilter), eller så sitter den största delen PFAS kvar på filtermassorna under den korta spolningstiden (t.ex. aktivt kol eller jonbytarmassor). Om det råder osäkerhet kring detta rekommenderas stickprovskontroller vid enstaka tillfällen för att verifiera förhållandena.

Membranrening (se även kapitel 9) producerar ett koncentrat med höga halter av PFAS. Anrikningsgraden styrs av vattenutbytet och den uppnådda reningsgraden. Membran med mycket hög PFAS-avskiljning (>90 %) och högt utbyte (>80 %) kan leda till koncentrathalter som är minst 4–5 gånger högre än i inkommande vatten. Högre uppkoncentrering kan erhållas med RO-membran (omvänd osmos); dessa används dock

ej i dricksvattenberedningen utan förekommer i beredning av restströmmar. Slam som bildas vid fällningen förekommer dock i flytande form så länge det inte har avvattats med skruvpress eller liknande process. Vid konventionell kemisk fällning med efterföljande sedimentering förväntas det sedimenterade slammet normalt innehålla relativt låga halter av PFAS, eftersom processen endast i begränsad utsträckning avskiljer PFAS från vattenfasen. Av samma skäl förväntas inte heller vatten från slamavvattningen (rejekt eller filtrat) utgöra en dominerande bärare av PFAS i denna processlinje. Slutsatsen bör dock verifieras genom riktad provtagning, eftersom PFAS-fördelningen kan variera beroende på kedjelängd, kemikaliedosering och driftförhållanden.

Restströmmar från flotation, liksom vid fällning eller koagulering av redan uppkoncentrerade delströmmar (t.ex. membranretentat eller vatten från slamavvattning efter flotation), kan i form av skum eller slam innehålla avsevärt högre PFAS-halter än vid konventionell fällning och sedimentering. Skumfraktionering avskiljer typiskt 20–30 % av PFAS till en mycket liten delström, motsvarande cirka 0,5–1,5 % av inkommande flöde. Detta leder till en kraftig anrikning och ställer krav på särskilt omhändertagande och verifierad destruktions- eller irreversibel omvandling. Gränsvärden för krav på destruktions- eller irreversibel omvandling skiljer sig mellan olika PFAS, enligt Europaparlamentets och rådets förordning (EU) 2019/1021 av den 20 juni 2019 om långlivade organiska föroreningar (se fördjupningsruta nedan). Med irreversibel omvandling menas att det nya ämnet som bildats inte har någon skadeverkan på miljön och inte heller kan omvandlas tillbaka till sin ursprungsform. Gränsvärdena i förordningen anger vid vilken haltgräns ett POPs-ämne omfattas av kraven för destruktions- eller irreversibel omvandling, ett så kallat LPCL-värde (Low POP Content Level). Värdena är sammanställda i Tabell 10.1. Material med halter under dessa gränsvärden kan i vissa fall deponeras.

Beredningsteknik	LPCL-värde
PFOS och dess derivat	50 mg/kg
PFOA och dess salter	1 mg/kg
PFOA-relaterade föreningar	40 mg/kg
PFHxS och dess salter	1 mg/kg
PFHxS-relaterade föreningar	40 mg/kg

Tabell 10.1

Low POP Content Level (LPCL) för PFAS som är reglerade (Bilaga 4 i (EU) 2019/1021 (se länk i fördjupningsruta nedan).

Biprodukter eller delströmmar som bildas vid rening av PFAS-rikt vatten är sammanställda i Tabell 10.2.

Beredningsteknik	Restprodukt	Kommentar
Jonbytare	Uttjänt anjonbytesmassa	Förbränning
	Backspolning	Bör undersökas.
	Tvätt mot fouling	AIX-massa tvättas årligen eller regelbundet för att undvika fouling, då används varmt vatten och hög pH. PFAS följer med i tvättvattnet.
Aktiva kolfilter	Uttjänt massa ¹	Halter av PFAS och kalcium ska beaktas. ² Reaktivering kan leda till utsläpp (t.ex. runt förbränningsugnar ³). Andra studier visar på en mycket effektiv destruktion av PFAS. ⁴
	Backspolning	Kortkedjiga PFAS-ämnen kan finnas i spolvatten.
Membranfiltrering	Koncentrat	Mycket höga halter uppkommer då rening över membran oftast är kvantitativt. Ju tätare membran, desto högre koncentration PFAS.
	Membrantvätt	Det rekommenderas att vattnet undersöks då PFAS-ämnen som har varit bundna till membranet kan släppa vid tvätt.
Flotation	Skumhantering	Mycket höga halter uppkommer då skummet bara utgör en mycket liten del av hela flödet (<0,5 volym %).
	Rejektvatten	Koncentrationer i rejektvattnet (avvattnat skum) står förmodligen i jämvikt med skummet. Därför kan halterna vara höga.
	Aerosolbildning	Det är oklart huruvida PFAS kan övergå till luften när små bubblor bildas.
Skumfraktionering	Skumhantering	Mycket höga halter uppkommer då skummet bara utgör en mycket liten del av hela flödet (<0,5 volym %).
	Rejektvatten	Koncentrationer i rejektvattnet (avvattnat skum) står förmodligen i jämvikt med skummet. Därför kan halterna vara höga.

¹ Under tömning och fyllning av kolfilter kan det uppkomma damm som bör behandlas varsamt.

² Olika företag har etablerat interna gränsvärden för halten PFAS och halten kalcium i det aktiva kolet som reglerar möjligheten att reaktivera aktivt kol på deras anläggningar. Höga halter kalcium ökar risken för skada på det aktiva kolet i form av permanenta utfällningar.

³ SVU-rapport 2024-16 (Baresel et al. 2024).

⁴ Elisa Mayerberger et al.; Remediation; 22 August 2025 <https://doi.org/10.1002/rem>.

Tabell 10.2

Biprodukter från rening av PFAS-rikt vatten.

Det finns mycket mer tillgängliga data över PFAS-halter från avloppsreningsanläggningar (Baresel et al. 2022) än från dricksvattenanläggningar.

10.2 Restprodukter i fast form

Om det finns osäkerhet kring vilken PFAS-halt restprodukten har, bör detta undersökas genom provtagning och analys. Detta kan utföras med exempelvis lakningstester.

Membranelement förbränns. När filtermassor är uttjänta går de typiskt antingen till reaktivering (aktivt kol) eller till förbränning (jonbytare och aktivt kol). Syftet är att omhänderta och destruera den PFAS som bundits till det fasta materialet

10.3 Avancerade efterberedningstekniker (destruktion av PFAS)

I dagsläget är förbränning den i särklass vanligaste metoden. En mycket bra beskrivning av olika tekniker samt deras restprodukter hittas i Baresel et al. (2022).

Olika tekniker har testats i ett stort antal pilotförsök: elektrokemisk oxidation (EO), plasmateknologi (PL), sonolys via ultraljud (SO), superkritisk vattenoxidation (SCWO) och termisk destruktion/förbränning (TD). Ingen teknik är i dag helt mogen för stor-skalig och säker och fullständig destruktion av PFAS i vatten. Elektrokemisk oxidation och plasma har kommit längst mot fältapplikation, men har fortfarande utmaningar

kring kostnad, biprodukter och effektivitet för olika PFAS-typer. Effektiv destruktion av PFAS är avgörande för att minska de långsiktiga miljö- och hälsoriskerna.

Tabell 10.3 baseras på en studie som har utförts av EPA (2021) och är länkad i fördjupningsrutan nedan. *Technology Readiness Levels* (TRL) definieras i ett dokument av EU-kommissionen (Horizon 2020; 2014). TRL med 3 och därunder testas bara i forskningssammanhang, TRL 4–6 beskriver tekniker som har visat sig fungera i relevanta studieområden. Från och med TRL 7 så finns det prototyper som har använts med framgång under en längre period. TRL 9 är system som har installerats. Ett sådant exempel är beskrivet i fallstudien nedan.

Matris	Elektrokemisk oxidation	SCWO	Mekanokemisk nedbrytning	Pyrolys
Förbrukad GAK eller jonbytare	TRL 4 (endast GAK)	-	TRL 2	TRL 1
Jordar	TRL 1 ¹	-	TRL 5	TRL 1
Bioslam/Slam	-	TRL 6	TRL 1	TRL 7
Förbrukat och oanvänt brandskum (AFFF)	TRL 4–6	TRL 7	TRL 3–4	-
Lakvatten från deponi	TRL 4	TRL 4	-	-

¹ Referenser till olika utvärderingar kan hittas på EPA:s webbplats som är länkad i fördjupningsrutan nedan.

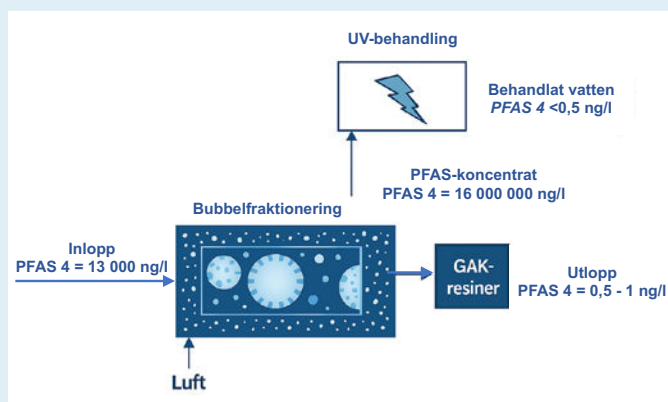
Termisk förbränning av vatten/vätskor med högt vatteninnehåll är i dag den mest använda och mogna tekniken, men kräver mycket energi och noggrann hantering av restprodukter. SCWO erbjuder en effektiv nedbrytning av flytande PFAS-avfall och har potential för framtida kommersialisering. Elektrokemisk oxidation är ett lovande och flexibelt alternativ för koncentrerade strömmar, men är fortfarande under utveckling. Val av teknik bör alltid utgå från avfallets egenskaper, energibehov, säkerhetsaspekter samt teknikens mognadsgrad och tillgänglighet. En teknik som använts sedan ett par år tillbaka är en kombination av bubbelfraktionering och UV-ljus.

Tabell 10.3

TRL för teknik och olika PFAS-matriser: elektrokemisk oxidation (EO), superkritisk vattenoxidation (SCWO), mekanokemiska metoder (att mala ner ämnen med eller utan närvaro av reaktiv vätska) samt termisk destruktion/förbränning (pyrolys).

Fallstudie 10.1: Korsör (Danmark)

I Korsör i Danmark har ett europeiskt forskningsprojekt lett till en anläggning som kombinerar skumfraktionering, behandling med aktivt kol och UV-ljus (Figur 10.1). Inkommande halt PFAS av 13 000 ng/l uppkoncentreras först till 16 000 000 ng/l i skummet och sedan destrueras detta PFAS-koncentrat med UV-ljus. Eftersom inte alla PFAS-ämnen anrikas i skummet så måste utgående vatten från bubbelfraktionering efterbehandlas med GAK så att PFAS 4 i utgående vatten ligger runt 0,5 ng/l.



Figur 10.1

Processchema för anläggningen i Korsör (Danmark) där skumfraktionering, GAK och UV-behandling kombineras för avskiljning och destruktion av PFAS, med uppkoncentrering av PFAS i skumfasen och efterpolering av utgående vatten med aktivt kol.

Det är osäkert om PFAS faktiskt förstörs till 100 % när det förbränns. Spridning av PFAS har påvisats vid förbränningsanläggningar som inte är utformade för sådan last, särskilt där temperaturprofil och uppehållstid inte räcker för nedbrytning, eller där efterföljande rökgasrening och kondensat/askhantering är otillräcklig. VA-bolag bör i dialog med mottagaren av avfallet säkerställa att mottagaren har kompetens att hantera PFAS samt att det hanteras på ett betryggande sätt. Mera forskning behövs för att optimera processer, minska energiförbrukning och förstå bildning av biprodukter.

Fördjupning: Vill du läsa mer?

Naturvårdsverket: Hantering av avfall enligt POPs-förordningen ([Direktlänk](#))

Naturvårdsverket: Metoder för destruktion av POPs-ämnen ([Direktlänk](#))

Avfallsförordning (2020:614) ([Direktlänk](#))

Naturvårdsverket: Deponering av avfall (tolkning av PFAS-värden enligt POPs-förordningen) ([Direktlänk](#))

Naturvårdsverket: Regel för deponering av avfall ([Direktlänk](#))

US EPA: Innovativa tekniker för PFAS-destruktion ([Direktlänk](#))

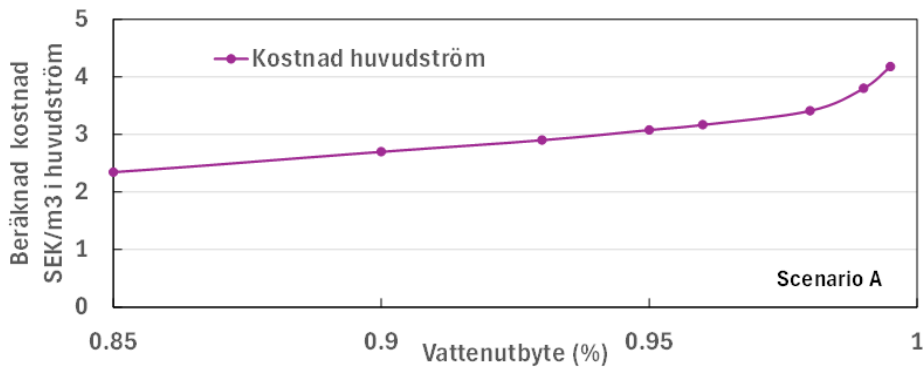
EU förordning om långlivade organiska föroreningar ([Direktlänk](#))

10.4 Hjälpreda för att väga vattenutbyte mot kostnader för hantering av restströmmar

Vid rening med membranteknik uppstår restströmmar, främst i form av rejektvatten. Olika typer av membran ger olika vattenutbyte, vilket i sin tur leder till varierande flöden av restströmmar. Dessa strömmar innehåller ofta höga halter av salter och PFAS, vilket gör deras hantering kostsam.

Förhållandet mellan huvudström och restström innebär en avvägning. Ett högt vattenutbyte ger en effektivare användning av råvattnet, men resulterar i en mer koncentrerad och svårbehandlad restström. Ett lägre vattenutbyte ger i stället större volymer restvatten med lägre halter av föroreningar, vilket kan göra efterbehandlingen enklare och billigare.

För att uppskatta de ekonomiska konsekvenserna har ett kostnadsscenario tagits fram för rening med membranteknik (Figur 10.2). I detta scenario ökar kostnaden som en funktion av vattenutbytet, eftersom högre utbyte vanligtvis kräver högre drifttryck, membran med mindre pordiameter (och därmed högre pris) samt större kemikalieåtgång vid drift och rengöring.



Figur 10.2

Skattad P_{kost} som funktion av vattenutbyte för två olika scenarion (A ovan och B nedan). Den relativa kostnadsutvecklingen är rimlig; dock är de absoluta värdena beroende på val av membran och råvattenförhållanden.

Kostnaderna per behandlad volym har normaliserats mot den volym som beräknas bli permeat, det vill säga färdigt dricksvatten. Därefter antas att den totala kostnaden () för vattenproduktion består av kostnader för huvudströmmen och restströmmen enligt:

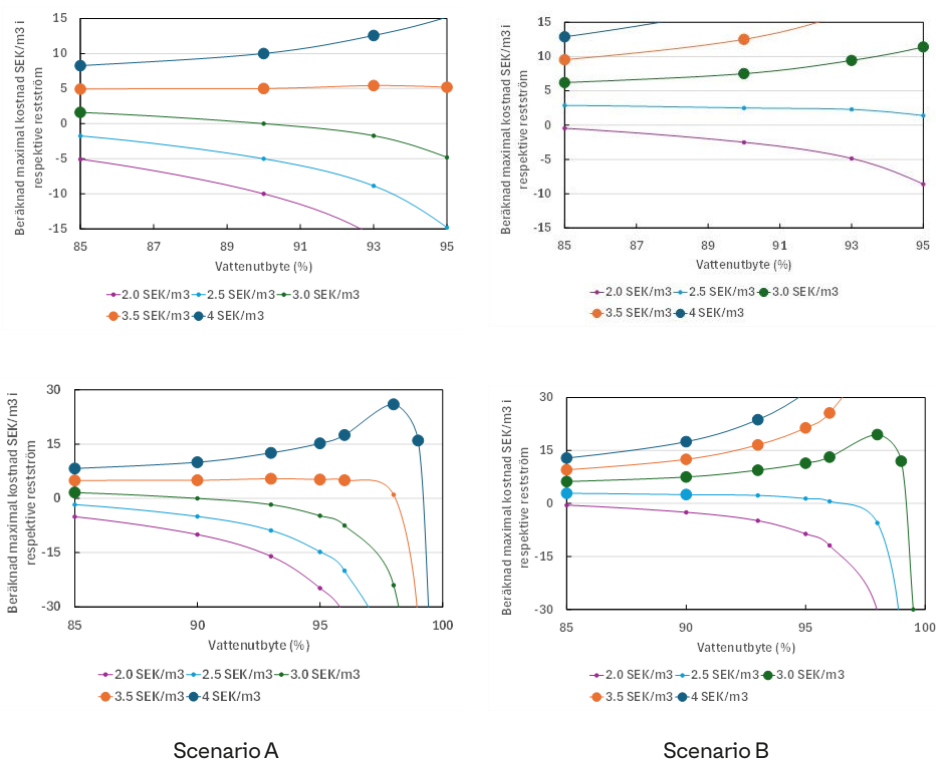
$$KOST = V_1 \cdot KOST_{huvudström} + V_2 \cdot KOST_{restström}$$

där V_1 och V_2 är volymerna (m^3) för huvud- respektive restströmmen, och kostnaderna anges i SEK/ m^3 . Produktionskostnaden per producerad volym renvatten (P_{kost}) beräknas som:

$$P_{kost} = \frac{KOST}{V_1}$$

Slutligen antas fem olika nivåer av P_{kost} (2,0; 2,5; 3,0; 3,5 och 4,5 SEK/ m^3). Genom att räkna baklänges beräknas den maximala tillåtna $KOST_{restström}$ för respektive nivå så att P_{kost} inte överskrider.

Resultaten plottas därefter som $KOST_{restström}$ mot vattenutbyte för olika värden på P_{kost} (Figur 10.3).



Figur 10.3
KOST_{restström} plottad mot vattenutbyte för olika P_{kost} . Punkter på figurerna som har stora symboler anses vara ekonomiskt gångbara.

Av Figur 10.3 framgår att vissa värden på P_{kost} inte kan uppnås eftersom det skattade värdet för KOST_{restström} blir negativt. Dessa punkter är markerade med små symboler i figuren. Alla positiva värden som är större än P_{kost} är markerade med större symboler.

Två sådana exempel är markerade i Tabell 10.4 i fet stil:

- $P_{kost} = 4,5$ SEK/m³ med vattenutbyte på 99 % och KOST_{restström} = 16 SEK/m³
- $P_{kost} = 3,0$ SEK/m³ med vattenutbyte på 96 % och KOST_{restström} = 5 SEK/m³

Vattenutbyte (%)	4 SEK/m³	3,5 SEK/m³	3,0 SEK/m³	2,5 SEK/m³	2,0SEK/m³
99.5	-40	-140	-240	-340	-440
99	16	-34	-84	-134	-184
98	26	1	-24	-49	-74
96	18	5	-7	-20	-33
95	15	5	-5	-15	-25
93	13	5	-2	-9	-16
90	10	5	0	-5	-10
85	8	5	2	-2	-5
80	7	5	2	0	-3

Tabell 10.4
KOST_{restström} vid olika vattenutbyten och olika värden på P_{kost} . Blåmarkerade fält visar möjliga värden. Rödmarkerade fält visar områden som inte kan uppnås enligt scenario A i Figur 10.3.

Små positiva värden på KOST_{restström} som är lägre än P_{kost} anses orimliga, eftersom kostnaden för restströmmen alltid bör vara högre än för huvudströmmen. Analysen visar att det finns tydliga begränsningar i KOST_{restström} vid olika nivåer på P_{kost} .

Om P_{kost} begränsas till 3,5 SEK/m³ är det högsta vattenutbyte som kan uppnås med positiv eller neutral produktionsekonomi cirka 96 %.

Ett annat resultat framkommer i scenario B, där betydligt fler kombinationer av P_{kost} och vattenutbyte visar sig vara möjliga. För en översikt av resultaten, se Tabell 10.5.

Vattenutbyte (%)	4 SEK/m ³	3,5 SEK/m ³	3,0 SEK/m ³	2,5 SEK/m ³	2,0 SEK/m ³
99,5	170	70	-30	-130	-230
99	112	62	12	-38	-88
98	69	45	20	-5	-31
96	38	26	13	1	-12
95	31	21	11	1	-9
93	24	17	9	2	-5
90	18	13	8	3	-3
85	13	10	6	3	0
80	10	8	5	3	0

Tabell 10.5

KOST_{restström} vid olika vattenutbyten och nivåer på P_{kost}. Blåmarkerade fält visar möjliga värden. Rödmarkerade fält visar områden som inte kan uppnås enligt scenario B i Figur 10.3.

10.5 Exempelberäkning av restströmmar

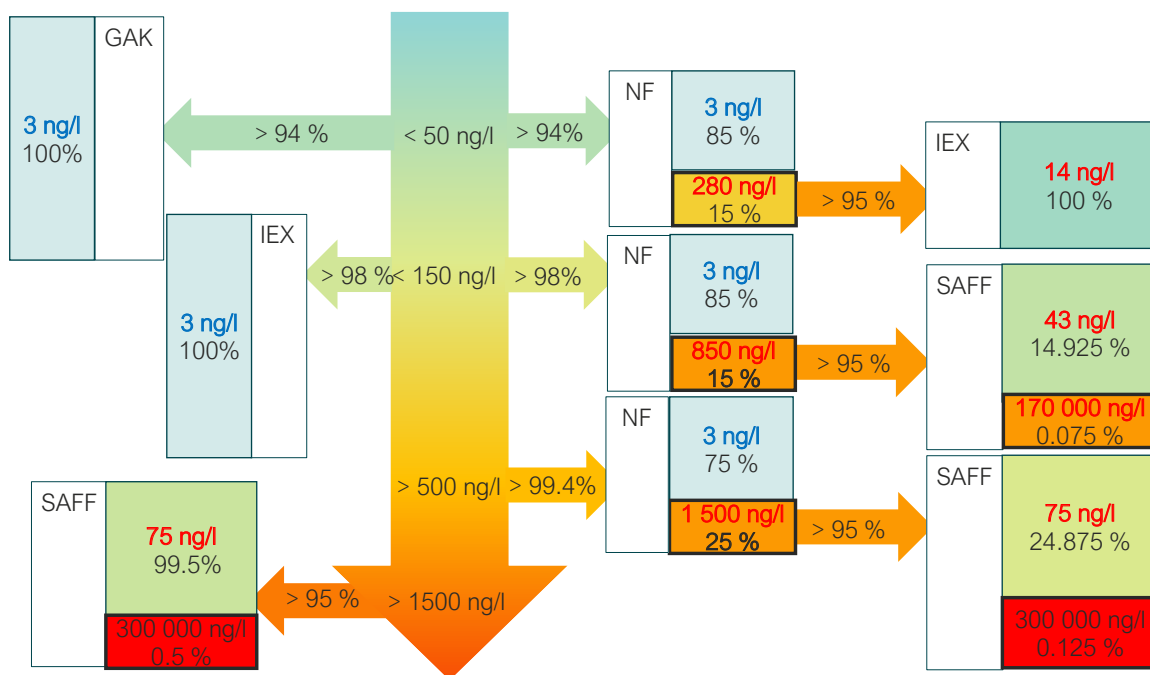
Vid PFAS-rening uppstår främst två stora restströmmar: PFAS bunden i filtermassor samt rejektvatten från membranprocessen eller SAFF.

Figur 10.4 visar hur flöden och koncentrationer av fyra PFAS-ämnen förändras när olika reningstekniker används. När GAK (granulerat aktivt kol) eller IEX (jonbyte) används fastnar merparten av PFAS-ämnena i filtermassan, som därefter måste skickas till förbränning (eller regenerering för aktivt kol). Hur hårt massan är belastad beror på hur länge filtren har varit i drift och halt inkommande PFAS.

SAFF och membrantechniker ger upphov till restströmmar med höga PFAS 4-halter. Vattenflödena varierar: SAFF anrikar cirka 0,5 % av flödet, medan membrantechniker koncentrerar 15–25 %. Eftersom dessa flöden är stora krävs efterbehandling av rejektvattnet.

I beräkningarna antas att allt rejektvatten från membransteget (se den övre rutan till höger om "IEX" respektive "SAFF" i Figur 10.4) leds till avlopp. Tre förslag har tagits fram för efterbehandling av rejektvatten med reningsteknikerna IEX eller SAFF. De beräknade halterna i spillvattnet uppgår till 14, 43 respektive 75 ng/l. Restströmmarnas halter och volymer har också beräknats.

Vid jonbytesbehandling fastnar det mesta av PFAS 4-ämnena i massan. Används SAFF bildas en restström med PFAS 4-halter mellan 170 000 och 300 000 ng/l. Om rejektvattnet innehåller låga PFAS-halter kan delströmmen återföras till råvattnet för att öka vattenutbytet. Detta kräver dock noggranna analyser och riskbedömningar. Pilotförsök rekommenderas.



Figur 10.4

Massflöden av vatten och PFAS vid olika beredningstekniker som funktion av stigande PFAS-halt i råvattnet. Färgskalan visar PFAS-halt och pilarna anger antagen reningsgrad. Figurens placering visar vid vilka halter teknikerna är mest ekonomiskt fördelaktiga.

Tabell 10.6

Översikt över rekommenderade användningsområden för olika reningstekniker baserat på PFAS-halt.

Siffrorna i pilarna i Figur 10.4 visar antagen reningsgrad för PFAS 4. Siffrorna i boxarna visar hur vattenflöden fördelas mellan huvudström och restström. Exempelvis beräknas IEXbehandling av vatten med 150 ng/l PFAS ge en reningsgrad på 97 %, motsvarande cirka 3 ng/l i utgående vatten. För SAFF innebär en ingående halt på 1 500 ng/l och en reningsgrad på 95 % en utgående halt på 75 ng/l. Restströmmen, som utgör 0,5 % av flödet, får då en PFAShalt på omkring 300 000 ng/l. PFAS-halter i beräknade restströmmar markeras med röd ram och röda siffror i fet stil. Andra kombinationer än de som visas i figuren kan förekomma. Den antagna avskiljningen i olika uppsättningar enligt Figur 10.4 är hypotetiska men anses vara rimliga (se även underlag i Tillägg kapitel 9 i Bilaga A). Både GAK och IEX kan uppnå varierande avskiljning beroende på gångtiderna som väljs. Bara de blåfärgade fälten anses vara "färdigbehandlade". Efterbehandling av SAFF kan kräva ytterligare efterberedning i form av GAK-kolonner då förbränning är för dyr.

Sammantaget visar Figur 10.4 hur olika tekniker skiljer sig åt i fråga om reningsgrad och hantering av restströmmar. Val av metod påverkar inte bara hur effektivt PFAS avskiljs, utan också mängden vatten som behöver efterbehandlas och därmed de totala driftkostnaderna.

För att sätta dessa resultat i ett ekonomiskt sammanhang redovisas i Tabell 10.6 typiska kostnader (APEX och OPEX) och användningsområden för olika PFAS-reningstekniker, baserat på svenska och internationella erfarenheter.

Teknik	Typisk PFAS-halt (ng/l)	Kostnad (kr/m ³)	Effektivitet (%)	Kommentar
Granulerat aktivt kol (GAK)	5–150	0,3–3	70–95	Vanlig för dricksvatten, kräver byte av media
Jonbytare	50–500	0,5–3	80–99	Effektiv för kortkedjiga PFAS
Membranfiltrering (RO/NF)	10–1 000	1–10	90–99	Hög effektivitet, hög energikostnad, kräver hantering av restström
SAFF (skumfraktionering)	500–10 000	10–25	70–95	Lämplig för lakvatten och höga PFAS-halter

11 Beslutsstöd för PFAS och dricksvatten

11.1 Förslag på arbetsgång för att möta PFAS-utmaningen

Att besluta om hur och var PFAS-problematiken ska hanteras är en komplex process som involverar många aktörer med ibland motstridiga intressen. Därtill finns flera tekniska reningslösningar som kan tillämpas på olika platser, utan att det finns ett självklart bästa alternativ. För att underlätta en sådan komplex beslutsprocess kan en multikriterieanalys (MKA) användas. Med hjälp av denna metod kan olika åtgärdsalternativ systematiskt jämföras och prioriteras, utifrån flera relevanta kriterier, för att vägleda vilka åtgärder som bör genomföras, i vilken ordning och med vilka tidsperspektiv. För att en MKA ska vara meningsfull krävs att åtgärdsalternativen är jämförbara utifrån de kriterier som används. Eftersom olika aktörer kan värdera kriterier olika högt är det sällan möjligt att skapa en helt objektiv eller aktörsoberoende analys. Metoden bör därför ses som ett stöd för strukturerad dialog och transparent beslutsvägning, snarare än ett sätt att identifiera en entydigt ”bästa” lösning.

En grundlig vägledning för hur en multikriterieanalys kan genomföras publicerades 2009 av Storbritanniens Department for Communities and Local Government (DCLG 2009). I denna manual presenteras metodiken steg-för-steg i syfte att möjliggöra en transparent och reproducerbar beslutsprocess. Enligt manualen kan en multikriteriebaserad beslutsprocess struktureras enligt följande:

- *Identifiera mål* – Ta fram ett eller flera olika mål som projektet ska uppnå.
- *Identifiera åtgärdsalternativ* – Ta fram flera olika åtgärdsalternativ som bidrar till att målen uppfylls.
- *Identifiera kriterier* – Ta fram olika kriterier baserat på målen för att kunna jämföra de olika åtgärdsalternativen. Vikta beslutskriterierna relativt varandra baserat på deras betydelse för målet/målen.
- *Utvärdera åtgärdsalternativen* – Utvärdera hur åtgärdsalternativen presterar mot respektive kriterium och sammanväg resultaten med angivna kriterievikter.
- *Ge beslutsstöd* – MKA visar vilka alternativ som presterar bäst mot kriterierna och fungerar som underlag när beslut fattas.

När det väl kommer till beslut ska multikriterieanalys (MKA) ses som ett stödverktyg för att strukturera och tydliggöra avvägningar mellan åtgärder inom givna ramar, under förutsättning att alternativen är tillräckligt jämförbara och att beslutsfattare deltar i att formulera och vikta kriterierna. Den ersätter inte det samlade beslutsunderlaget. Det slutgiltiga beslutet fattas av ansvariga beslutsfattare, som väger in resultaten från MKA tillsammans med annan relevant information. I vissa fall kan analysen även leda till att ytterligare alternativ identifieras, vilket kan kräva att processen utvidgas eller upprepas (DCLG 2009).

Multikriterieanalysen utvärderar åtgärdsalternativ innan de genomförs genom att bedöma hur de förväntas prestera i praktiken, baserat på tillgängliga data och uttalade antaganden. Resultaten fångar inte alla nyanser i verkligheten och ska därför tolkas som vägledande beslutsstöd, inte som definitiva svar på vilket alternativ som är bäst. Ett strukturerat verktyg för att tillämpa multikriterieanalys inom VA-sektorn är WISER, som är särskilt framtaget för att stödja beslut kring vatten- och avloppsfrågor.

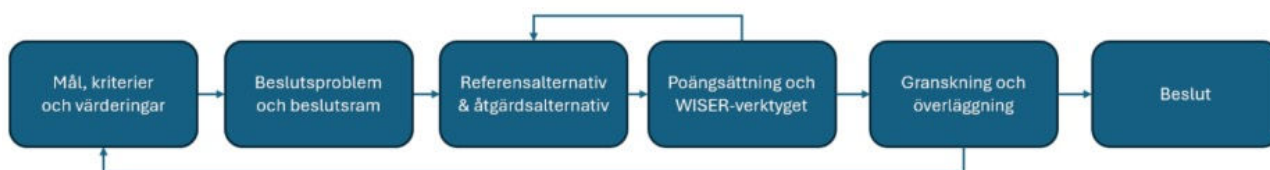
11.2 Beslutsstödsverktyg

WISER-verktyget

WISER står för Water Investments for Sustainability Enhancement and Reliability (Sjöstrand et al. 2021). Det är ett Excel-baserat verktyg baserat på multikriterieanalys och är framtaget för att beslutsfattare ska ha tillgång till ett väl fungerande beslutsunderlag för investeringar inom dricksvattensektorn. Verktöget ska ge beslutsfattare förståelse för vilka avvägningar som behöver göras och vilka konsekvenser som kan uppstå genom att välja ett åtgärdsalternativ över ett annat (Sjöstrand et al. 2021). Då WISER tillämpas följs en struktur som kan beskrivas som i Figur 11.1.

Figur 11.1

Illustration av en systematisk beslutsprocess som kan appliceras vid användning av WISER-verktyget. Figuren är inspirerad av Aven (2012) och Sjöstrand et al. (2021).



Arbetsättet följer de generella stegen i en multikriterieanalys (MKA) som beskrivs i detta kapitel. Stegen kan tillämpas både i en manuell MKA och när WISER används som stöd.

Stegen beskrivs nedan utifrån en tillämpning på PFAS-problematiken. Inledningsvis klargörs problemställningen och ett eller flera mål formuleras. Därefter definieras beslutsriterier som möjliggör bedömning av måluppfyllelse. När mål och kriterier är fastställda används sammanställningen för att systematiskt utvärdera och jämföra åtgärdsalternativ, gärna även mot ett referensalternativ.

WISER-verktyget är i första hand användbart som ett beslutsstöd för ett val mellan olika PFAS-reningsprocesser i ett vattenverk och inte i ett val mellan uppströmsarbete och PFAS-reningsprocess,

Beslutsproblem och beslutsram

Första steget är att skapa en ram för beslutet (Sjöstrand et al. 2021). Ramen bör innefatta en noggrann beskrivning av problemet där även projektets omfattning avgränsas. I ramen formuleras och tydliggörs beslutsproblemet eller beslutsmöjligheten, det vill säga vad som är problemet som behöver åtgärdas och vad utfallet av en åtgärd förväntas bli. Här bör även de eventuella beslut som krävs för att åtgärdsalternativ ska kunna väljas framgå, samt konsekvenserna som följer av att inte fatta ett beslut. Ibland kan det finnas åtgärder som ligger utanför vad som beskrivits i beslutsramen, som till exempel åtgärder på platser eller i verksamheter där man inte har rådighet. Det bör därför framgå vad det finns för valmöjligheter som ligger innanför och utanför projektets avgränsningar. För vidare användning av beslutsramen måste en analys göras av var åtgärder kan implementeras, som exempelvis olika åtgärder på vattenverket eller i det aktuella uppströmsområdet (Sjöstrand et al. 2021).

Eftersom åtgärder i uppströmsområdet och åtgärder på vattenverket verkar på olika delar av systemet och ger effekter av olika karaktär, bör dessa analyseras i separata MKA:er snarare än jämföras direkt inom samma analys. Beskrivningen av beslutsramen bör också innefatta råvattnets kvalitet samt identifiering av samtliga källor till PFAS och en kartläggning av hur dessa föroreningar transporteras i systemet – det vill säga att fastställa PFAS-massflödena.

Exempel på vad som kan utgöra frågeställningar inom beslutsramen:

- PFAS-massflöden
- PFAS-halter
- Ekonomiska förutsättningar

- Kompetens
- Utrymmesbehov
- Begränsning i elförsörjning
- Juridiska förutsättningar
- Tidsram

Faktaruta 11.1: Beslutsproblem & beslutsram

Beslutsproblem: Vilka åtgärdsstrategier bör väljas och prioriteras för att säkerställa att PFAS 4 i råvattnet inte innebär hälsorisk, givet att halterna tidvis ligger nära gränsvärdet?

Stöd för att komma i gång med framtagandet av en beslutsram

Exempel: Ett ytvattenverk beläget nära Stockholm tar sitt råvatten från sjön Mälaren. Det finns i detta fall ingen alternativ vattentäkt som långsiktigt kan försörja den mängd människor som vattenverket försörjer. Ramen skulle då exempelvis kunna innehålla:

- Mälarens avrinningsområde och dess PFAS-massflöden
- PFAS-halter i Mälaren
- Ekonomiska förutsättningar för VA-bolaget
- Kompetensen på VA-bolaget
- Hur ser reningsprocessen ut på vattenverket?
- Finns det yta att tillgå på vattenverket för alternativ rening?
- Vad är tidsramen för att PFAS-halten behöver nå en viss nivå?

Den angivna ramen utgår främst från VA-organisationens perspektiv och interna förutsättningar. I många fall krävs dock att åtgärder vidtas uppströms, där källorna till PFAS-föroreningarna finns. I sådana fall behöver ramen utvidgas och kompletteras med aktörer och faktorer utanför VA-verksamheten, exempelvis tillsynsmyndigheter, industrier, markägare och andra verksamheter inom avrinningsområdet.

Vidare är det viktigt att klargöra ansvarsförhållandena, så som vilka aktörer som står bakom utsläppen och hur dessa ställer sig till att ta ansvar för föroreningen. Denna information är avgörande för att kunna bedöma genomförbarheten med olika åtgärdsalternativ samt vem som bör stå för kostnaden.

Mål, beslutskriterier och viktning

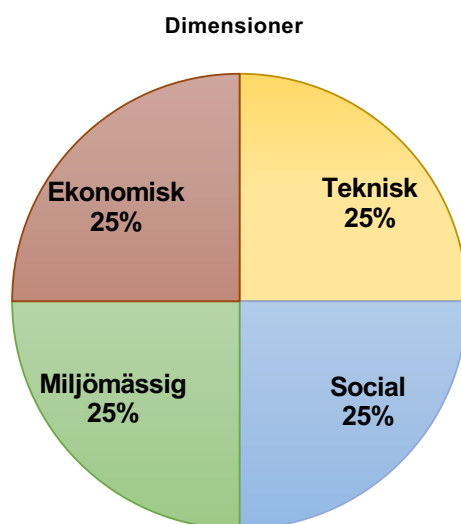
Det andra steget innebär att identifiera projektets mål med tillhörande beslutskriterier och därefter vikta dessa. Det är viktigt att tydligt formulera vad man vill uppnå med beslutet (Sjöstrand et al. 2021). Dessa *mål* utgör sedan grunden för att kunna utvärdera de olika åtgärdsalternativ som tas fram i ett senare skede. Därför är det fördelaktigt att fastställa målen innan man definierar alternativen – detta minskar risken för att viktiga mål förbises. För att formulera målen kan det vara värdefullt att involvera ämnesexperter, intressenter och beslutsfattare.

Till varje mål formuleras ett eller flera *beslutskriterier*, som tillsammans ska täcka in hela projektets målsättning, se exempel i Tabell 11.1. Dessa kriterier måste vara mätbara och noggrant definierade för att undvika dubbelräkning av en åtgärds effekter. För att underlätta arbetet erbjuder WISER-verktyget exempel på mål och tillhörande kriterier, indelade i fyra dimensioner: teknisk, social, miljömässig och ekonomisk (Tabell 11.1). Det finns även möjlighet att lägga till egna mål och beslutskriterier eller ta bort befintliga. Samtidigt är det viktigt att kriterierna inte enbart hämtas ”från hyllan”, utan att de tas fram och förankras tillsammans med de aktörer som faktiskt ska fatta eller bära beslutet.

Inom varje dimension (Figur 11.2) utförs en värdering av kriteriernas betydelse, vilken bör vara förankrad hos de aktörer som deltar i beslutsprocessen. Detta görs genom att *vikta* kriterierna relativt till varandra med procenttal som tillsammans summerar till 100 %. Därefter viktas de fyra dimensionerna – teknisk, social, miljömässig och ekonomisk – relativt till varandra, och även här ska summan av vikterna uppgå till 100 %

(se Figur 11.2). Detta steg syftar till att tydliggöra hur stor vikt varje dimension ska ha i den samlade bedömningen av åtgärdsalternativen. Observera att viktningen är en subjektiv bedömning; det finns inget "rätt" eller "fel". Vikterna ska spegla beslutsfattarens och involverade aktörers prioriteringar i just detta beslut. Detta skiljer sig från poängsättningen, som bör vara så evidensbaserad och konsekvent som möjligt och bygga på fakta, mätdata och tydligt redovisade antaganden. Samtidigt innehåller poängsättningen ett visst mått av bedömning, eftersom valet av poängskala och översättningen av underlag till skalan (t.ex. vad som motsvarar "stor" förbättring) inte är helt värderingsfri.

Redovisa gärna skälen till de valda vikterna och komplettera med en enkel känslighetsanalys som visar hur resultatet påverkas av andra rimliga viktningar. För att viktningen ska bli relevant och användbar i det faktiska beslutet bör den genomföras i en workshop där beslutsfattare eller personer med tydligt mandat deltar, tillsammans med utvalda ämnesexperter och andra nyckelaktörer (t.ex. länsstyrelse, kommun, problemägare, VA-verksamhet, forskning och konsulter) (Sjöstrand et al. 2021). På så sätt kombineras mandat, lokalkännedom och expertkunskap, och olika perspektiv blir transparenta i den samlade avvägningen. För att underlätta dialog och nå samsyn rekommenderas att gruppen hålls liten, gärna högst åtta deltagare per tillfälle (Sjöstrand et al. 2021).



Figur 11.2

Pajdiagram över de olika dimensionerna som ingår i WISER. I detta fall så har vardera dimensionen en vikt på 25 %.

Tabell 11.1 visar ett brett urval av möjliga mål och beslutskriterier som kan ingå i en multikriterieanalys. Urvalet är avsett som en generell struktur för vattenrelaterade beslutsprocesser och är inte specifikt anpassat till PFAS-problematiken.

Vid tillämpning på PFAS-frågor behöver kriterierna granskas och justeras så att de speglar de mest relevanta aspekterna, exempelvis exponering via fisk eller andra hälso- och miljörelaterade spridningsvägar. Vissa av de kriterier som redovisas kan vara mindre betydelsefulla i en PFAS-kontext, medan andra kan behöva tillkomma beroende på lokala förhållanden och mål med analysen.

I sista workshopen för projektet PFAS-handboken utfördes en viktning och justering av Tabell 11.1 för uppströmsarbete. Resultatet av detta redovisas i Appendix för kapitel 13.

Dimension	Mål	Beslutskriterier
Teknisk	Hög tillförlitlighet	Leveranssäkerhet
		Sabotage
	Flexibilitet	Anpassningsförmåga
	God genomförbarhet	Tillstånd
		Rådighet
		Tid till idrifttagande
Social	Högt förtroende	Upplevd trygghet
	God dricksvattenrelaterad hälsa	Skydd mot mikrobiologiska hälsorisker
		Skydd mot kemiska hälsorisker
		Andra dricksvattenparametrar
	God icke-dricksvattenrelaterad hälsa	Icke-dricksvattenrelaterade hälsoeffekter
		Arbetsmiljö
	Lokal utveckling	Tillväxtpotential
		Rekreativvärden
Miljömässig	Skydd av akvatiska ekosystem	Vattenresursers kvalitet
		Vattenresursers kvantitet
	Skydd av terrestra ekosystem	Terrestra ekosystems livsduglighet
	Effektiv resursanvändning och begränsad klimatpåverkan i anläggnings- och/eller driftfas	Energianvändning och växthusgasutsläpp
		Vattenanvändning
		Markanvändning
		Materialanvändning
		Kemikalieanvändning
		Icke-återvinningsbart avfall
Ekonomisk	Rimlig finansiell situation	Investeringskostnader
		Drift- och underhållskostnader

Tabell 11.1

Dimensioner, mål och beslutskriterier som ingår i WISER-verktyget. För förtydligande av vad de olika beslutskriterierna innebär se rapporten av Sjöstrand et al. (2021). Tabellen är omarbetad från Sjöstrand et al. (2021).

Referensalternativ

I nästa steg tas ett *referensalternativ* fram, därefter jämförs prestationen hos referensalternativet med prestationen hos åtgärdsalternativen för respektive kriterium. Referensalternativet fungerar som jämförelsegrund gentemot de olika åtgärdsalternativen. Det kan till exempel utgöras av vattenrening vid ett befintligt vattenverk med en viss teknik. Notera att referensalternativet inte behöver uppfylla projektmålen utan används endast som jämförelsepunkt i analysen. Det behöver inte heller vara ett reellt genomförbart alternativ utan fungerar enbart som referens vid utvärderingen.

Åtgärdsalternativ

Baserat på PFAS-massflödena som togs fram i beslutsramen kan potentiella platser för åtgärder identifieras, i detta exempel både på själva vattenverket och uppströms i flödeskedjan. Genom att lokalisera strategiska punkter för åtgärder blir det möjligt att formulera relevanta och realistiska *åtgärdsalternativ* som sedan kan analyseras i WISER. Förslag på möjliga åtgärdsalternativ som kan utvärderas i detta exempel är uppströmsrening, alternativ rening på vattenverket, nya vattentäkter, selektivt uttag från brunnar som är mindre förorenade eller ett nytt vattenverk.

Först identifieras ett brett urval av åtgärdsalternativ som alla har potential att på olika sätt uppfylla projektets mål (Sjöstrand et al., 2021). Processen med att ta fram

åtgärdsalternativ kan med fördel inledas med en brainstormingsession där man fritt genererar så många olika åtgärdsalternativ som möjligt. Därefter inleds en systematisk gallring, där mindre lämpliga eller uppenbart svaga alternativ sällas bort. I denna fas kan även flera åtgärder kombineras för att skapa mer omfattande eller effektiva lösningar.

De återstående alternativen implementeras sedan i beslutsstödsverktyget WISER, där en inledande, övergripande analys genomförs för att bedöma hur väl varje alternativ bidrar till måluppfyllelsen. En fördel med detta tillvägagångssätt är att det möjliggör identifiering av utvecklingsbehov eller synergier mellan olika åtgärder – exempelvis genom att slå samman alternativ för att uppnå bättre resultat. Processen kan därmed bli iterativ, där alternativen gradvis förbättras och optimeras mot mer hållbara lösningar (Sjöstrand et al. 2021).

Poängsättning av åtgärdsalternativ

Nedan beskrivs vilket underlag som krävs för att kunna använda WISER-verktyget i analysen och därefter poängsätta åtgärdsalternativen. Underlaget är särskilt anpassat för att möjliggöra poängsättning av de olika kriterierna. För att denna poängsättning ska bli så tillförlitlig som möjligt krävs dock ett omfattande förarbete, där grundläggande data samlas in och viktiga förutsättningar kartläggs. Enligt den processen som beskrivs tidigare i detta kapitel, definieras ett referensalternativ och flera åtgärdsalternativ tas fram iterativt.

I detta steg sammanställs jämförbara beslutsunderlag för varje åtgärdsalternativ och referensen, utifrån beslutskriterierna i med referensalternativet som nollpunkt. Åtgärdsalternativen bedöms på en skala från –10 till +10, där:

- –10 indikerar ett avsevärt sämre resultat än referensalternativet
- 0 motsvarar samma resultat som referensalternativet
- +10 representerar ett avsevärt bättre resultat än referensalternativet

Det rekommenderas att poängsättningen motiveras för varje åtgärdsalternativ och beslutskriterium. Motiveringarna kan förslagsvis läggas i en bilaga. Därefter kan en tabell, en så kallad prestandamatrix, tas fram för att sammanfatta poängsättningen. En prestandamatrix visar hur väl de olika åtgärdsalternativen presterar relativt till varandra; ett exempel på en sådan visas i Tabell 11.2 och utgör ett centralt underlag i analysen.

I WISER finns även möjlighet att genomföra osäkerhetssimuleringar. I sådana fall anges en mest trolig poängsättning för varje åtgärdsalternativ, kompletterad med en lägre och en högre gräns för att fånga osäkerheten i bedömningen. För att kunna genomföra denna typ av simulering krävs insticksprogrammet @Risk, vilket är licensbaserat.

Om licensen inte finns tillgänglig inom organisationen, kan man exempelvis simulera ”lägsta möjliga poäng” genom att ansätta poängen till den lägre gränsen nämnd ovan. Denna process kan sedan upprepas med den övre gränsen. Denna process kan hjälpa till att ytterligare bedöma de olika åtgärdsalternativen. Observera att detta arbetssätt innebär att samtliga kriterier antas ligga på sin lägsta nivå; i praktiken kan variationen i en poäng skilja sig mellan olika kriterier (t.ex. 0; 1; 2 jämfört med –5; 0; +7), vilket bör beaktas vid tolkningen av resultaten.

I Tabell 11.2 visas ett exempel på hur poängsättning kopplat till olika beslutskriterier kan se ut för tre olika åtgärdsalternativ relativt ett referensalternativ. Vissa åtgärdsalternativ har givits en negativ poäng i prestandamatrixen, vilket innebär att det presterar sämre än referensalternativet avseende dessa beslutskriterier. Kolumnen benämnd osäkerhet visar hur säker bedömningen är. Detta spann kan användas för osäkerhetssimuleringen som tidigare nämndes.

Dimension	Kriterier	Åtgärdsalternativ 1		Åtgärdsalternativ 2		Åtgärdsalternativ 3	
		Poäng	Osäkerhet (låg; hög)	Poäng	Osäkerhet (låg; hög)	Poäng	Osäkerhet (låg; hög)
Teknisk	Leveranssäkerhet	4	Låg (2; 6)	2	Låg (2; 4)	6	Låg (4; 8)
	Sabotage	0	Ej (0; 0)	2	Låg (0; 4)	6	Låg (4; 8)
	Anpassningsförmåga	6	Låg (4; 6)	2	Låg (2; 4)	6	Låg (4; 8)
	Tillstånd	0	Ej (0; 0)	-6	Hög (-10; -2)	-10	Låg (-10; -6)
	Rådighet	0	Ej (0; 0)	-6	Medel (-8; -4)	-4	Medel (-6; -4)
	Tid till idrifttagande	-2	Låg (-4; -2)	-6	Hög (-10; -2)	-10	Hög (-10; -4)

När poängsättningen är utförd kan denna användas i en *simulering* i WISER tillsammans med viktningen av beslutskriterierna och dimensionerna. Resultatet ger ett index, eller en viktad poäng, för hur väl de olika åtgärdsalternativen presterar, dels inom varje kriterium, dels som helhet. Om resultatet visar negativa värden så innebär det att referensalternativet i det här fallet presterar bättre än åtgärdsalternativet.

Här kan ytterligare svagheter hos de olika åtgärdsalternativen identifieras och därmed visa på behovet av en ny process av att förbättra åtgärdsalternativen eller kanske slå ihop ett eller flera. Det kanske behövs fler åtgärdsalternativ?

Som tidigare nämnts behöver inte åtgärdsalternativet med högst poäng vara det slutliga beslutet. Resultatet ska enbart ses som en indikation på vilket åtgärdsalternativ som presterar bäst enligt de i början angivna kriterierna. Kom ihåg att multikriterieanalysen räknar med en förenklad version av verkligheten och att det kan finnas aspekter som inte har behandlats.

Tabell 11.2

Prestandamatrix som sammanfattar bedömningar och osäkerheter för varje åtgärdsalternativ och beslutskriterium inom den tekniska dimensionen.

Fallstudie 11.1: Mälarenergi Vatten

Att utreda var rening av PFAS är mest effektiv sett till kostnad och nytta

Dricksvattnet till Västerås, en stad vid Mälaren, produceras i två olika vattenverk. Båda vattenverken använder konstgjord infiltration i sin beredningsprocess, där råvatten från Mälaren först förbehandlas gemensamt innan det infiltreras i två olika grundvattenmagasin. Därefter tas vattnet upp via grundvattenbrunnar, desinficeras och pH-justeras innan det distribueras till konsumenterna.

Sedan provtagningen påbörjades 2013 har halter av PFAS 4 uppmätts i de olika råvattentäkterna. I Mälaren ligger halterna strax under det tillåtna värdet i dricksvattenföreskrifterna. Halterna i grundvattnet i åsen, vid det ena vattenverket, är dock förhöjda och ligger över det gränsvärde för PFAS 4 som gäller från 2026 (4,0 ng/l hos dricksvattenanvändaren).

Trots att halterna låg under tidigare rekommenderad åtgärdsgräns för PFAS (90 ng/l för PFAS 11), uppmärksammandes problemet och riskerna med PFAS i samband med att kommunens vattenförsörjningsplan togs fram. Detta ledde till att en utredning initierades.

Utredningen av PFAS har bestått av flera olika delutredningar, där både föroreningskällor och föroreningssituation samt möjliga åtgärder i grundvattenmagasinet och vid vattenverket har utretts.

Föroreningskällor och föroreningssituation

Den inledande orienterande studien genomfördes under 2023 och innefattade en inventering av tillrinningsområdet för att identifiera alla platser där PFAS-innehållande produkter har eller kan ha hanterats. Detta utfördes exempelvis genom granskning av äldre ritningar, flygfoton, databas över förorenade områden, miljörapporter och intervjuer.

Resultatet från studien samt information från platsbesök och provtagning av grundvatten låg sedan till grund för ytterligare kompletterande undersökningar genom grundvattenprovtagning för att öka kunskapen avseende källor och spridningsvägar för PFAS i grundvattnet.

Slutsatserna från den orienterande studien och grundvattenprovtagningen, inklusive nivåmätning av grundvatten, sammanställdes i en rapport med titeln: Tekniskt underlag - ansvarsutredning. Rapporten innehåller en bedömning av de mest sannolika källorna till de uppmätta PFAS-föroreningarna, baserat på totalhalter, fördelning av olika PFAS-ämnen, tolkning av grundvattnets strömningsriktning samt resultatet från den orienterande studien.

Utredningen har överlämnats till berörda tillsynsmyndigheter, och tillsynsmyndigheterna har påbörjat ett arbete som förhoppningsvis leder till att verksamhetsutövare vidtar åtgärder och förhindrar fortsatt PFAS-förorening av grundvattnet.

Utredda åtgärder i grundvattenmagasinet

Möjliga åtgärder i grundvattenmagasinet har utretts. Utredningen har konstaterat att aktuella tekniker skulle kunna vara:

- hydraulisk spärr (bortledning av grundvatten eller infiltration)
- sorptionsbarriär (att inert kolmaterial fastlägger PFAS 4 när vattnet strömmar igenom) i kombination med ytterligare rening.

Åtgärder i grundvattenmagasinet bedöms inte i detta fall vara en ensam lösning för att reducera PFAS-halterna i dricksvattnet men skulle kunna vara ett alternativ tillsammans med åtgärder i vattenverket.

Utredda åtgärder i vattenverket

En utredning har utförts för att undersöka vilka åtgärder som skulle kunna vara lämpliga att använda för att avskilja PFAS vid vattenverket. Utredningen resulterade i att följande tekniker skulle kunna vara lämpliga:

- kolfilter
- jonbytare
- nanofilter

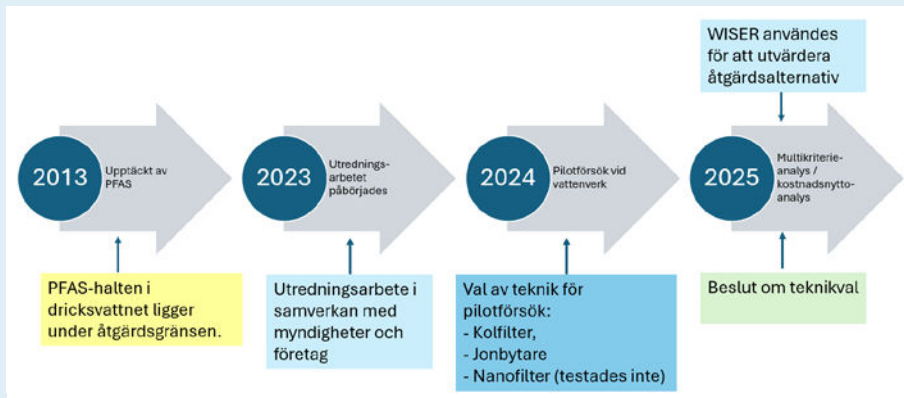
Pilotförsök med teknikerna jonbytare och kolfilter påbörjades hösten 2024 och pågår fortfarande. Det har inte genomförts pilotförsök med nanofilter.

Fallstudie 11.1: Mälarenergi Vatten, forts.

- bestämning av utvärderingskriterier för utvärdering
- viktning av kriterier
- poängsättning
- sammanvägd utvärdering

Vid poängsättningen togs bland annat hänsyn till kommande teknikutveckling.

En sammanfattning av Mälarenergis resa finns i Figur 11.3.



Figur 11.3

Översiktlig tidslinje över arbetet med att utreda och välja åtgärder för PFAS-avskiljning vid vattenverket, från upptäckt till pilotförsök och multikriterieanalys med WISER som beslutsunderlag.

Fördjupning: Vill du läsa mer?

Myndigheten för samhälls- och lokalfrågor i Storbritannien: Multi-criteria analysis: a manual ([Direktlänk](#))

Sjöstrand K. et al. (2021). WISER – ett verktyg för beslutsstöd inom drickvattensektorn. SVU-rapport 2021-8 ([Direktlänk](#))

Naturvårdsverket: Rapport där WISER-verktyget har tillämpats ([Direktlänk](#))

Examensarbete: Multikriterieanalys som beslutsstöd vid val av åtgärd för att hantera PFAS i dricksvatten - Fallstudie Östra Mälaren. Kommer att finnas på DiVA ([Direktlänk](#))

Kostnadsnyttoanalys

Kostnadsnyttoanalysen är ett sätt att jämföra olika åtgärder för att se vilken som ger mest "nytta", samhällsekonomiska konsekvenser, i förhållande till kostnad. Kostnadsnyttoanalysen kan användas i stället för, eller tillsammans med, WISER-verktyget för att få ett beslutsunderlag där varje åtgärdsalternativ värderas i pengar. Olika metoder för att minska PFAS-halterna i dricksvattnet kan identifieras, deras effekt och kostnad kan beräknas, och därigenom kan man avgöra vilken åtgärd som ger störst effekt per investerad krona.

En kostnadsnyttoanalys går i huvudsak ut på att räkna ihop alla pengar som läggs på en åtgärd – inköp, installation, drift, underhåll och slutlig hantering – och sedan räkna ihop alla besparingar eller intäkter som åtgärden medför, till exempel lägre kemikalieförbrukning, mindre slitage eller minskade kostnader för ohälsa om vattnet blir renare. När kostnaderna respektive nyttan är angivna som belopp går det att jämföra dem direkt. Om nyttan är större än kostnaderna har åtgärden positiv nettonytta och är ekonomiskt försvarbar.

Beskrivningen ovan motsvarar en finansiell kalkyl på organisationsnivå (t.ex. för VA-verksamheten). En samhällsekonomisk kostnads-nyttoanalys omfattar samhällets totala konsekvenser och inkluderar därför effekter för alla berörda aktörer, även externa effekter som miljöpåverkan, hälsa, tidsvinster och andra nyttor eller kostnader som inte syns i en enskild budget. I en sådan analys bör man så långt möjligt prissätta

dess effekter med relevanta skuggpriser eller standardvärden, redovisa antaganden om kalkylränta och tidshorisont samt undvika dubbelräkning.

Analysen inleds med att beskriva de två alternativ som ska jämföras, till exempel åtgärder i form av ett nanofiltreringsmembran (NF) och ett aktivt kolfilter. För varje alternativ samlas alla kostnader – från inköp och installation till löpande drift, service och slutlig hantering. Det innebär att ta reda på vad membranmodulerna och det aktiva kolet kostar att köpa, hur mycket arbete och material som krävs för att montera dem, vilka elkostnader och vilken kemikalieåtgång som följer med driften, samt vad det innebär att byta ut eller återvinna anläggningen efter dess livslängd.

Samtidigt uppskattas vilka besparingar och fördelar respektive lösning ger över tiden. För nanofiltrering kan det handla om lägre kemikalieförbrukning och minskad mängd returvatten, medan aktivt kolfilter kanske kräver färre filterbyten eller ger ett bredare upptag av organiska ämnen. För att kunna jämföra framtida besparingar med dagens kostnader omräknas beloppen till dagsvärde med hjälp av en ränta, ofta kallad diskonteringsränta. När alla belopp är omräknade till samma år kan kostnaderna summeras och därefter dras bort från summan av de uppskattade besparingarna. Resultatet kallas nettonytta: ett positivt tal visar att åtgärden löser sig ekonomiskt över tid, medan ett negativt tal innebär att kostnaden överstiger vinsten. Om flera alternativ har räknats fram kan alternativet med högst positiv nettonytta väljas. I de fall skillnaden är liten kan andra faktorer som enkel skötsel, driftsäkerhet eller miljöeffekter vägas in vid slutligt beslut.

Det finns också begränsningar – vissa nyttor, som ökad trygghet eller bättre arbetsmiljö, är svåra att sätta ett exakt kronvärde på och får ibland beskrivas kvalitativt i stället. Genom att ange tydliga antaganden om priser, livslängd och räntesats samt genomföra en känslighetsanalys, där resultaten testas vid olika räntor och livslängder, skapas ett robust beslutsunderlag.

Analys av klimatpåverkan

En klimatberäkning handlar om att kvantifiera hur mycket växthusgaser en verksamhet släpper ut, omräknat till koldioxidekvivalenter. Beräkningarna baseras på livscykelprincipen, vilket innebär att varje insats – el- och värmeförbrukning, kemikalie- och polymeranvändning, drivmedel, transporter och hantering av restprodukter, liksom direkta utsläpp av metan och lustgas – multipliceras med en förutbestämd emissionsfaktor. Emissionsfaktor är en faktor som säger hur mycket koldioxid som släpps ut vid produktion av en viss mängd av ett visst ämne eller för att transportera en viss mängd ämne en sträcka. Därefter summeras resultaten uppströms (produktion av el, kemikalier med mera), på plats (direkta utsläpp) och nedströms (hantering av avfall), vilket ger ett enda tal för anläggningens totala klimatpåverkan under ett år.

Som underlag behövs årsvisa mängder för samtliga ingående aktiviteter:

- el- och värmeförbrukning
- mängd förbrukade kemikalier
- förbrukat drivmedel för fordon och reservkraft
- ton restprodukter och hur de hanteras
- transporter med avstånd och bränsletyp.

För att underlätta detta arbete och sätta en branschstandard för VA-branschen har Svenskt Vatten tagit fram Klimatberäkningsverktyget som är ett Excel-baserat verktyg där användaren fyller i uppgifterna listade ovan. Emissionsfaktorer och omräkningsfaktorer finns förifyllda, men kan bytas mot plats- eller leverantörsspecifika värden. När alla data är inlagda räknar modellen automatiskt fram koldioxidekvivalenter per kategori och sammanställer totalen i både tabell- och grafisk form, vilket gör det enkelt att se var i anläggningens drift de största klimatpåverkande insatserna sker.

I SVU-rapport 2026-4 *Teknikval för hållbar PFAS-rening i vattenverk. Pilotförsök, kostnader och klimatavtryck* (Köhler et al. 2026) utvecklades detta klimatberäkningsverktyg ytterligare för att inkludera reningstekniker för PFAS som exempelvis olika membran och jonbyte. Där information saknas kan VA-bolaget be leverantören om uppgifter.

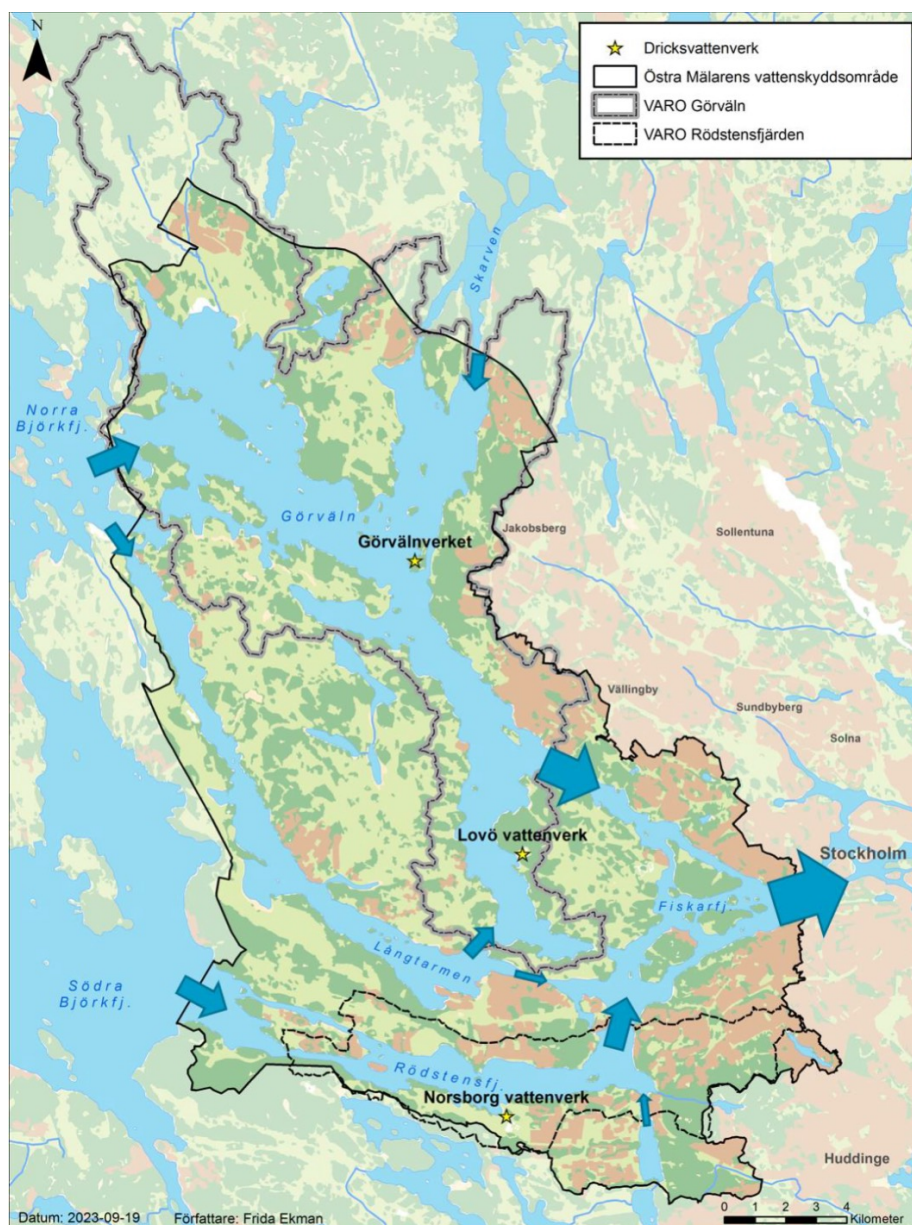
Fördjupning: Vill du läsa mer?

Svenskt Vattens webbsida om klimatneutral VA-bransch där klimatberäkningsverktyget finns ([Direktlänk](#))

Köhler et al. (2026). Teknikval för hållbar PFAS-rening i vattenverk. Pilotförsök, kostnader och klimatavtryck (med uppdaterat klimatberäkningsverktyg) ([Direktlänk](#))

12 Fallstudie Östra Mälaren – en jämförelse mellan uppströms-åtgärder och vattenverksrening

Mälaren är Sveriges tredje största sjö och en central dricksvattentäkt som försörjer över två miljoner människor. Sjön är mångfunktionell och påverkas av flera olika verksamheter, såsom båttrafik, jord- och skogsbruk, avloppsutsläpp och industriell aktivitet. Trots generellt låga halter av miljögifter är Mälaren utsatt för påverkan från bland annat organiska mikroföroreningar, övergödning och ökande mängder organiskt material – faktorer som sammantaget utgör ett hot mot dricksvattenkvaliteten. Figur 12.1 visar en karta över Östra Mälaren där Norrvattens Görvålnverket och Stockholm Vatten och Avfalls (SVOAs) Lovö vattenverk och Norsborgs vattenverk är belägna.



Figur 12.1

Karta över Östra Mälarens vattenskyddsområde, de olika bassängerna i östra Mälaren samt vattenverken i området. Även delflödena visas där storleken på pilarna representerar delflödenas storlek (Ekman & Ejhed 2023).

Dricksvattenproducenterna i Östra Mälaren arbetar aktivt med att hantera PFAS-problematiken. Detta sker både genom anpassningar av befintliga beredningsprocesser och till stor del genom uppströmsarbete. Ett särskilt skäl till att uppströmsarbete är avgörande i denna region är att det saknas likvärdiga alternativa vattentäkter, vilket gör det extra viktigt att skydda Mälarens vattenkvalitet. Reningsprocesserna vid vattenverken är i dagsläget inte effektiva för att rena bort lösta toxiska föroreningar som PFAS 4. För att kunna genomföra effektivt uppströmsarbete och prioritera vilka källor som är viktigast att åtgärda och för att kunna jämföra uppströmsåtgärder med rening på vattenverk krävs god kunskap om hur uppströmsområdet ser ut och var PFAS-källorna finns.

I Tabell 12.1 redovisas årsmedelvärden för PFAS 4 i rå- och dricksvatten för Lovö och Norsborgs vattenverk under åren 2023 och 2024. Av tabellen framgår att PFAS 4-halten i Lovö vattenverks råvatten under 2023 låg mycket nära gränsvärdet på 4,0 ng/l hos dricksvattenanvändaren, men att en sänkning skett till 2024. Det finns dock i nuläget inte tillräckligt med data för att avgöra om denna minskning är statistiskt signifikant eller inte.

Tabell 12.1

Årsmedelvärde för PFAS 4 i råvattnet vid Lovö vattenverk, Norsborgs vattenverk samt Görvälnverket (Stockholm Vatten och Avfall 2025a; 2025b; Hedberg 2025; Norrvatten, u.å).

	Lovö vattenverk		Norsborgs vattenverk		Görvälnverket	
	Råvatten	Dricksvatten	Råvatten	Dricksvatten	Råvatten	Dricksvatten
PFAS 4 medelhalt 2023 [ng/l]	3,9	3,8	2,9	2,9	3,9	3,6
PFAS 4 medelhalt 2024 [ng/l]	3,4	3,2	2,9	2,8	3,6	3,1

För Norsborgs vattenverk uppmättes under 2024 ett årsmedelvärde för PFAS 4 på 2,9 ng/l i råvatten och 2,8 ng/l i producerat dricksvatten. Enligt en rapport av Ekman och Ejhed (2023) uppmättes en genomsnittlig halt av PFAS 4 på 3,1 ng/l i inkommande råvatten till Rödstensfjärden (provpunkt S. Björkfjärden), vilket är det tillrinningsområde där Norsborgs vattenverk är beläget. Dessa värden visar på att Norsborgs vattenverk inte har samma problem med halten PFAS 4 som Lovö vattenverk. Norsborgs vattenverk har därför inte samma behov att implementera åtgärder för PFAS-rening och kommer därför att bortses från i kommande delar av fallstudien.

12.1 Vattenverken i Östra Mälaren

Görvälnverkets dricksvattenberedning inleds med mikrosilning, följt av kemisk fällning med aluminiumsulfat och natriumsilikat för att bilda flockar. Flockarna avskiljs genom sedimentering och flotation, där den senare även minskar PFAS 4-halten genom att föroreningar anrikas i ytskiktet. Flotationen är numera i drift året runt på grund av de kommande PFAS-kraven, vilket medför ökad energiförbrukning och kostnader. Efter förbehandlingen passerar vattnet sandfilter, kolfilter och UV-reaktorer, följt av pH-justerings och tillsats av kloramin innan det lagras i reservoar och distribueras. Kolfiltren har inte reaktiverats och är mättade med avseende på PFAS. Denna reningsprocess visualiseras i Figur 12.2.

Figur 12.2

Schematisk bild över Görvälnverkets beredningsprocess. I figuren innebär: Filt – mikrosilning, COAG – tillsats av aluminiumsulfat och omrörning, SED – sedimentering och flotation, RSF – sandfilter, ALK – pH justering och NH₂Cl – tillsats av kloramin.



Beredningsprocessen vid Lovö vattenverk (Figur 12.3) inleds med fällning med aluminiumsulfat, följt av sedimentering, snabbfiltrering och därefter långsamfiltrering genom sand under cirka åtta timmar. I långsamfiltret bidrar mikroorganismer till att

reducera lukt- och smakstörande ämnen. Vattnet desinficeras med UV-ljus och kloramin tillsätts som bakterieskydd för att minska tillväxt i ledningsnätet. Vissa snabbfilter är dessutom utrustade med kolfilter, som kan fungera som alternativ till långsamfilter.



Skillnaderna i PFAS-halter mellan Görvälnverket och Lovö vattenverk är små (Tabell 12.1). De tendenser till något lägre värden som kan observeras vid Görvälnverket beror på flotationsprocessen som ingår i beredningen (Figur 12.2).

12.2 Lokalisera massflöden – källspårning

Norrvatten och SVOA har genomfört två gedigna utredningar för att lokalisera var PFAS 4-halterna kommer ifrån: Källor till PFAS, massbalans för Mälaren-Görväln samt Källor till PFAS, massbalans för Östra Mälarens Vattenskyddsområde, författade av Ekman och Ejhed (2022; 2023). De underliggande beräkningarna är förklarade i appendix. Massbalansrapporterna har haft flera positiva effekter i uppströmsarbetet:

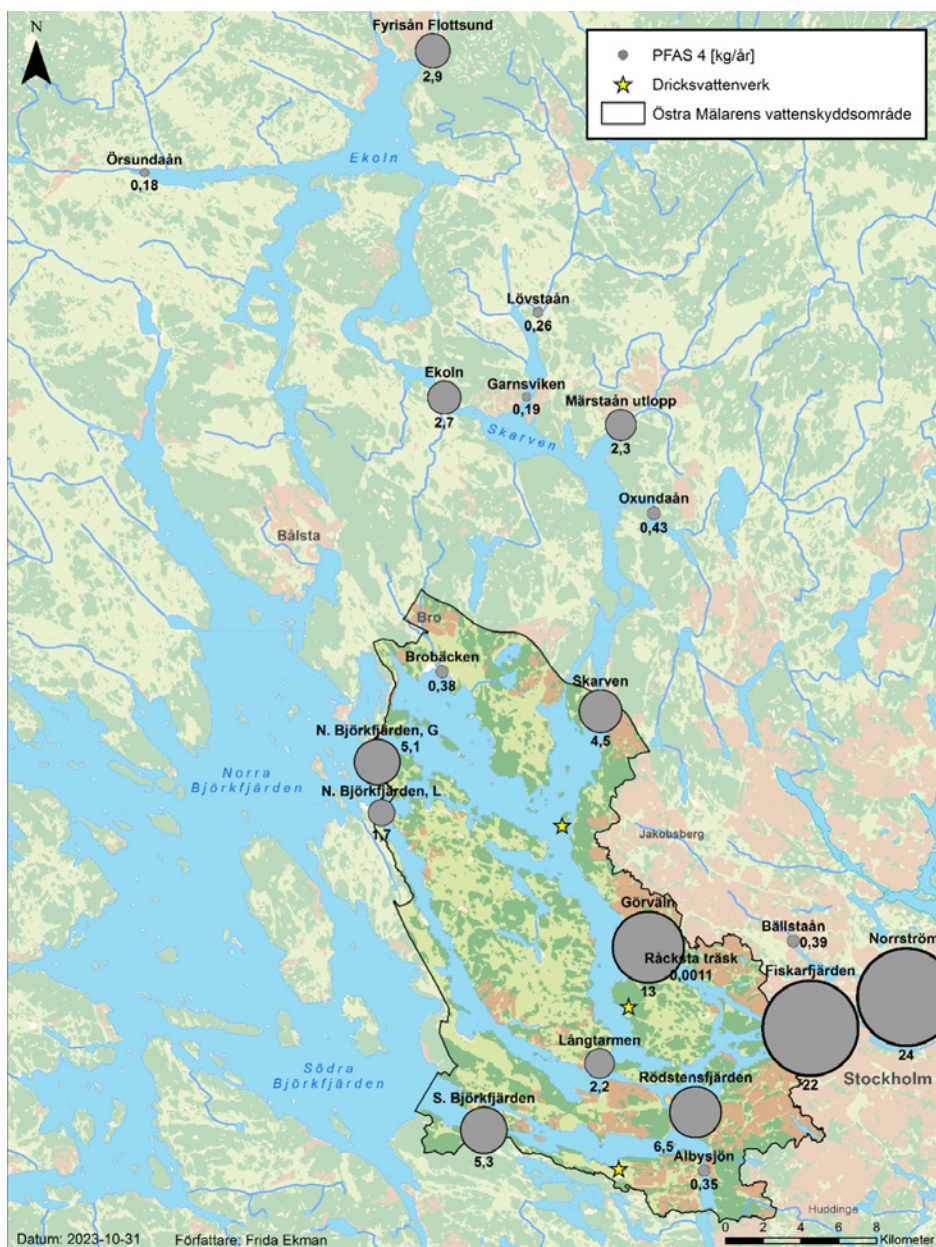
- Identifiera och prioritera uppströms föroreningskällor för att få en gemensam bild av viktigaste orsakerna till föroreningssituationen och till att dricksvattnet är påverkat.
- Visualisera massbalans och föroreningskällor för att kunna kommunicera med andra aktörer; tillsynsmyndigheter, verksamheter, politiker m.fl. för att driva på åtgärdsarbetet.
- Fortsatt dialog med prioriterade verksamheter för att VA-bolagen ska få framförhållning i framtida förväntade förändrade halter i råvatten.
- Start av dialog med prioriterade verksamheter för att få förståelse av vikten att de ska göra åtgärder.

Uppmärksamheten i media för rapporterna från VA-bolagen ökade viljan till dialog.

I rapporten av Ekman och Ejhed (2023) utökades modellen med egna PFAS-provtagningar och egna flödesmätningar. Resultatet av denna utökning av modellen visas i Figur 12.4.

Figur 12.3

Schematisk bild över Lovö vattenverks beredningsprocess. I figuren innebär: FILT – mikrosilning, COAG – tillsatts av aluminiumsulfat, SED – sedimentering, RSF – sandfilter, SSF – långsamfilter, pH justering och NH_2Cl – tillsats av kloramin.



Figur 12.4

Karta över PFAS 4-massflöden i enheten kg/år i Östra Mälarens vattenskyddsområde samt uppströms Skarven. I figuren representerar den övre stjärnan Görvålnverket, mellersta stjärnan Lovö vattenverk och den nedre stjärnan Norsborgs vattenverk (Ekman & Ejhed 2023).

Enligt resultaten från Ekman och Ejhed (2023) sker följande massflöden:

- 76 % av inkommande PFAS 4-massflöde till Östra Mälarens vattenskyddsområde härstammar från närliggande bassänger. Av denna andel bidrar delbassängerna N. Björkfjärden, S. Björkfjärden och Skarven med ungefär 20–30 % vardera.
- Norra Björkfjärden svarar för 41 % av den totala PFAS-massan som tillförs delbassängen Görvåln, medan Skarven bidrar med 36 % och Långtarmen med 17 %.

Det framgår även att nordöstra Mälaren är särskilt förorenad då den tillför 20 % av all inkommande PFAS 4 men endast 15 % av allt inkommande vatten medan västra Mälaren står för 85 % av allt inkommande vatten och 50–60 % av all PFAS (Ekman & Ejhed 2023). En stor del av källorna till PFAS i nordöstra Mälaren är enligt Figur 12.4 Fyrisån och Märstaån vars PFAS 4-massflöden sammanställdes av Ekman och Ejhed (2023) respektive av Kvarnmyr (2025). Kättstaån och Halmsjöbäcken, som påverkas av utsläpp från Arlanda, står för de två största bidragen till PFAS 4-massflödet i Märstaån vidare till Skarven (Tabell 12.2). Uppgifterna bygger på studien av Kvarnmyr (2025).

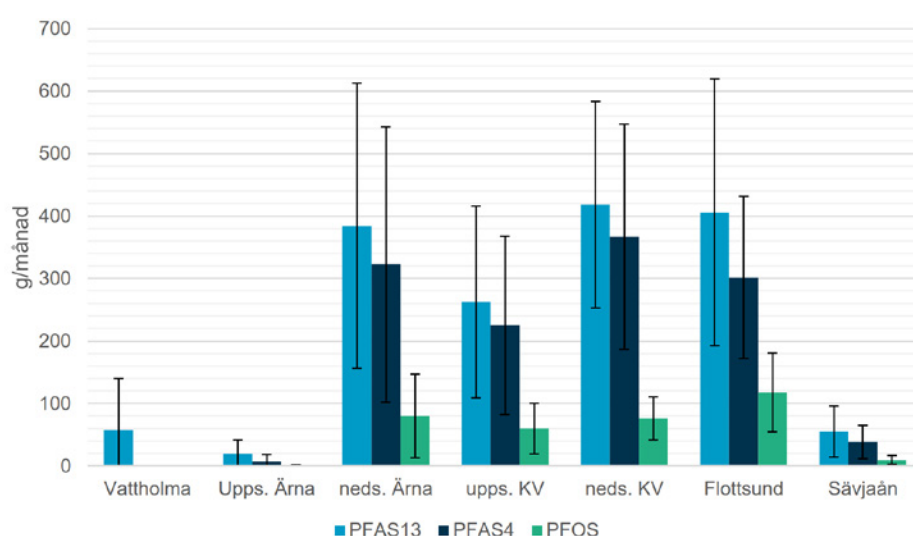
Provplats	$c_{PFAS\ 4} \left[\frac{ng}{l} \right]$	$Q_{medel} \left[\frac{l}{s} \right]$	$\dot{m}_{PFAS\ 4} \left[\frac{kg}{år} \right]$
Kättstabäcken	400	175	$1,19 \pm 0,47$
Halmsjöbäcken	105	227	$0,24 \pm 0,1$
Märstaåns utlopp	125	446	$1,87 \pm 0,70$

Den långvariga användningen av PFAS-innehållande brandskum vid Arlanda flygplats har resulterat i betydande utsläpp till mark och vatten och påverkar därmed Märstaån. Utsläppen belastar främst Halmsjöbäcken och Kättstabäcken och bidrar till PFAS-transporten via Märstaån vidare mot Skarven och Mälaren (Kvarnmyr 2025).

Ekman och Ejhed (2023) visar vidare att de största PFAS-massflödena i Fyrisån förekommer mellan uppströms Ärna och nedströms Ärna, samt att ett betydande tillkommande flöde tillförs via Kungsängsverket i Uppsala (se Figur 12.5).

Tabell 12.2

Resultat från provtagningar av de största bidragen till PFAS 4-massflödet i Märstaån samt vid utloppet till Skarven. I tabellen avser $c_{PFAS\ 4}$ medelhalt av PFAS 4 för 2025, Q_{medel} avser medelvattenföringen och $\dot{m}_{PFAS\ 4}$ avser beräknat massflöde av PFAS 4 (Kvarnmyr 2025).



Figur 12.5

Diagram över PFAS-massflöden vid olika punkter längs Fyrisån. Vattholma utgör den mest uppströms liggande provpunkten och Flottsund den mest nedströms. Sävjaån redovisas som ett separat tillflöde till Fyrisån. KV avser Kungsängsverket i Uppsala (Ekman & Ejhed 2023).

Ärna är ett flygfälts- och garnisonsområde norr om Uppsala där omfattande brandövningar historiskt har förekommit. Området har därför pekats ut som en viktig punktkälla för PFAS som kan bidra till belastningen i Fyrisån och vidare mot Mälaren. I en utredning framtagen på uppdrag av Försvarmakten redovisar Johansson och Helldén (2015) uppmätta PFAS-halter i flera vattenfraktioner vid Ärna, inklusive grundvatten, spillvatten och dagvatten (Tabell 12.3). Halterna är särskilt höga i vissa interna flöden inom området, medan nivåerna i dagvatten varierar mellan olika provpunkter.

Sveriges geologiska undersökning (SGU 2015) har i sin granskning konstaterat att den totala mängden PFAS i området samt spridningsvägarna fortfarande är osäkra, och att ytterligare studier krävs för att bättre kartlägga föroreningsituationen. SGU bedömer samtidigt att källtermen sannolikt finns kvar i bergrum, grundvattenzon och mark, och att ett pågående utläckage kan förekomma.

Trots dessa osäkerheter används mätdata i Tabell 12.3 i denna fallstudie som underlag för en översiktlig skattning av reningskostnader vid Ärna. Syftet är inte att göra en fullständig källvärdering, utan att möjliggöra en jämförelse mellan kostnadseffektiviteten hos uppströmsåtgärder och rening längre nedströms, inklusive vid vattenverk.

Provpunkt	PFAS 4 [ng/l]	PFAS 7 [ng/l]
Grundvatten	41 216	43 690
Spillvatten	24 885	94 610
Inkommande 900	118 811	128 960
Utgående 900	41 245	44 230
Dagvatten 1	53	68
Dagvatten 2	4 036	4 132
Dagvatten 3	3 322	3 482
Dagvatten 4	1 486	1 799

Tabell 12.3

PFAS 4- och PFAS 7-halter i Ärna enligt rapporten av Johansson och Helldén (2015). Tabellen är omarbetad från Hedberg (2025).

Inom ramen för arbetet med PFAS-handboken har det inte funnits möjlighet att gå igenom och värdera underlag från den rättsliga processen mellan Uppsala Vatten och Försvarmakten. För en mer fördjupad genomgång av Ärna som fall hänvisas till Fallstudie 6 i kapitel 6. En mer detaljerad beskrivning av provpunkter och mätförhållanden redovisas i Tillägg kapitel 12 i Bilaga A.

Mot denna bakgrund kan kostnaderna för PFAS-rening längs vattnets flöde jämföras, från prioriterade uppströmskällor till rening vid vattenverk.

12.3 Skattning av kostnader för PFAS-rening

Baserat på de massflöden av PFAS som presenterades i avsnitt 12.2 *Lokalisera massflöden* samt Tabell 10.6 beräknades kostnaden för rening av PFAS vid kritiska punkter längs vattnets flöde till vattenverken belägna i Östra Mälarens vattenverk.

Beräkning av kostnader för PFAS-rening

Kostnader för rening av PFAS från vatten beräknas vanligtvis som en kostnad per kubikmeter behandlat vatten. Denna kostnad påverkas av flera faktorer, däribland PFAS-halt, val av reningsteknik och behov av förbehandling. Högre PFAS-halter kräver ofta mer avancerad rening, vilket leder till ökade kostnader per kubikmeter. Denna kostnad kan i kombination med uppnådd borttagning användas för att räkna fram kostnad per borttagen PFAS. Detta redogörs för längre ner.

Kostnad per kubikmeter och dess beroende av PFAS-halt

Kostnaden per kubikmeter, K_{rening} , kan beskrivas som en funktion av PFAS-halten C_{PFAS} (Ekvation 1):

$$K_{\text{rening}}(C_{\text{PFAS}}) = a + b \cdot C_{\text{PFAS}} \quad (1)$$

Där a representerar en fast kostnad, till exempel drift och underhåll, medan b är en variabel kostnad som ökar med PFAS-halten. Valet av reningsteknik, såsom SAFF, GAK-filter eller avancerad oxidation, påverkar både a och b .

Beräkning av total och årlig kostnad

Den totala driftkostnaden för rening under en viss period beräknas genom att multiplicera kostnaden per kubikmeter med det totala vattenflödet (Q_{total}) enligt Ekvation 2:

$$K_{\text{total}} = K_{\text{rening}}(C_{\text{PFAS}}) \cdot Q_{\text{total}} \quad (2)$$

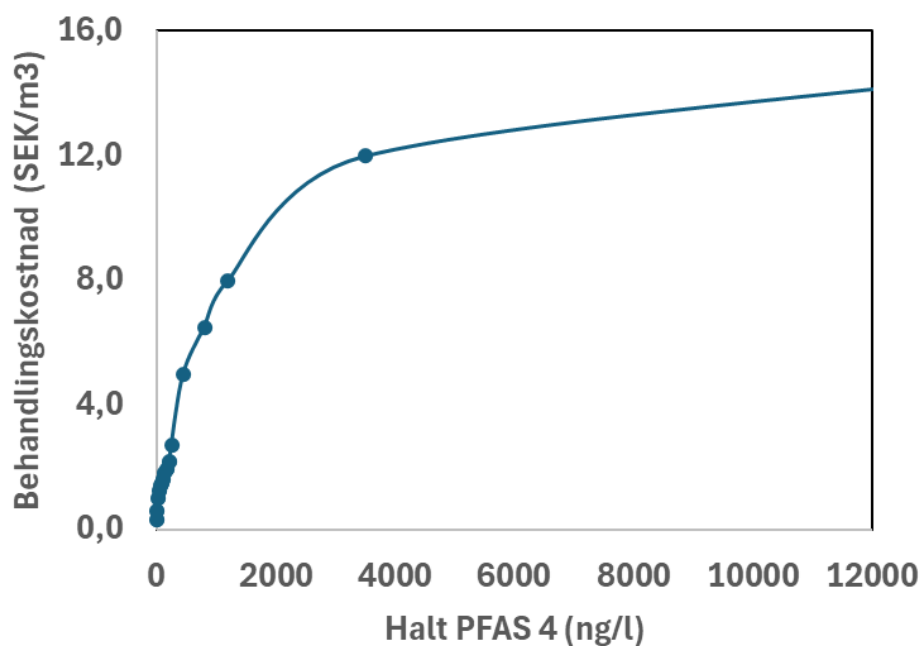
Vid beräkning av den årliga driftkostnaden används det årliga vattenflödet ($Q_{\text{år}}$)

(Ekvation 3):

$$K_{\text{år}} = K_{\text{rening}}(c_{\text{PFAS}}) \cdot Q_{\text{år}} \quad (3)$$

Exempel: Om PFAS-halten uppgår till 5 000 ng/l, kostnaden per kubikmeter är 25 kr/m³ och det årliga vattenflödet är 100 000 m³, blir den beräknade årliga kostnaden (Ekvation 4): $K_{\text{år}} = 25 \cdot 100\,000 = 2\,500\,000$

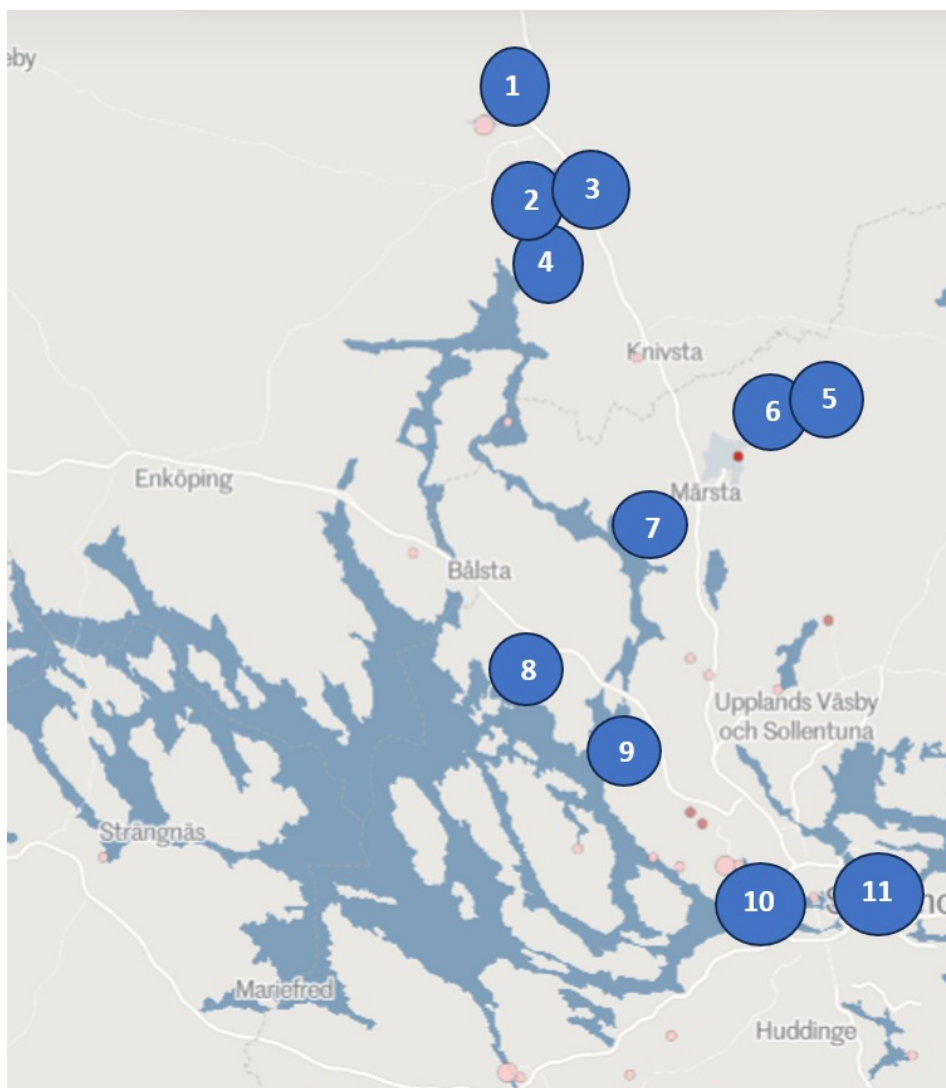
Kostnaden per kubikmeter K_{rening} , förväntas öka med stigande PFAS 4-halt, ungefär som redovisas i Figur 12.6.



Figur 12.6

Skattning av behandlingskostnaden, K_{rening} , som funktion av PFAS 4-halt.

Sambandet i Figur 12.6 kan användas för att uppskatta de ungefärliga kostnaderna för beredning av PFAS 4 i olika uppströmsområden eller vid vattenverk. Halterna baseras på data som presenteras i avsnitt 12.2. Flödena är antingen baserade på produktionsmängder, modellerad vattenföring via SMHI:s Vattenwebb, eller på uppmätta flöden där sådan data funnits tillgänglig. En sammanställning över platser i östra Mälarens avrinningsområde relevanta för flöden och spridning av PFAS visas i Figur 12.7.



Figur 12.7

Karta över platser i östra Mälarens avrinningsområde relevanta för flöden och spridning av PFAS. Punkterna markerar mät- eller reningspunkter längs vattenflödet från Uppsala till Stockholm: 1) Ärna, 2) Bäcklösa vattenverk (inkommande), 3) Kungsängsverket, 4) Fyrisån, 5) Arlanda, 6) Kättstabäcken, 7) Märstaån, 8) Brobäcken, 9) Görvälnbassängen, 10) Mälaren och 11) dricksvatten till Stockholm.

Tabell 12.4 sammanfattar beräknade flöden, utsläpp, halter och kostnadsparametrar för PFAS 4 vid de elva studerade punkterna (Figur 12.7). De använda värdena ligger inom samma felmarginaler som de som redovisats i föregående avsnitt.

Längst ner i Tabell 12.4 redovisas även hur stor andel av PFAS 4 som transporteras genom Görvälnbassängen och som härstammar från olika källor. För uppströmsområden antas ett krav på 95 % borttagning av PFAS 4. Borttagningen vid VA-verksamheter baseras på rening med kolfilter samt de krav som gäller från och med den 1 januari 2026.

Vid Bäcklösa vattenverk krävs en borttagning på 98 % (från 140 ng/l till 2,8 ng/l). Vid Kungsängsverket är motsvarande krav 60 % (från 35 ng/l till 14 ng/l). För den samlade dricksvattenproduktionen i Stockholmsområdet antas en borttagning på 70 % (från 4,3 ng/l till 3 ng/l).

	Plats Enhet	Ärna	Bäcklösa råvatten	Kungsängs- verket	Fyrisån	Arlanda	Kättsta- bäcken	Märstaån	Brobäcken	Görvåln- bassäng	Mälaren	Dricksvatten till Stockholm
Flöden	liter/s	30	230	600	10 000	35	110	600	100	95 000	173 000	5 500
	m ³ /h	108	828	2160	36 000	126	396	2160	360	342 000	623 000	19 800
	km ³ /år	940	7 200	18 000	310 000	1 100	3 400	18 000	3 100	3 000 000	5 400 000	173 000
Massflöde PFAS 4	kg/år	2,2	1,0	0,7	2,9	1,0	1,4	2,3	0,38	13	23	0,7
Koncentration	(ng PFAS 4 /l)	2 300	140	35	9,2	900	400	120	120	4,3	4,3	4,3
K _{rening}	(SEK/m ³)	10,1	1,2	0,8	1,5	8,0	6,2	3,1	3,1	0,9	0,9	0,2
K _{år}	(MSEK/år)	10	9	16	473	9	22	58	10	2 710	4 935	26
Specifik kostnad	(MSEK/kg PFAS)	4,6	8,7	39	172	9	16	27	27	221	221	50
Andel av källan till Görvåln		17 %		5 %		8 %	11 %					
					23 %			18 %				
								3 %	Andel	kg/år		
Från norr										43 %	5,5	
Från väst										57 %	7,4	

Tabell 12.4

Sammanställning av beräknade vattenflöden, utsläpp och kostnadsparametrar för PFAS 4 vid de elva platser som markerats i Figur 12.7. Tabellen visar flöden (l/s, m³/h och m³/år), skattade utsläpp av PFAS 4 (kg/år), beräknade halter (ng/l), reningskostnad per volym (K_{rening}, SEK/m³), årlig driftkostnad (K_{år}, MSEK/år) samt specifik kostnad per borttagen mängd PFAS 4 (MSEK/kg PFAS 4). Andelarna längst ned anger respektive bidrag till Görvålnbassängen.

Den ovanstående analysen visar att den skattade årliga driftkostnaden, $K_{\text{år}}$, uppgår till flera miljoner kronor per år. Den sammanlagda beräknade kostnaden för rening vid VA-verksamheter uppgår till cirka 50 miljoner kronor ($9 + 16 + 26 = 51$). I detta scenario renas 1,9 kg PFAS 4, medan halten i Mälaren förblir i stort sett oförändrad.

En alternativ åtgärd, där rening i stället sker vid de tre viktigaste uppströmsområdena (Ärna, Arlanda och Brobäcken), ger en skattad årlig kostnad på 21 miljoner kronor. I detta scenario renas 3,3 kg PFAS 4. Samtidigt bedöms halten av PFAS 4 i Mälaren minska från 4,3 ng/l till 3,2 ng/l. Detta skulle innebära att vattenverken inte behöver rena PFAS 4 då halten hamnar under gränsvärdet på 4,0 ng/l hos användaren.

I denna jämförelse har rening vid Bäcklösa vattenverk och Stockholms vattenverk inte inkluderats. Analysen visar att det är mer kostnadseffektivt att rena vid källan, och att denna strategi dessutom ger ett större miljömässigt mervärde.

Den specifika kostnaden visar hur mycket det kostar att reducera ett kilogram PFAS 4 vid respektive plats. Kostnaden är som högst där koncentrationen är som lägst, till exempel i Mälaren, som har en koncentration på 4,3 ng/l och en uppskattad reningskostnad på 221 MSEK per kilogram PFAS 4. Motsatsen gäller för områden med högre koncentrationer. Vid Ärna, där halten uppgår till 2 300 ng/l, är den specifika kostnaden betydligt lägre, cirka 4,6 MSEK per kilogram PFAS 4, eftersom en mindre vattenvolym behöver behandlas jämfört med rening nedströms, där halterna generellt är lägre.

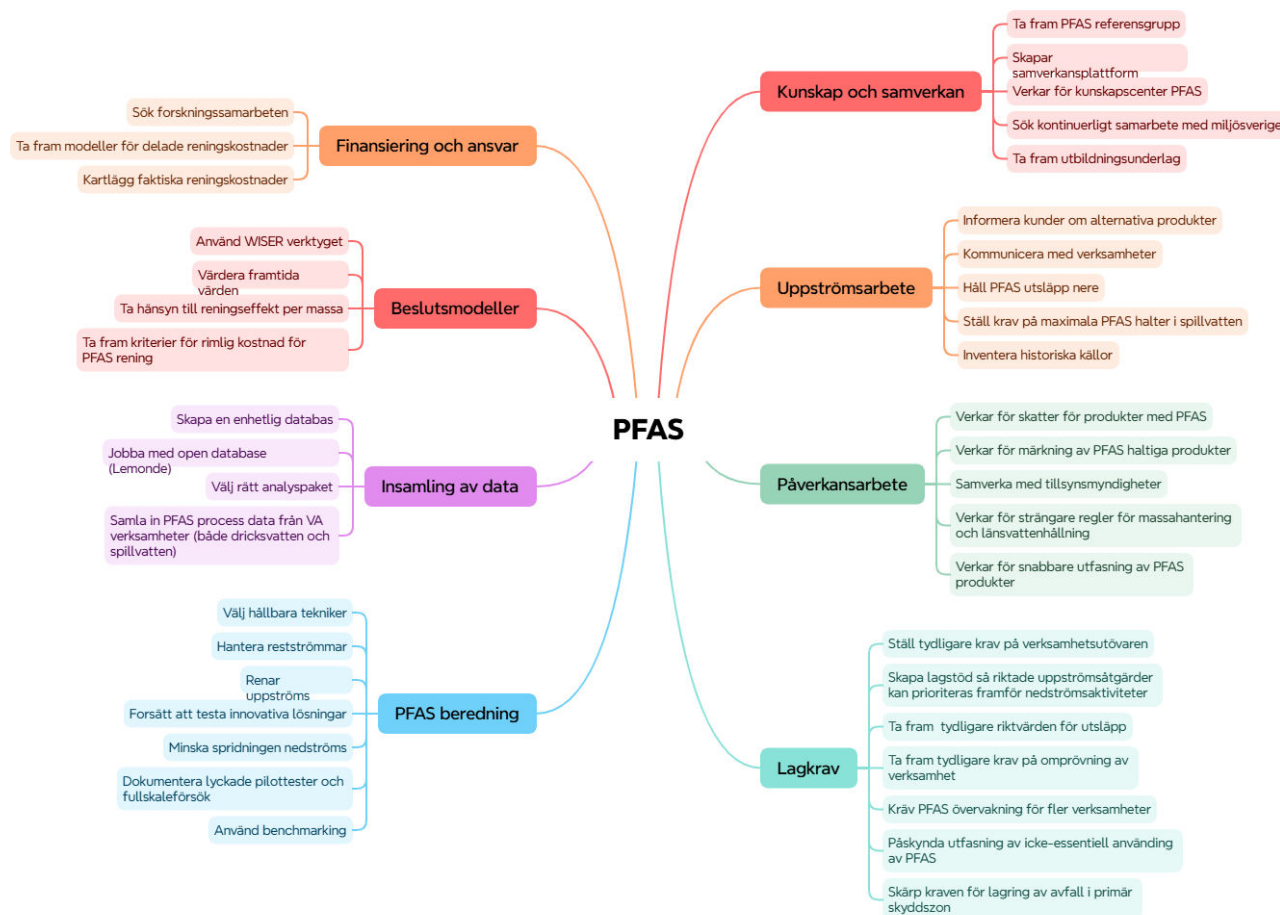
13 Sammanfattande slutsatser och vägen framåt

I det här kapitlet sammanfattas vägen framåt när det gäller arbetet med PFAS-utmaningen. Kapitlet beskriver alltså vad som behöver göras och inte vad som redan görs.

Vägen framåt har delats in i åtta huvudområden enligt Figur 13.1: Lagkrav, Insamling av data, Kunskap och samverkan, Uppströmsarbete, Beslutsmodeller, Finansiering och ansvar samt Påverkansarbete. Kapitel 13 sammanfattar kort vart och ett av dessa delområden.

Figur 13.1

Tankekartan som beskriver viktiga arbetssteg för att minska PFAS-utmaningen.



13.1 Lagkrav

Under projektet har information inhämtats från myndigheter och från branschen. Under en workshop om lagkrav och tillsyn kopplat till PFAS där ca 30 deltagare deltog från olika delar av branschen, diskuterade deltagarna om hur befintliga regelverk kan användas mer effektivt samt vad som önskas av kommande lagstiftning. En översikt av diskussion och workshopmaterial finns sammanställd nedan.

Under workshoppen lyftes att det bör kunna ställas mer krav utifrån de befintliga lagar som finns i dag och att lagkrav är en förutsättning för att få loss resurser. Miljöbalken innefattar redan idag flera användbara verktyg, exempelvis försiktighetsprincipen och kravet på riskbedömning. Dessa kan tillämpas i större omfattning även på PFAS-ämnen som ännu inte är specifikt reglerade. Samtidigt efterfrågades tydligare riktvärden för

att underlätta tolkning och tillämpning av de allmänna hänsynsreglerna (kap 2 MB).

Deltagarna betonade att miljökvalitetsnormer (MKN) inom vattenförvaltningen är juridiskt bindande och bör användas mer aktivt för att driva åtgärder. Det lyftes även att ABVA (Allmänna bestämmelser för vatten och avlopp; numera KFVA) kan användas för att ställa krav på verksamheter. Exempelvis att verksamheternas spillvatten inte får vara av sämre kvalitet än hushållsspillvatten. I de fall kraven inte uppfylls kan VA-aktören neka att ta emot avloppsvattnet. Detta är en relativt ny tillämpning av ABVA/KFVA som bör utvecklas vidare.

Även omprövning av tillstånd (kap 24 MB) ansågs vara ett viktigt verktyg som bör användas mer systematiskt. Genom att prioritera identifierade så kallade "hot spots" ges större möjlighet till att ompröva och förelägga undersökningar.

Det fanns en tydlig uppfattning om att tillsynen behöver stärkas, både genom ökade resurser till tillsynsmyndigheter och genom en tydligare ansvarsfördelning mellan myndigheter. Det föreslogs även att SGU, i egenskap av nationell myndighet, bör vara överprövande instans i ärenden där Försvarmakten är verksamhetsutövare, för att undvika intressekonflikter.

När det gäller framtida lagstiftning efterfrågades ett bredare regelverk som omfattar fler PFAS-ämnen för att möjliggöra mer omfattande krav och minska spridningen, samt ett förbud mot PFAS som grupp. Deltagarna föreslog även att PFAS bör inkluderas i deponiförordningen, särskilt vad gäller lakvatten och bindande halter, samt att regleringen av PFAS i slam som sprids på åkermark förtydligas. Här efterfrågas en nationell standard med riktvärden för slamspridning för att minska dagens variation mellan kommuner.

Det framkom även att hälsobaserade gränsvärden och riktvärden ses som nödvändiga, att generella riktvärden, avseende yt- och grundvattenkvalitet ansågs otillräckligt och att riktvärden i stället bör anpassas till recipientens känslighet.

Behovet av stegvisa krav på åtgärder vid verksamheter eller förorenade områden med utsläpp av PFAS lyftes, där dessa successivt kan förfinas, snarare än att fastna i diskussioner om absoluta gränsvärden eller långdragna ansvarsutredningar. Detta ansågs särskilt relevant för avfallsanläggningar. Ökad tydlighet i riktvärden och kravställning lyftes som avgörande för en fungerande tillsyn, liksom vikten av att tillämpa principen om att förorenaren ska betala.

Förebyggande åtgärder lyftes som centrala, med fokus på att begränsa tillförseln av PFAS snarare än att enbart förlita sig på rening. Informationsinsatser till allmänheten och verksamheter, exempelvis om riskerna med PFAS-innehållande brandsläcknings-skum i områden med egen brunn ansågs viktigt.

Behovet av massbalanser och källspårning i avrinningsområden och avloppssystem, för att identifiera de största utsläppskällorna lyftes som viktiga verktyg. Vidare lyftes att vid införande av åtgärder bör hela flödet av PFAS beaktas så att problemet inte bara flyttas från en plats till en annan. Behovet av vägledning kring destruktion av omhändertagen PFAS är viktigt, då detta fortfarande är tekniskt och juridiskt oklart. Det efterfrågades en utveckling av "best practice" för åtgärder och tydliggörande av hur lagstiftningen ska tolkas och tillämpas.

Slutligen lyftes att det bör tydliggöras vad som är en rimlig gräns för en VA-organisations uppströmsarbete, särskilt vad som kan belasta VA-kollektivets budget.

13.2 Insamling av data

PFAS utgör en av vår tids största utmaningar när det gäller vattenkvalitet. Trots växande oro och rapporter om föroreningar, finns det i dag mycket begränsade tillgängliga data om PFAS-halter i svenska vattendrag och sjöar. Den information som finns är oftast fragmentarisk och återfinns huvudsakligen i forskningsdatabaser som The

Forever Pollution Project (2025). Detta innebär att många vattenverk och myndigheter saknar nödvändiga underlag för att bedöma risker, utforma åtgärdsprogram och följa upp effekterna av insatser.

Behovet av omfattande och kontinuerlig kartläggning

För att komma till rätta med dataluckorna krävs en mer omfattande och kontinuerlig kartläggning av PFAS-flöden och källor. Samordnad miljöövervakning behövs för att synliggöra behovet av åtgärder, att kunna följa trender och kunna tolka förändringar i PFAS belastningen. Tillsynsmyndigheterna kan begära utredningar och mätningar genom föreläggande vid aktiva verksamheter. Det kan dock vara kostnadseffektivt för VA-aktörer att mäta vid uppströmskällor för att synliggöra och driva på snabbare åtgärdsarbete samt få bättre och snabbare överblick över förändringar i PFAS-belastningen på råvatten och spillvatten.

Datadriven övervakning och analysutveckling

Teknologiska framsteg inom sensorteknik och dataanalys öppnar nya möjligheter för realtidsövervakning av PFAS. Genom att installera avancerade sensorer på strategiska platser i vattenflödet, kan insamlingen automatiseras och göras betydligt mer frekvent. Med hjälp av datadriven analys – där insamlade mätvärden bearbetas och tolkas med hjälp av artificiell intelligens och maskininlärning – kan mönster identifieras, avvikelser upptäckas snabbare och prediktiva modeller utvecklas för att förutse framtida utsläpp eller förhöjda halter.

Utveckling av en nationell PFAS-databas

En viktig pusselbit är att skapa en samlad databas där all PFAS-relaterad information kan lagras, delas och analyseras. Denna databas bör förvaltas av en central datavärd, exempelvis SLU (Sveriges lantbruksuniversitet) eller SGU (Sveriges geologiska undersökning). Här skulle VA-verksamheter och andra aktörer enkelt kunna ladda upp sina mätvärden, både data från råvatten, processvatten och utgående vatten, samt från olika behandlingssteg och provpunkter. Genom att göra data tillgängliga och jämförbara nationellt, ges möjlighet till benchmarking, erfarenhetsutbyte och gemensam analys av trender och åtgärder.

Öppenhet och lärande – en väg framåt

Att samla in och dela detaljerade PFAS-data gynnar inte bara enskilda vattenverk, utan bidrar också till samhällets samlade kunskap om föroreningsituationen. Med en nationell databas och kontinuerlig övervakning kan vi snabbare identifiera okända källor, följa effekterna av åtgärder och snabbare reagera på förhöjda nivåer. Dessutom möjliggör det utveckling av bättre behandlingsprocesser och teknik, eftersom vi får tillgång till data från verkliga förhållanden och kan utvärdera hur olika lösningar fungerar i praktiken.

13.3 Kunskap och samverkan

Det är viktigt att VA-verksamheter fortsätter det värdefulla samverkansarbetet med olika aktörer utanför VA men även mellan olika VA-aktörer. Under projektets sista workshop diskuterades vilka hinder som finns för att komma i gång med åtgärdsarbetet (Tabell 13.1). Många hinder är kopplade till långsamma processer, brist på resurser och otydlig ansvarsfördelning. Det finns både tekniska och mänskliga faktorer som försvårar framsteg. Kommunikationsbrister och låg synlighet i media bidrar till att frågan inte prioriteras. Förslag på lösningar kom fram under detta eller andra projekt (Gren et al. 2025).

Typer av hinder	Exempel av drivande faktorer	Exempel på lösningar
Ekonomiska och organisatoriska hinder	Ekonomiska resurser (pengar) är otillräckliga. Statliga bolag/statliga medel är långsamma. Ansvarsfördelning är oklar. Prioritering saknas eller är otydlig. Väntar på ”den perfekta metoden” – beslut skjuts upp.	Sök samfinansiering och EU-bidrag för att öka de ekonomiska resurserna. Skapa tydliga ansvarsfördelningar genom styrdokument och rollbeskrivningar (<i>polluter pays</i>). Prioritera åtgärder med hjälp av risk- och nyttobedömningar, gärna i samverkan med andra aktörer. Samverka inför pilotprojekt för att testa och utvärdera nya metoder innan bred implementering. Arbeta med långsiktiga handlingsplaner och inkludera vattenfrågor i kommunala och regionala utvecklingsplaner.
Tekniska och praktiska hinder	Begränsad teknisk lösning. Svårt att hitta punktkällor. Flytt av ämnena tar år/decennier. Fortsatta utsläpp.	Utvärdera och implementera naturbaserade lösningar, t.ex. våtmarker, regnbäddar och infiltration, som kan minska föroreningsbelastning och öka resiliens. Använd avancerad teknik för källspårning, t.ex. isotopanalys eller digital övervakning, för att identifiera punktkällor. Satsa på robusta och flexibla tekniska system som klarar förändrade förutsättningar.
Mänskliga och psykologiska hinder	Vilja saknas. ”Ses inte” – fallet uppmärksammas inte, eller ses som en hälsoproblematik. Nämns sällan i media.	Öka kunskapen och engagemanget genom utbildning och informationsinsatser, workshoppar riktade till både beslutsfattare och allmänhet. Lyft frågan i media och skapa opinion kring vattenfrågor och dess samhällsnytta. Skapa incitament för innovation och nytänkande, innovationsupphandlingar (Water Wise Societies, SVU). Arbeta med förändringsledning och inkludera personalen i utvecklingsarbetet för att öka viljan till förändring (intern och extern utbildning). Inrätta PFAS-märkning på produkter för att öka medvetenhet och valmöjlighet.
Övriga hinder	Restströmmar och deras destination. Osäkerhet kring ansvar och tillstånd.	Utveckla cirkulära lösningar för restströmmar, t.ex. återanvändning av slam eller näringsämnen. Samverka med myndigheter för att förenkla och förtydliga tillståndprocesser (HaV, Naturvårdsverket, Eureau). Skapa tvärspektoriella arbetsgrupper för att hantera komplexa frågor där ansvarsfördelningen är oklar.

Effektiv hantering av PFAS-föroreningar kräver bred samverkan mellan olika aktörer. Kommunala VA-organisationer och myndigheter har nyckelroller i genomförandet och tillsynen, medan forskningsinstitut och universitet bidrar med kunskap och innovation. Branschorganisationer och nätverk samordnar erfarenhetsutbyte och sprider goda exempel. Industri och verksamhetsutövare måste ta ansvar för utsläpp och delta i finansiering och åtgärder. Konsultbolag och experter stödjer med utredningar och tekniska lösningar. Slutligen är allmänhetens engagemang viktigt för att skapa opinion och driva på förändring.

Tabell 13.1

Sammanfattning av inspel från workshoparbete med vilka hinder som kan finnas samt förslag till möjliga lösningar.

13.4 Uppströmsarbete

Information till kunder: Alternativa PFAS-fria produkter och rådgivning

En viktig del i uppströmsarbetet är att informera kunder – både privata hushåll och företag – om riskerna med PFAS och vilka alternativ som finns. Detta kan ske genom informationskampanjer, bättre rådgivning och tydlig märkning av PFAS-fria produkter i butiker. Förenkla för konsumenter och företag att välja rätt genom PFAS-märkning. Kommuner och företag kan erbjuda vägledning om hur man väljer miljövänliga alternativ till vanliga PFAS-haltiga produkter som impregneringsmedel, rengöringsprodukter och brandskum.

Uppströmsarbete för dricksvatten: Fokus på hot spots

För dricksvatten handlar uppströmsarbete om att sänka PFAS-halterna i råvattnet och minska behovet av rening. En nyckel är att hitta *hot spots*: områden eller källor som står för en stor del av belastningen. När de är identifierade kan provtagning, källspårning och åtgärder riktas dit de gör mest nytta.

Kommunikation med uppströmsverksamheter: Samarbete och utmaningar

Många av de största PFAS-utsläppen kommer från industrier och verksamheter som ligger uppströms i avloppssystemet eller i avrinningsområdet. Det är därför avgörande att ha en öppen och regelbunden kommunikation med dessa verksamheter och att informera om de utmaningar som höga PFAS-halter innebär för avloppsreningen och miljön, samt att diskutera möjliga lösningar tillsammans. Genom samarbete kan man identifiera var PFAS används, vilka processer som bidrar till utsläpp och hur dessa kan förändras. Det är också viktigt att lyfta att ansvaret för utsläppen ofta ligger hos den som orsakar dem, vilket kan driva på för en övergång till PFAS-fria alternativ.

Aktiviteter för minskade utsläpp: Praktiska åtgärder och exempel

Det finns flera konkreta aktiviteter som kan minska utsläppen av PFAS. Exempel på sådana åtgärder är att byta ut PFAS-haltiga produkter mot miljövänliga alternativ, införa filter eller reningstekniker i processer där PFAS används, samt att arbeta med processförändringar för att minska behovet av dessa ämnen. Kommuner kan även arbeta med riktlinjer för inköp och upphandling som utesluter PFAS, samt stödja företag i omställningen genom rådgivning och ekonomiska incitament. Att följa upp och mäta PFAS-halter i utsläpp och avloppsvatten är viktigt för att kunna utvärdera effekterna av genomförda åtgärder.

Krav på verksamheter: Reglering av utsläpp till spillvattennätet och till tillrinningsområdet för dricksvattenuttag

För att minska tillförseln av PFAS till avloppssystem och recipienter behöver kommuner och tillsynsmyndigheter ställa tydliga krav på de verksamheter som släpper ut PFAS-haltigt vatten. Det kan handla om krav på substitution av PFAS, installation av reningsteknik, rapportering av användning och utsläpp samt regelbunden provtagning av avloppsvatten. Genom att införa miljövillkor i tillstånd och avtal kan man säkerställa att verksamheter tar ansvar för sina utsläpp och arbetar aktivt för att minska dem. Detta ställer krav på både kontroll och uppföljning från myndigheternas sida. Genom att ta fram gemensamma varningsvärden för PFAS kan VA-huvudmän och kommuner enklare ställa krav på anslutna verksamheters PFAS-utsläpp.

Inventering av historiska aktiviteter: Identifiering av potentiella PFAS-källor

Många utsläpp av PFAS kan också spåras till historiska verksamheter, såsom brandövningsplatser, industrier och deponier där PFAS-haltiga ämnen använts eller lagrats. En systematisk inventering av sådana platser är därför viktig för att identifiera potentiella källor till föroreningar. Det innebär att kartlägga tidigare verksamheter, analysera mark- och vattenprover samt bedöma riskerna för spridning. Genom att identifiera och åtgärda dessa källor kan man minska risken för framtida PFAS-läckage till miljön och avloppssystemet.

13.5 PFAS – åtgärder och rening

Att förbättra åtgärder och rening av PFAS kräver ett helhetsgrepp där hållbarhet, teknikval och ansvarstagande för restströmmar står i centrum. Flera rapporter och projekt inom Svenskt Vatten och VA-sektorn pekar på följande fem centrala utvecklingsområden.

Prioritera uppströmsrening

Det är mer effektivt och hållbart att snabbt förhindra PFAS-föroreningar vid källan än nedströmsrening. Genom att identifiera och åtgärda specifika utsläppskällor, till exempel från industrier eller brandsläckningsskum, kan belastningen på vattenverken minska och risken för spridning nedströms reduceras.

Testa och utveckla innovativa metoder i samverkan

Utvecklingen av nya och mer effektiva PFAS-reningstekniker kräver samverkan mellan VA-organisationer, akademi och privata aktörer. Pilotförsök, workshoppar och gemensamma forskningsprojekt är viktiga för att utvärdera och implementera innovativa lösningar. Exempel på detta är pilotstudier med nya filtermaterial, avancerad oxidation eller nya destruktionsmetoder samt en ny kombination av olika tekniker.

Hantering av restströmmar

Alla reningsmetoder genererar restströmmar, ofta med höga koncentrationer av PFAS. Det är avgörande att dessa strömmar hanteras på ett säkert och hållbart sätt, exempelvis genom destruktion eller vidare rening, för att undvika sekundär spridning av PFAS till miljön.

Små steg kan vara värdefulla, men ska vara kostnadseffektiva

Det är ofta bättre att genomföra genomförbara förbättringar än att avvakta, särskilt när de minskar PFAS-halter eller spridning här och nu. Samtidigt behöver åtgärder prioriteras utifrån kostnadseffektivitet, så att resurser inte binds i insatser med liten effekt när mer verkningsfulla åtgärder är möjliga. Kontinuerlig uppföljning och anpassning av processerna är viktigt.

Val av hållbara tekniker och mål för reningsgrad

Det är avgörande att välja reningstekniker som inte bara effektivt avskiljer PFAS, utan också har låg klimatpåverkan och är långsiktigt hållbara med avseende på ekonomiska och samhällsmässiga aspekter (Köhler et al. 2026). Vid teknikval bör klimatberäkningsverktyg användas för att minimera koldioxidutsläpp och säkerställa att processerna bidrar till VA-organisationernas mål om nettonollutsläpp.

Enligt Livsmedelsverket är prover som bestäms på ackrediterade laboratorier med uppmätta halter av mer än 4,1 ng/l över gränsvärdet. Eftersom gränsvärdet i föreskrifterna inte tar hänsyn till de slumpmässiga analysfel som kan förekomma, bör vattenverken överväga att sätta ett lägre internt riktvärde för dricksvatten för att säkerställa att halten aldrig överstiger 4,0 ng/l hos användaren. I Bilaga A (Tabell A.16) finns det en modellberäkning och en rekommendation som möjligen kan vara till stöd för att ta fram riktvärden för beredningen.

13.6 Beslutsmodeller

För PFAS-åtgärder är beslutsprocessen ofta minst lika avgörande som val av beslutsmodell. En särskild utmaning är att den som orsakar utsläppen och den som drabbas ofta är svåra att koppla ihop i tid och rum, vilket försvårar ansvarsfördelning och prioritering. Beslutsmodeller kan ändå vara ett viktigt stöd för att synliggöra antaganden, jämföra alternativ och hantera långsiktiga effekter. Läs mer om detta i kapitel 11.

De beslutsmodeller som används i dag för PFAS-åtgärder är ofta hämtade från tidigare erfarenheter med andra föroreningar. Dessa modeller tenderar att prioritera omedelbara riskreducerande effekter utan att alltid väga in långsiktiga konsekvenser och framtida värden. I en nyligen publicerad studie har tre fall analyserats där ett tidsperspektiv av 200 år har använts (Rosén et al. 2025). Denna typ av analys är enbart

baserad på framtida ekonomiska samhällsvinster och tar inte hänsyn till konsekvenser som i dag inte kan beräknas.

Modellen som har använts i denna studie, WISER, kan anpassas till lokala förhållanden och successivt inkludera nya kriterier, exempelvis framtida värden och samhälls-ekonomiska effekter. Många av de effekter som PFAS medför blir tydliga först på lång sikt (Naturvårdsverket 2025). Därför är det avgörande att framtida värden – såsom minskade hälso- och miljökostnader, ökad markanvändbarhet och förbättrad vattenkvalitet – integreras i beslutsmodellen. Att enbart fokusera på dagens kostnader och risker riskerar att leda till suboptimala val.

För att öka transparensen och jämförbarheten mellan olika åtgärdsförslag föreslås att reningskostnad per massa PFAS (till exempel kronor per kilo borttagen PFAS) används som ett centralt mått. Detta gör det enklare att prioritera mellan olika metoder och platser. En gemensam syn på rimlig kostnad skulle förenkla upphandlingar och tillståndprocesser.

För att förenkla användningen av WISER föreslås att en enklare mall tas fram där ett mindre antal scenarion är framräknade på ett liknande sätt som i Rosén et al. (2025).

Skattning av framtida värden är komplexa och behöver diskuteras med många olika aktörer. Utvecklingen av en robust beslutsmodell kräver därför samverkan mellan aktörer:

- *Myndigheter (till exempel Naturvårdsverket, länsstyrelser):* Ansvarar för att sätta ramarna och säkerställa att modellen är förenlig med lagstiftning och nationella mål. De bör delta i både inledande behovsanalys och vid fastställande av kriterier.
- *Handläggare hos kommuner, VA verksamheter och VA-huvudmän:* Har lokal kännedom och ansvar för många av de praktiska åtgärderna. Deras medverkan är viktig vid anpassning till lokala förutsättningar och vid utvärdering av genomförbarhet.
- *Forskare och tekniska experter:* Bidrar med kunskap om PFAS, reningstekniker och utvärderingsmetoder. De bör vara involverade i både utvecklings- och utvärderingsskedet.
- *Industrin och teknikleverantörer:* Kan bidra med lösningar och innovationer samt praktisk erfarenhet från genomförda åtgärder. Deras roll är särskilt viktig vid identifiering av nya tekniker och vid uppföljning av resultat.
- *Allmänhet och intresseorganisationer:* Ger insyn och legitimitet åt processen. De bör bjudas in i samrådsprocesser och vid viktiga beslutsskeden.

13.7 Finansiering och ansvar

Utredning om ansvarsfördelning

I praktiken finns det många utmaningar med att få fram en tydlig ansvarsfördelning för förorenade områden. Detta är en mycket stor utmaning om källan fortfarande läcker PFAS utan att den åtgärdas över lång tid. Det krävs en snabbare och tydligare beslutsprocess för att komma till rätta med ansvarsfrågan i områden som är signifikanta PFAS-källor till omgivande miljö och vatten.

I Naturvårdsverkets rapport (Naturvårdsverket 2024) nämns att tillsynsmyndigheten kan finansiera avhjälpande åtgärder med delfinansiering av statliga bidrag. Möjligen måste dessa möjligheter undersökas snabbare och effektivare samt att staten måste lägga undan en budget för dessa ärenden. Behovet av extra finansiering är särskilt viktigt då det gäller förorenade områden där ansvarsfrågan inte kan redas ut snabbt mellan en fastighetsägare som har förvärvat marken och tidigare verksamhetsutövare som är okänd. Andra exempel på utmanande situationer med otydlig ansvarsfördelning är vid upplagring av fyllnadsmassor som förorenar vatten men där ansvarig verksamhetsutövare inte kan identifieras.

Utveckling av policy och ekonomiska styrmedel

Finansiering av åtgärder mot PFAS kräver en kombination av tydliga politiska riktlinjer och effektiva ekonomiska styrmedel. Genom att utveckla långsiktiga finansieringslösningar och incitament kan investeringar i både rening och förebyggande arbete främjas. Exempel på styrmedel är riktade bidrag, skatteförmåner för företag som investerar i PFAS-rening, avgiftssystem för utsläpp och utökat producentansvar. Dessa insatser skapar förutsättningar för att både offentliga och privata aktörer ser det som ekonomiskt och strategiskt fördelaktigt att prioritera PFAS-åtgärder.

Kartläggning av faktiska kostnader

En grundläggande del i arbetet är att noggrant kartlägga de faktiska kostnaderna för PFAS-åtgärder, både för rening och förebyggande insatser. Detta inkluderar investeringar i ny teknik, drift och underhåll av reningsanläggningar samt kostnader för övervakning och rapportering. Att ha en tydlig bild av kostnadsbilden är avgörande för att kunna utforma relevanta ekonomiska styrmedel och för att säkerställa att finansieringen räcker till på lång sikt.

Modeller för gemensam kostnadsfördelning

För att hantera de ofta betydande kostnaderna kring PFAS-åtgärder kan modeller för gemensam kostnadsfördelning utvecklas. Exempelvis kan kommuner, industrier och statliga myndigheter samverka genom kostnadsdelningsavtal, där varje part bidrar utifrån sin verksamhets påverkan och ekonomiska förutsättningar. En annan modell är att skapa fonder där olika aktörer bidrar proportionerligt, vilket möjliggör samlade investeringar i större projekt. På så sätt sprids den ekonomiska bördan och fler aktörer kan delta i arbetet mot PFAS, vilket ökar möjligheterna att nå både miljömål och samhällsekonomisk nytta.

13.8 Påverkansarbete

Även om påverkansarbete kan vara tidskrävande så kan aktivt påverkansarbete vara en framgångsrik strategi om den är koordinerad med flera aktörer. PFAS-användningen av allmänheten men även industrin kan sänkas. Möjliga aktiviteter kan vara:

- **Förbud:** På EU-nivå har Sverige varit drivande i ett gruppförbud för över 10 000 PFAS-ämnen, Universal PFAS restrictions. Förslaget har formulerats av ECHA tillsammans med fem medlemsländer. Förbudet rör mer än 14 sektorer, inklusive till exempel brandskum, textilier, livsmedelskontaktmaterial, kosmetika, elektronik och avfall och syftar till att begränsa tillverkning, användning och utsläpp av PFAS-ämnen inom hela EU. Ett offentligt samråd avslutades i september 2023 och enligt ECHA kommer den vetenskapliga utvärderingen vara klar i slutet av 2026.
- **Verka för skatter:** Införa PFAS-skatt på importerade varor och produkter.
- **Märkning:** Arbeta för tydlig märkning av produkter med PFAS. Organisationer kan kräva bättre märkning så att allmänheten enkelt kan välja PFAS-fria alternativ.
- **Samverkan:** VA organisationer kan samverka mera med tillsynsmyndigheter för att få snabbare vägledning om hantering av olika typer av avfall.
- **Strängare regelverk:** Man kan verka för strängare regler för massahantering och länsvattenhållning. Målet kan vara att sträva efter förbud mot lagring av avfall i primär zon; minst Revaq-krav, helst lägre halter (jämför krav för känslig markanvändning). Exploatering ska kräva provtagning av PFAS i mark och länsvattensvatten samt masshanteringsplan för minskad spridning; helst ska regler tas fram som skyddar ren mark baserat på bakgrundshalter (SGU-databas eller provtagning).

-
- *Utfasning*: VA-organisationer kan verka för snabbare utfasning av PFAS-produkter. Målet är att ändra lagstiftning och påskynda utfasning av utpekade icke-essentiella produkter (t.ex. köldmedier som sprider PFAS). Gemensamma aktiviteter kan leda till snabbare beslut om förbud mot bekämpningsmedel som lakar PFAS (jämför med Danmark).

Fördjupning: Vill du läsa mer om ersättning av PFAS i olika produkter?

Naturskyddsföreningen: 10 sätt att undvika PFAS ([Direktlänk](#))

Naturvårdsverket: Produktvalsprincipen ([Direktlänk](#))

OECD: PFAS-alternativ i kosmetika ([Direktlänk](#))

OECD: PFAS-alternativ i hydraulikolja och smörjmedel ([Direktlänk](#))

Mistra-TerraClean 2017-2025, slutrapport ([Direktlänk](#))

RISE: Substitutionscentrum. RISE vägleder företag om substitution av kemikalier ([Direktlänk](#))

Referenser

Ahrens L., Lundgren S., McCleaf P. och Köhler S.J. (2025). Removal of perfluoroalkyl substances (PFAS) from different water types by techniques based on anion exchange (AIX), powdered activated carbon (PAC), iron(III) chloride and nanofiltration (NF) membrane – A systematic comparison, *Science of The Total Environment*, Volume 970, 2025.

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

Baresel C., Karlsson L., Malovanyy A., Thorsén G., Goicoechea Feldtmann M., Holmquist H., Winkens Pütz K., Dalahmeh S. och Ahrens L. (2022). *PFAS – hur kan svenska avloppsreningsverk möta utmaningen? Kunskapssammanställning och vägledning för VA-aktörer kring PFAS*. SVU-rapport 2022-7. Stockholm: Svenskt Vatten.

Baresel, C., Malovanyy, A., Karlsson, L., Karlsson, J., Andersson, J., Sundin, A. M., Olofsson, L., Petersson, M., Götlind, O., Svanberg, N. och Högberg, C-J. (2023). *Pilotstudie läkemedelsrening på Kungsängsverket*. IVL Svenska Miljöinstitutet & Uppsala Vatten och Avfall AB. [uppsala-vatten-och-avfall-forstudie-2.pdf](#)

Baresel C., Önnby L., Chen Y., Montelius M., Shin S. och Kronvall A. (2024). *Reaktivering av aktivt kol för den svenska VA-sektorn. Så säkrar vi framtidens behov – kartläggning och utredning*. SVU-rapport 2024-16. Stockholm: Svenskt Vatten.

Belkouteb, N., Franke, V., McCleaf, P., Köhler, S.J. och Ahrens, L. (2020). Removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in a full-scale drinking water treatment plant: Long-term performance of granular activated carbon (GAC) and influence of flow-rate. *Wat. Res.* 182 (2020) 115913.

Beryani A., Furén R., Österlund H., Tirpak A., Smith J., Dorsey J., Winston R.J. och Viklander M. (2024). Occurrence, Concentration, and Distribution of 35 PFASs and Their Precursors Retained in 20 Stormwater Biofilters. *Environ. Sci. Technol.* 2024, 58, 32, 14518–14529.

Björnsdotter, M. K., Yeung, L. W., Karrman, A., och Jogsten, I. E. (2021). Mass balance of perfluoroalkyl acids, including trifluoroacetic acid, in a freshwater lake. *Environmental Science & Technology*, 56(1), 251-259.

Bruzzano, S. och M. Cornelsen, Method for Removing Fluorinated Organic Compounds from Contaminated Fluids, and 970 Adsorbent Component and Adsorbent Kit Used Therefore (U.S. Patent No. 10,196,286), *US Patent and Trademark Office*, 971 Editor. 2019. p. 15.

Bundesgesetzblatt Teil 1 (2023). Zweite Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung Nr. 159 (på tyska). [trinkwasserverordnung-2023.pdf](#)

Bäck, D. (2025). *Investigating PFAS in 1965–2022 Firefighting Foam stockpiles in Sweden*. (Report; No. 3258). Lund University.

Concawe (u.å.). Reflections on technical issues related to derivation of PFAS Environmental Quality Standards. Brussels: Concawe.

Cousins, I., Johansson, J.H., Salter, M.E., Sha, B. och Sheringer, M., Outside the Safe Operating Space of a New Planetary Boundary for Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS), *Environ. Sci. Tech.* 56 (2022)

Cornelsen, M., R. Weber, and S. Panglisch, Minimizing the environmental impact of PFAS by using specialized coagulants 901 for the treatment of PFAS polluted waters and for the decontamination of firefighting equipment. *Emerging Contaminants*, 902 2021. 7: p. 63-76.

Dahlbom, S. (2025a). Decontamination of PFAS-Contaminated Firefighting Equipment - A Review. *Journal of Hazardous Materials*, 2025: p. 138983. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.138983>

Dahlbom, S. (2025b). *Nuvarande kunskapsläge kring PFAS-kontaminerad brandutrustning*. RISE Rapport 2025:12. <https://ri.diva-portal.org/smash/get/diva2:1973188/FULLTEXT01.pdf>

Department for Communities and Local Government. (2009). Multi-criteria analysis: A manual. Department for Communities and Local Government. <https://assets.publishing.service.gov.uk/media/5a790545e5274a2acd18b975/1132618.pdf>

Earon, R. (2025). *Spridning av PFAS i grundvatten. Simulerade halter över tid i en teoretisk grundvattentäkt*. Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2025-06-17.

Ekin Kali, S., Österlund, H., Viklander, M. och Blecken, GT. (2024). *Förekomst av per- och polyfluorerade alkylsubstanter (PFAS) i dagvatten från urbana områden i Östersund*, Luleå Tekniska Universitet, 2024. [FULLTEXT02.pdf](#)

Ekman, F. och Ejhed, H. (2022). *Källor till PFAS, massbalans för Mälaren-Görvåln*. NV Rapport 2022-05. Norrvatten. https://www.norrvatten.se/globalassets/dokument/forsknings--och-utvecklingsrapporter/2022/2022-05-pfas_massbalans_malaren-gorvaln.pdf

Ekman, F. och Ejhed, H. (2023). *Källor till PFAS, massbalans för Östra Mälarens Vattenskyddsområde: Delstudie inom projektet Fokus på PFAS i Östra Mälarens Vattenskyddsområde*. 2023-11. Stockholm Vatten och Avfall. <https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/pdf/rapporter/sjo-och-vattenvard/malaren/2023-11-29-kallor-till-pfas-for-ostra-malarens-vso.pdf>

EURL för halogenerade POPs i foder och livsmedel. (2024). Guidance Document on Analytical Parameters for the Determination of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Food and Feed: ANNEX, Version 2.0 (10 September 2024). Freiburg: EURL POPs. Tillgänglig på: <https://eurl-pops.eu/user/pages/05.news/46.Guidance-Documents-PFAS-Annex/Annex%20V2.0%20to%20Guidance%20Document%20PFAS%20V2.0.pdf?g-66352cfe> [2025-10-03]

Eurofins (2025) Nya summeringar för PFAS i mark. Information hämtad på hemsida 20251217. [Nya summeringar för PFAS i mark - Eurofins Scientific](#)

Europeiska miljöbyrån (EEA). (2019). Emerging chemical risks in Europe — ‘PFAS’. Köpenhamn: EEA. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/emerging-chemical-risks-in-europe> (PDF: <https://www.eea.europa.eu/publications/emerging-chemical-risks-in-europe/file>). [2025-10-03]

Europeiska unionen. (2022). Kommissionens förordning (EU) 2022/1428. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX%3A32022R1428>. [2025-10-03]

Europeiska unionen. (2022) Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on the quality of water intended for human consumption (recast), COM(2022) 540 final. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM:2022:540:FIN>

Europeiska unionen. (2024). Commission Notice – Technical guidelines regarding methods of analysis for monitoring of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in water intended for human consumption. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX%3A52024XC04910>. [2025-10-03]

EU Guidance for transitioning to Fluorine-Free Firefighting Foams. (2025) https://echa.europa.eu/documents/10162/6956102/EU_guidance_for_transitioning_to_fluorine-free_firefighting_foams_en.pdf/24d79e79-a1af-ddoc-ob31-bdc2f78fo8fe [2025-10-03]

Forever pollution project (2025) Dataset and Maps - The Forever Pollution Project. Karta 'Forever pollution': Explore the map of Europe's PFAS contamination

Franke, V., Wiberg, K., Ahrens, L. och McCleaf, P. (2017). Hur kan PFAS-ämnen avlägsnas i vattenverken? En granskning av nya och befintliga vattenreningstekniker. 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

Freeling F, Behringer D, Heydel F, Scheurer M, Ternes TA, Nödler K. (2020). Trifluoroacetate in Precipitation: Deriving a Benchmark Data Set. *Environ Sci Technol*. 2020 Sep 15;54(18):11210-11219. doi: 10.1021/acs.est.0c02910. Epub 2020 Sep 2. PMID: 32806887

Gren, L., Önnby, L., Baresel, C., Ekman, F., Dalahmeh, S. och Ejhed, H. (2025). *Samverkan och åtgärdsplan för en hållbar hantering av PFAS-föroreningar i vattenresurser*. Water Wise Societies / IVL Svenska Miljöinstitutet. https://waterwisesocieties.se/wp-content/uploads/sites/9/2025/09/Slutrapport_Samverkan-och-atgardsplan-for-en-hallbar-hantering-av-PFAS-fororeningar-i-vattenresurser.pdf [2025-12-08]

Horizon 2020 (2014) Annex G to the Horizon 2020 research program. Technology readiness level (TRL) [h2020-wp1415-annex-g-trl_en.pdf](https://ec.europa.eu/horizon2020/wp1415-annex-g-trl_en.pdf).

Hägge Lundberg, A., Rosenblad, C., Nordqvist, H., Lundström, J. och Clauzier, L. (2025). *PFAS 4 i livsmedel: En analys av exponering av PFAS 4 beroende på kosthållning* (Nr. 115) Uppsala universitet. Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik. <https://uu.diva-portal.org/smash/get/diva2:1968459/FULLTEXT01.pdf>

Hubert, M., et al. (2024). Per- and polyfluoroalkyl substance (PFAS) removal from soil washing water by coagulation and flocculation. *Water Research*, 2024. 249: p. 120888.

Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC) (2023 a) PFAS—Per- and Polyfluoroalkyl Substances: 11. Sampling and Analytical Methods. Online vägledning (uppdateras löpande). Tillgänglig på: <https://pfas-1.itrcweb.org/11-sampling-and-analytical-methods/>. [2025-10-03]

Johansson, H., Flanagan, K., Viklander, M. och Österlund, H. (2024) *Förekomst och koncentrationer av PFAS i vatten och botten sediment i urbana vattendrag påverkade av dagvatten*. Luleå Tekniska Universitet, 2024. <https://ltu.diva-portal.org/smash/get/diva2:1917912/FULLTEXT01.pdf>

Johansson, N. och Helldén, J. (2015). *Riskbedömning perfluorerade alkylsubstanter (PFAS) vid Uppsala flygplats (FM2015-8318:2)*. Helldén Environmental Engineering AB & NIRAS. <https://www.uppsala.se/contentassets/11e27cf4b04c4cfe8fa6bc9b-c216e3ef/ks-arende-12-remiss-slutrapport-om-perfluorerade-substanter.pdf> [2025-04-29]

Kemikalieinspektionen (2021). *Kunskapssammanställning om PFAS*. PM 1/21. Stockholm: Kemikalieinspektionen.

Kvarnmyr, E. (2025). *Per- och polyfluorerade alkylsubstanter (PFAS) i Märstaån*. Uppsala universitet. Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik. <https://uu.diva-portal.org/smash/get/diva2:1967413/FULLTEXT01.pdf>

Kärrman A., Fredriksson F. och Särnholm E. (2024). *Slamspridning på åkermark – PFAS i slam, jord, gröda och mask*. SVU-rapport 2024-5. Stockholm: Svenskt Vatten. <https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/wp-content/uploads/2024/06/svu-rapport-2024-05.pdf>

-
- 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) *Teknikval för hållbar PFAS-rening i vattenverk. Pilotförsök, kostnader och klimatavtryck*. SVU-rapport 2026-4. Stockholm: Svenskt Vatten. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/produkt/svenskt-vatten-utveckling/teknikval-for-hallbar-pfas-rening-i-vattenverk/?utm_source=idrelay&utm_medium=email&utm_campaign=SVU-rapport%202026-4&utm_content=26-1
- Lille, L. (2015). Nya uppgifter om PFOS vid Ärna. UNT. <https://www.unt.se/nyheter/uppsala/artikel/nya-uppgifter-om-pfos-vid-arna/lw86101l> [2025-04-29].
- Lindfeldt, E., Yeung, L., Johansson, L., Bjermo, H., Halldin, E. och Gyllenhammar, I. (2024). *Halter av PFAS i livsmedel på den svenska marknaden och exponeringsuppskattningar av intaget från livsmedel i den svenska befolkningen*. <https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/livsmedel-innehall/oonskade-amnen/pfaa/rapport-exponeringsuppskattningar-pfas.pdf#:~:text=Inom%20ramen%20f%C3%B6r%20regeringsuppdraget%20har%20en%20kartl%C3%A4ggning%20av,av%20intagsber%C3%A4kningar%20och%20exponeringsuppskattningar%20i%20den%20svenska%20befolkningen>.
- Livsmedelsverket. (2022). *Vetenskapligt underlag för PFAS i dricksvatten*. PM 2022 Dnr 2021/04303. PM - Vetenskapligt underlag för PFAS i dricksvatten [2026-03-13]
- Livsmedelsverket. (2023). *PFAS – provtagning*. Kontrollwiki. Senast uppdaterad 20 november 2023. <https://kontrollwiki.livsmedelsverket.se/artikel/825/pfas-provtagning> [2025-10-03]
- Mussabek, D. (2023). *PFAS in the firefighting foam: Technical report (v2) 2023-12-15*. Lund University.
- Mälarens Vattenvårdsförbund. (u.å.). *Dricksvatten*. <https://www.malaren.org/malaren/nyttjande-och-paverkan/dricksvatten/> [2025-01-08]
- Naturskyddsföreningen (2024). *PFAS i dricksvatten och ytvatten, analysrapport*. [Analysrapport-pfas-2024.pdf](https://www.naturskyddsforeningen.se/analyser/analysrapport-pfas-2024.pdf)
- Naturvårdsverket (2024). *Ansvar för avhjälpande av miljöskador*. Rapport Naturvårdsverket. *Ansvar för avhjälpande av miljöskador - En vägledning om miljöbalkens regler och rättslig praxis*.
- Naturvårdsverket. (2025). *Drivkrafter vid hantering av PFAS-förorenade områden-konsekvenser på kort och lång sikt*. Rapport Naturvårdsverket. *Drivkrafter vid hantering av PFAS-förorenade områden*
- Naturvårdsverket. (u.å.a). *Nationell strategi för tillsyn enligt miljöbalken*. *Nationell strategi för tillsyn enligt miljöbalken* [2025-12-15]
- Naturvårdsverket. (u.å.b). *Tillsyn av produktvalsprincipen med fokus på PFAS*. *Nationell strategi för tillsyn enligt miljöbalken* [2025-12-15]
- Norrsvatten. (u.å). *Gränsvärde för PFAS*. <https://www.norrsvatten.se/drucksvatten/Drucksvattenkvalitet/pfas-i-drucksvatten/> [2025-07-31]
- OECD (2021), *Reconciling Terminology of the Universe of Per- and Polyfluoroalkyl Substances: Recommendations and Practical Guidance*, OECD Series on Risk Management of Chemicals, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/e458e796-en>
- Rosén, L. Norrman, J. och Volchko, Y. (2025) *Efterbehandling av PFAS - En konceptuell samhällsekonomisk analys av åtgärder vid förorenade områden och vattentäkter*. Rapport nr ACE 2025-1. Institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik, Chalmers universitet Göteborg. *Efterbehandling av PFAS - En konceptuell samhällsekonomisk analys av åtgärder vid förorenade områden och vattentäkter*
-

SGF – Svenska Geotekniska Föreningen. (2013). *Fälthandbok – Undersökningar av förorenade områden*. SGF Rapport 2:2013. Stockholm: SGF.

SGF – Svenska Geotekniska Föreningen. (2021). *Certifierad provtagning i praktiken: Handbok i certifierad provtagning enligt NT Envir 008*. SGF Rapport 3:2021. Linköping: SGF.

SGF – Svenska Geotekniska Föreningen. (2023). PFAS-analysmetoder. <https://foro-renadeomraden.se/index.php/aemnen/pfas/pfas-analysmetoder> [2025-10-03]

Sveriges geologiska undersökning (SGU) (2024) PFAS – gränsvärden och tillståndsklasser. <https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomningsgrunder-for-grundvatten/grundvattnets-kvalitet--organiska-amnesgrupper/pfas/pfas--gransvarden-och-tillstandsklasser/> [2025-08-15]

Sjöstrand, K., Lindhe, A., och Rosén, L. (2021). *WISER – ett verktyg för beslutsstöd inom dricksvattensektorn*. SVU-rapport 2021-8. Stockholm: Svenskt Vatten. https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/wp-content/uploads/2021/09/svu-rapport_2021-08.pdf

Statens naturvårdsverk. (1994). Kungörelse med föreskrifter om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket. SNFS 1994:2 (MS:72) Statens naturvårdsverks författningssamling. <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/nfs/1994/snfs-1994-2.pdf> [2025-10-21].

Stefansson, W. (2022) Evaluation of PFAS removal from nanofiltration membrane concentrate using foam fractionation (English) Independent thesis Advanced level (professional degree), 20 credits / 30 HE credits. [Evaluation of PFAS removal from nanofiltration membrane concentrate using foam fractionation](#)

Stockholm Vatten och Avfall. (2025a). Vattenkvalitet vid Norsborgs vattenverk 2024. Stockholm Vatten och Avfall. <https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/pdfer/rapporter/dricksvatten/dricksvattenkvalitet/vattenkvalitet-vid-norsborgs-vattenverk.pdf> [2025-07-31]

Stockholm Vatten och Avfall. (2025b). Vattenkvalitet vid Lovö vattenverk 2024. Stockholm Vatten och Avfall. <https://www.stockholmvattenochavfall.se/globalassets/pdfer/rapporter/dricksvatten/dricksvattenkvalitet/vattenkvalitet-vid-lovo-vattenverk.pdf> [2025-07-31]

Svenskt Vatten (2023). P124 Provtagning och flödesmätning vid reningsverk. Stockholm; Svenskt Vatten.

Svenskt Vatten (2024). Utbildningsböcker inom Dricksvattenteknik (U15, U16, U17, U18, U19). [Paket Vattenböckerna \(U15, U16, U17, U18, U19\) digital | Vattenbokhandeln](#).

Sveriges geologiska undersökning (SGU). (2015). Yttrande 33-1309/2015: Remiss angående slutrapport om PFAS, Uppsala flygplats, Uppsala kommun. https://resource.sgu.se/dokument/om-sgu/yttranden/2015/33-1309-2015_Yttrande_PFAS_Uppsala_flygplats.pdf [2025-05-02]

Sweden Water Research (u.å.). Slamspridning på åkermark – PFAS i slam, jord, gröda och mask (projekt). Tillgänglig på: <https://swedenwaterresearch.se/projekt/slamspridning-pa-akermark-pfas-i-slam-jord-groda-och-mask/> [2025-10-03]

Sörengård, M., Bergström, S., McCleaf, P., Wiberg, K. och Ahrens, L. (2022). Long-distance transport of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in a Swedish drinking water aquifer. *Environmental Pollution*, vol. 306, 119981. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119981>

Van Hees, P. (2025) Intervju. Eurofins. 01 oktober 2025. Personlig kommunikation. [Ej offentlig källa].

Zhang, C., Gonda, N., Kimble, A.N., Redman, E., Grim, C.M., Gu, S., Bednar, A., Dahl, K., Yuan, C., Zhi, Y., Cheng, H. & Higgins, C.P. (2025). Quantification of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in aqueous film-forming foam (AFFF)-impacted water: Comparisons between methodologies and laboratories. *Journal of Hazardous Materials*, 499, 140142. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.140142>

Önnby L., Baresel C., Gren L. och Liagkouridis I. (2025). *Förekomst och avskiljning av PFAS på svenska avloppsreningsverk*. SVU-rapport 2025-18. Stockholm: Svenskt Vatten.

Östhammars kommun. (2025). Ny brand- och släckvattenplan säkerställer effektiv brandbekämpning. <https://www.osthammar.se/sv/nyheter/2025/ny-brand--och-slackvattenplan-sakerstaller-effektiv-brandbekampning/> [2025-12-15]

Bilagor

Bilaga A Fördjupande material

Denna bilaga innehåller fördjupande material från ett antal av handbokens kapitel, material som bedömdes relevant för dem som vill fördjupa sig.

Tillägg kapitel 5

I Tabell A.1 ges en fullständig version av analysresultat från olika miljöer som genomfördes av Naturskyddsföreningen.

Plats	PFAS26 (ng/l)	PFAS 4 (ng/l)	TFA (ng/l)
Nära brandövningsområden			
Märstaån, nedströms Arlanda flygplats	1 051	290	580
Fyrisån Uppsala, nedströms Årna flygplats	551	6,4	540
Sjön Hjorten Västervik, nära liten flygplats	402	0,8	400
Bottensjön Karlsborg, nära Karlsborgs flygplats	386	52	320
Bysjön Borlänge, nära brandövningsområde	327	13	310
I närheten av deponier:			
2,5 km från Kagghamra deponi	729	0,8	720
1,4 km från Kassmyra deponi	572	5,4	550
I närheten av industrier:			
Bäck i Vårobacka, Varberg	1 030	7,9	1000
Damm i Karskär, Gävle	527	8	510
Mölnålsån, Ullevi, Göteborg	449	3,3	400
Munksjön, Jönköping	386	5,4	270
Gavleån, Valbo, Gävle	309	19	290
Dalälven, Borlänge	291	-	290
Hanöbukten, Nymölla	131	0,6	130
Diffus förorening:			
Regnvatten, Stockholm	371	0,3	370
Dalälven, Gysinge (nationalpark)	301	-	300
Östersjön, Rindö Vaxholm	174	1,4	170
Knäbäck, Haväng (naturreservat)	330	-	330
Fjällbäck Ammarnäs	120		120

Tabell-A.1

Fullständig Tabell 5.1 från Naturskyddsföreningen.

Tillägg kapitel 7

Analysstrategi väljs baserat på syftet med provtagningen det kan gälla antingen målanalys där man exempelvis vill följa gränsvärden för ex. PFAS 21/ PFAS 4 eller om man vill fånga total halt vilket inkluderar okända PFAS ämnen samt prekursorer för exempelvis screening, källspårning eller åtgärdsuppföljning (SGF 2023).

Vid målanalys används nästan uteslutande vätskekromatografi för vattenlösliga PFAS ämnen och gaskromatografi för flyktiga PFAS ämnen kopplat till masspektrometri (LC-MS/MS respektive GC-MS/MS), metoderna kan tillämpas på både fasta matriser och vätskor. Beroende på halten av PFAS utförs analysen med direktinjektion för halter kring 1 ng/liter eller uppkoncentration med SPE-kolonn om halterna är kring spannet 0,1–0,3

ng/liter, generellt körs prover två gånger, en gång med direktinjektion och om halterna är tillräckligt låga för att motivera SPE utförs även det. Tillval i form av analys av linjära och grenade isomerer med LC-MS/MS erbjuds vilket kan öka förståelsen av PFAS härkomst vilket har tillämpats vid exempelvis undersökning av områden förorenade med brand-skum. Nackdelen med att enbart använda sig av riktade analyser är att eftersom man bara mäter PFAS som ingår i analyspaketet (PFOS, PFOA, PFAS 4, PFAS 24 etc.) finns det risk för feltolkning av föroreningssituationen om paketet inte matchat källan (Europeiska unionen 2024; SGF 2023; Van Hees 2025 personlig kommunikation, 1a okt 2025).

Ett bra komplement till riktade analyser är TOP-analys där provets totala oxiderbara PFAS-prekursorer omvandlas till kemiskt stabila PFAA:er. Man mäter PFAA-summan före och efter oxidation och ökningen tolkas då som "dolda" PFAS (Europeiska unionen 2024). TOP-analys används för att kartlägga PFAS-prekursorer i källområden och vid sanering, även i omättad zon, samt före och efter filtrering i vattenrening för att bedöma om prekursorer fångas och för att dimensionera åtgärden. En hög förekomst av prekursorer i jord och vatten kan försämra åtgärdernas effektivitet och är central för spridningsbedömning och upplägg. Metoden har dock begränsningar eftersom den inte speglar biologisk nedbrytning utan är aggressiv och driver prekursorer mot PFCA men metoden är en bra indikator på om prekursorer finns men det finns risker att oxidationen kan vara ofullständig vilket kan leda till underskattning, metoden lämpar sig för screening/källspårning och som ett komplement till target-listor (SGF 2023).

För att fånga totalhalt av PFAS finns olika arbetssätt men det finns ingen enskild standard som direkt mäter alla PFAS. Den mest inkluderande metoden för totalhalt är förbränningsjonkromatografi (CIC) där man utnyttjar extraherbart organiskt fluor (EOF) alternativt adsorberad organiskt fluor (AOF) för vattenprov vilket kan antas bestå uteslutande av antropogena fluorerande föroreningar då förekomsten dessa i naturligt är väldigt sällsynt. EOF/ AOF kan sedan delas in i den andel som består av kända, mätbara PFAS som kvantifieras av ex. vätskekromatografi kopplat till masspektrometri och resterande EOF/AOF avser oidentifierat organiskt fluor vilket består av PFAS föroreningar det inte finns isotopmärkta standarder för. Denna fraktion kan mätas med förbränningsjonkromatografi där det oidentifierade organiska fluoret förbränns vid höga temperaturer och mäts med jonkromatografi. Analysen kräver en noggrann bakgrundskontroll och tolkning men är bra för uppföljning över tid (SGF 2023).

TOP-analys kan kombineras med CIC för att skapa massbalanser av fluor som visar hur stor andel PFAS i provet som kan kvantifieras och hur stor del som inte kan identifieras och kvantifieras vilket tydliggör andelen PFAS som det saknas god kunskap för (SGF 2023).

Tabell A.2
Lista över analystekniker, deras syfte samt för- och nackdelar.

Teknik	Syfte/Användning	Fördelar	Begränsningar
LC-MS/MS	Kvantifiering av kända PFAS	Hög känslighet, robust	Endast kända ämnen
HRMS	Screening, identifiering	Upptäcker okända/isomerer	Kräver avancerad analys
TOF	Snabb screening, identifiering	Snabb, bra för blandningar	Lägre upplösning än Orbitrap
TOP	Total PFAS inkl. prekursorer	Fångar dolda PFAS	Ej ämnesspecifik, kemisk prep
TOF/EOF/AOF	Total PFAS-massa	Indikerar total PFAS	Ej ämnesspecifik

LC-MS/MS (Liquid Chromatography – Tandem Mass Spectrometry)

- Användning: Standardmetod för kvantifiering av specifika PFAS, inklusive PFAS 4, PFAS 22 och PFAS 25.
- Fördelar: Hög känslighet och selektivitet, robust för rutinkontroller.
- Begränsning: Identifierar endast de PFAS som finns i metodens standardbibliotek.

HRMS (High-Resolution Mass Spectrometry)

- Definition: Samlingsnamn för masspektrometri med hög upplösning (t.ex. Orbitrap, FT-ICR, högupplöst TOF).

- Användning: Screening av okända PFAS, strukturell identifiering, forskning.
- Fördelar: Möjliggör identifiering av nya eller ovanliga PFAS och isomerer.
- Begränsning: Kräver avancerad dataanalys.

TOF (*Time-of-Flight Mass Spectrometry*)

- Definition: En massanalytorteknik som mäter joner baserat på deras flygtid.
- Användning: Kan användas som HRMS om den är högupplöst; ofta kombinerad med LC för screening av okända PFAS.
- Fördelar: Snabb analys, bra för komplexa blandningar.
- Begränsning: Lägre upplösning än Orbitrap/FT-ICR men tillräcklig för många miljöanalyser.

TOP (*Total Oxidizable Precursor Assay*)

- Princip: Kemisk oxidation av provet för att omvandla PFAS-precursors till stabila perfluorerade syror (t.ex. PFOA, PFOS), som sedan mäts med LC-MS/MS.
- Användning: Ger en uppskattning av total PFAS-belastning, inklusive dolda förstadier.
- Fördelar: Avslöjar potentiella PFAS som annars inte skulle upptäckas med direkt LC-MS/MS eller TOF.
- Begränsning: Är en kemisk provbehandling, inte en instrumentell analys.

TOF/EOF/AOF (*Total Organic Fluorine/Extractable Organic Fluorine/Adsorbable Organic Fluorine*)

- Princip: Mäter total organisk fluor i provet, vilket ger en indikation på total PFAS-nivå.
- Användning: Screening av okända och kända PFAS, särskilt användbar när man vill fånga hela PFAS-massan i ett prov.
- Fördelar: Kan användas på olika matriser (vatten, jord, konsumentprodukter).
- Begränsning: Ger inte specifik information om enskilda PFAS-föreningar.

Tillägg kapitel 9

Skattning av permeat och koncentrat av PFAS för fyra olika membran

Tabell A.3 och Tabell A.4 redogör för borttagning av olika PFAS med olika typer av nanofiltermembran. Tabell A.5 redogör den förväntade borttagningen av PFAS för två olika råvatten. Den beräknade borttagningen baseras på skattningar från Tabell A.3 och Tabell A.4.

Tabell A.3

Borttagning av olika PFAS med ett urval av spirallindade membran (Safulko et al. 2022).

Ämne	Inkommande	SW30	Borttagning	CR 100	Borttagning	NF90	Borttagning	NF270	Borttagning
PFPeA	198	5	97,5 %	3	98,5 %	1	99,5 %	31	84,3 %
PFHxA	594	10	98,3 %	1	99,8 %	2	99,7 %	76	87,2 %
PFHpA	146	1	99,3 %	1	99,3 %	1	99,3 %	10	93,2 %
PFOA	559	2	99,6 %	3	99,5 %	5	99,1 %	19	96,6 %
PFPoS	338	2	99,4 %	2	99,4 %	2	99,4 %	18	94,7 %
PFBS	835	1	99,9 %	8	99,0 %	6	99,3 %	245	70,7 %
PFPoS	673	4	99,4 %	5	99,3 %	2	99,7 %	166	75,3 %
PFHxS	3576	19	99,5 %	19	99,5 %	12	99,7 %	655	81,7 %
PFHpS	362	2	99,4 %	2	99,4 %	1	99,7 %	45	87,6 %
PFOS	17843	58	99,7 %	14	99,9 %	28	99,8 %	4531	74,6 % ^{#1}

	Mw	SW30	CR 100	NF90	NF270	dNF40
PFHxA	313	98,3 %	99,8 %	99,7 %	87,2 %	93 %
PFHpA	363	99,3 %	99,3 %	99,3 %	93,2 %	95 %
PFOA	413	99,6 %	99,5 %	99,1 %	96,6 %	96 %
PFBS	300	99,9 %	99,0 %	99,3 %	70,7 %	76 %
PFPeS	350	99,4 %	99,3 %	99,7 %	75,3 %	86 %
PFHxS	400	99,5 %	99,5 %	99,7 %	81,7 %	91 %
PFHpS	450	99,4 %	99,4 %	99,7 %	87,6 %	94 %
PFOS	500	99,7 %	99,9 %	99,8 %	74,6 % ^{#1}	96 %

Tabell A.4

Borttagning av åtta olika PFAS-ämnerna med fem olika nanofiltermembran.

		SW30	CR 100	NF90	NF270	dNF40	SW30	CR 100	NF90	NF270	dNF40
	ng/l	Permeat (ng/l)					Koncentrat (ng/l)				
PFHxA	250	4,21	0,42	0,84	31,99	17,50	1643	1664	1662	1485	1568
PFHpA	250	1,71	1,71	1,71	17,12	12,50	1657	1657	1657	1570	1596
PFOA	250	0,89	1,34	2,24	8,50	10,00	1662	1659	1654	1619	1610
PFBS	250	0,30	2,40	1,80	73,4	60,00	1665	1653	1656	1251	1327
PFPeS	250	1,49	1,86	0,74	61,7	36,25	1658	1656	1662	1317	1461
PFHxS	250	1,33	1,33	0,84	45,8	23,75	1659	1659	1662	1407	1532
PFHpS	250	1,38	1,38	0,69	31,1	15,00	1659	1659	1663	1491	1582
PFOS	250	0,81	0,20	0,39	63,5 ^{#1}	11,25	1662	1666	1664	1307	1603
PFAS 4		3,04	2,87	3,47	117	45,00					
PFHxA	20	0,34	0,03	0,07	2,56	1,40	131	133	133	119	125
PFHpA	20	0,14	0,14	0,14	1,37	1,00	133	133	133	126	128
PFOA	20	0,07	0,11	0,18	0,68	0,80	133	133	132	129	129
PFBS	20	0,02	0,19	0,14	5,87	4,80	133	132	133	100	106
PFPeS	20	0,12	0,15	0,06	4,93	2,90	133	132	133	105	117
PFHxS	20	0,11	0,11	0,07	3,66	1,90	133	133	133	113	123
PFHpS	20	0,11	0,11	0,06	2,49	1,20	133	133	133	119	127
PFOS	20	0,07	0,02	0,03	5,08 ^{#1}	0,90	133	133	133	105	128
PFAS 4		0,24	0,23	0,28	9,42	3,60					

¹ Värden för PFOS kan vara osäkra då denna halt avvek mycket från halten av de andra substanserna.

Halter i koncentrat varierar bara lite mellan olika typer av membran.

Kostnader för GAK och IEX

Beräknade behandlingskostnader för beredning med GAK respektive jonbytesfilter baserad på ett antal antaganden och som funktion av antagen bytesintervall (BV) som styrs av inkommande halt PFAS 4. Produktion 17280 m³/dag.

Omräknad nyvärde för byggnad antas ligga för GAK 0,6 SEK/m³ och för IEX 0,5 SEK/m³.

Värden togs fram genom LCC enligt metoden publicerad i Halldin & Wall (2025). De faktiska kostnaderna varierar från verk till verk.

Kostnad för elförbrukning antas ligga för GAK 0,05 SEK/m³ och för jonbyte (IEX) 0,25 KWh/m³.

Tabell A.5

Beräknad borttagning av åtta utvalda PFAS-ämnerna vid två olika ingångskoncentrationer (250 ng/l ovan och 20 ng/l nedan). Borttagningen är baserad på sammanställningen i Tabell A.4. Siffror i rött anger resultat som inte klarar gränsvärdet för PFAS 4.

I beräkningarna nedan antas kostnad per filtermassa GAK 11 300 SEK/m³ IEX 124500 GAK/m³ inkl. reaktivering (förbränning).

Volym för GAK (360m³) och IEX (61m³) beräknas via produktion och antagen EBCT GAK (15 min*2) och IEX (2,5 min *2).

[Liter/h]	[m ³ /min]	[m ³ /dag]	[Liter/s]	[min]	[min]
flöde	flöde	produktion	produktion	GAK	IEX
720 000	12	17 280	200	15,0	2,5
		GAK _{tot} [m ³] 360	IEX _{tot} [m ³] 61	GAK [m ³] 180	IEX [m ³] 30,4
Kostnader för första fyllnad		GAK _{tot} [MSEK] 4,1	IEX _{tot} [MSEK] 7,6		

Tabell A.6

Beskrivning av förhållanden för fallstudien samt redovisning av kostnader för beredning av PFAS med GAK eller IEX.

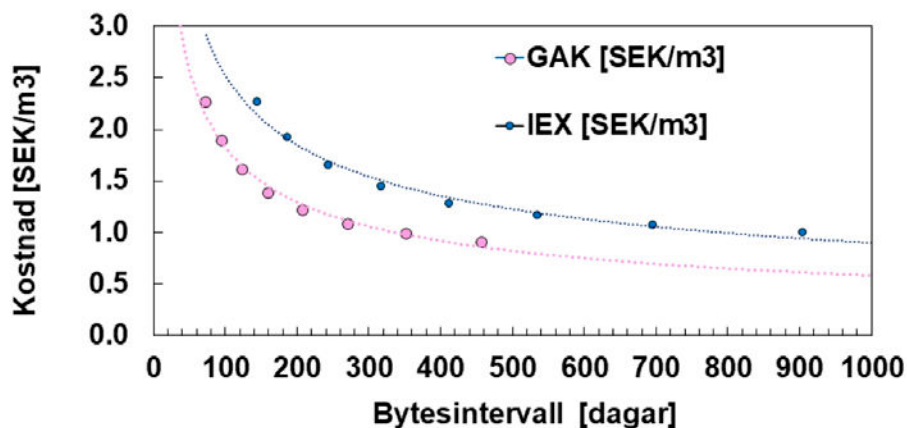
T.ex. så beräknas den årliga kostnaden för rening med GAK där filter måste bytas efter ca 20 000 (19 993 i tabellen nedan) bäddvolym (BV) ligga på 3,6 miljoner SEK per år. T.ex. så beräknas den årliga kostnaden för rening med IEX där filter måste bytas efter ca 44 000 BV (43 924 i tabellen nedan) ligga på 1,5 miljoner SEK per år. Ovan data kan även redovisas i form av en graf där bytesintervall på x-axeln är angivet i antal dagar i stället för bäddvolymen (BV).

Kostnad för första fyllnad (Tabell A.6) uppgår till 4,1 miljoner SEK (GAK) och 7,6 miljoner SEK (IEX).

Tabell A.7

Beräkning av årliga kostnader för byte av massa som funktion av uppnådd bäddvolym (BV) för teknikerna GAK och IEX.

Årlig kostnad (miljoner SEK)	BV	7 000	9 100	11 830	15 379	19 993	25 991	33 788	43 924
	GAK	10,2	7,8	6,0	4,6	3,6	2,7	2,1	1,6
	IEX	9,6	7,4	5,7	4,4	3,4	2,6	2,0	1,5



Figur A.1

Beräknad drifkostnad per volym producerat vatten [SEK/m³] för GAK och IEX som funktion av antal dagar varefter filtermassa måste bytas.

Skattning av gångtider LEAD-LAG

Massa	steg	[BV per dag]	BV	Tid [dagar]	Tid [år]	Kostnad per byte [SEK]	Media-kostnad [SEK/år]	GAK [SEK/m³]	IEX [SEK/m³]
Filtrisorb	1	96	7 000	73	0,199	2 032 137	10 188 597	2,264	
Filtrisorb	2	96	3 500		0,000	0			
Filtrisorb	1	96	9 100	95	0,259	2 032 137	7 837 382	1,892	
Filtrisorb	2	96	4 550		0,000	0			
Filtrisorb	1	96	11 830	123	0,337	2 032 137	6 028 755	1,605	
Filtrisorb	2	96	5 915		0,000	0			
Filtrisorb	1	96	15 379	160	0,438	2 032 137	4 637 504	1,385	
Filtrisorb	2	96	7 690		0,000	0			
Filtrisorb	1	96	19 993	208	0,570	2 032 137	3 567 311	1,215	
Filtrisorb	2	96	9 996		0,000	0			
Filtrisorb	1	96	25 991	270	0,741	2 032 137	2 744 085	1,085	
Filtrisorb	2	96	12 995		0,000	0			
Filtrisorb	1	96	33 788	352	0,963	2 032 137	2 110 835	0,984	
Filtrisorb	2	96	16 894		0,000	0			
Filtrisorb	1	96	43 924	457	1,252	2 032 137	1 623 719	0,907	
Filtrisorb	2	96	21 962		0,000	0			
Lewatit	1	568	81 900	144	0,395	3 786 010	9 594 435		2,270
Lewatit	2	568	40 950		0,000	0			
Lewatit	1	568	106 470	187	0,513	3 786 010	7 380 335		1,919
Lewatit	2	568	53 235		0,000	0			
Lewatit	1	568	138 411	244	0,667	3 786 010	5 677 181		1,649
Lewatit	2	568	69 206		0,000	0			
Lewatit	1	568	179 934	317	0,867	3 786 010	4 367 062		1,442
Lewatit	2	568	89 967		0,000	0			
Lewatit	1	568	233 915	412	1,127	3 786 010	3 359 278		1,282
Lewatit	2	568	116 957		0,000	0			
Lewatit	1	568	304 089	535	1,465	3 786 010	2 584 060		1,159
Lewatit	2	568	152 044		0,000	0			
Lewatit	1	568	395 316	696	1,905	3 786 010	1 987 739		1,065
Lewatit	2	568	197 658		0,000	0			
Lewatit	1	568	513 910	904	2,476	3 786 010	1 529 030		0,992
Lewatit	2	568	256 955		0,000	0			

Tabell A.8

Skattning av kostnader för drift i ett LEAD-LAG-system där det används antingen kolfiltermassa (Filtrisorb) eller jonbytesmassa (Lewatit).

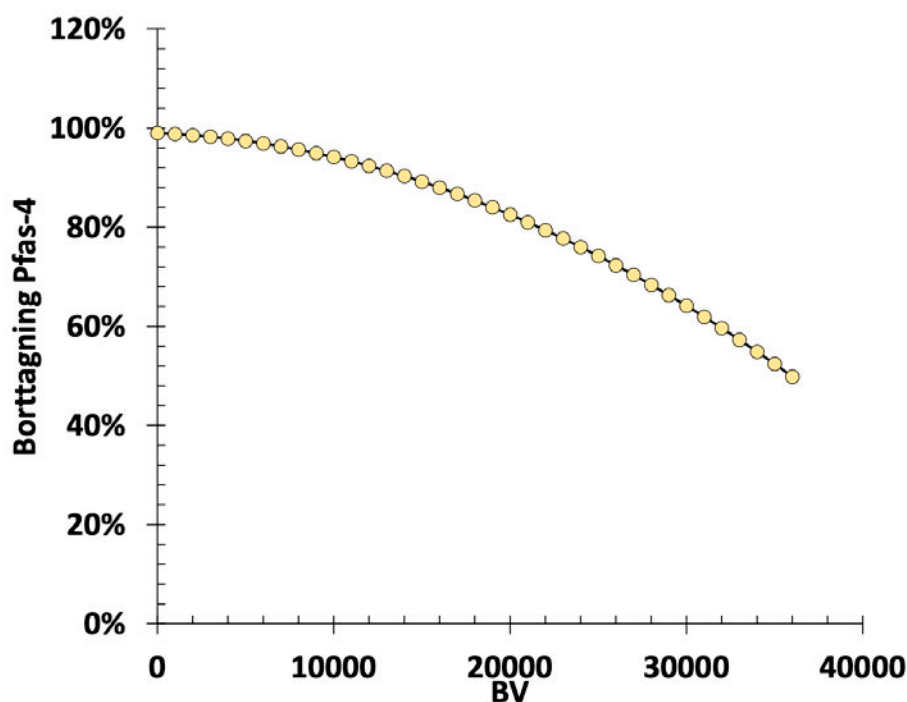
Förklaring till tabellen ovan:

Exempel Filtrasorb: Filterbyte måste ske efter ca 20 000 BV (motsvarande 208 dagar). Halva GAK-filter (LEAD) måste bytas: $0,5 * 360 \text{ m}^3 = 180 \text{ m}^3$ för en kostnad av 11 300 SEK per $\text{m}^3 = 2,03$ miljoner SEK. Per år ger detta en driftkostnad av $2,903/0,57 = 3,6$ miljoner SEK. I denna beräkning antas att LLAG byts mot LEAD och att LEAD byts ut mot nya filter.

Skattning av bytestid med parallella filter

Antaganden:

- Nio filter med 39 m^3 filtermassa var (total 350 m^3 filtermassa).
- Totalt flöde 225 Liter per sekund ($810 \text{ m}^3/\text{h}$) eller $7\,100\,000 \text{ m}^3/\text{år}$.
- Antagen kontakttid EBCT 16 minuter ($225/810 * 60 = 25,7$).
- Pilotförsök där olika gångtider studeras kan användas för att ta fram kurvor som beskriver reningsgrad över tid.



Figur A.2

Kurva som visar borttagning av PFAS 4 över tid för en kontakttid.

Kurvan i Figur A.2 kan anpassas och sedan kan förändringen av Borttagning PFAS 4 som funktion av Bäddvolym (BV) beräknas. Nedan användes följande ekvation för att beskriver hur reningsgrad i figuren ovan avtar med antal BV som härstammar från ett verkligt pilotförsök:

$$\text{Borttagning PFAS 4} = -0,000000000268 * \text{BV}^2 - 0,00000128 * \text{BV} + 0,992$$

Borttagning PFAS 4 beräknas för alla nio filter där det antas att filter har olika ålder och därmed olika prestanda. Därefter kan den sammanlagda halten av alla filter beräknas genom att BV justeras tills man uppnår en önskad utgående halt, i detta fall $2,2 \text{ ng/l}$ PFAS 4. I fallet i Tabell A.9 ligger den maximala filtergångtiden på 19 200 BV; därefter måste ett filter bytas.

Filter NO	BV	Borttagning	PFAS 4 (ng/l)	
1	0	99 %	0,3	Nyaste filter
2	2 400	99 %	0,5	
3	4 800	98 %	0,8	
4	7 200	97 %	1,2	
5	9 600	96 %	1,8	
6	12 000	94 %	2,5	
7	14 400	92 %	3,3	
8	16 800	89 %	4,2	
9	19 200	87 %	5,3	Äldsta filter

Tabell A.9

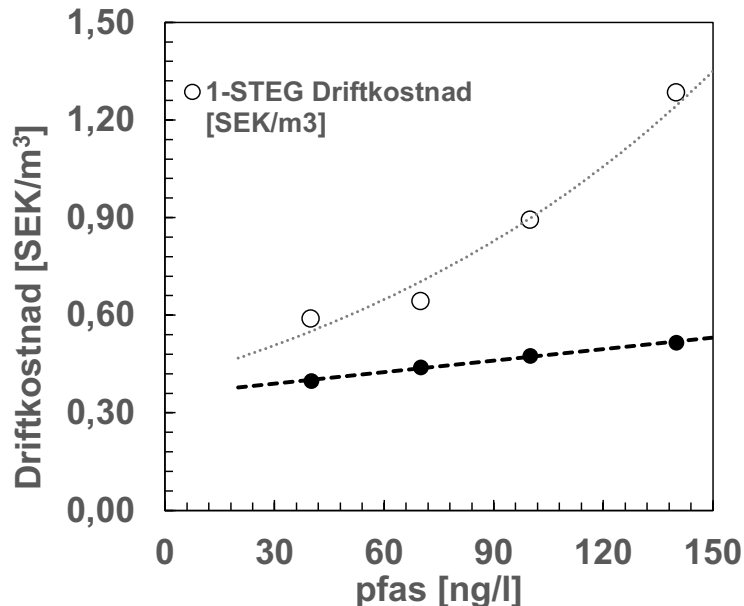
Hypotetiskt fall där nio filter av olika ålder producerar nio olika vattenkvaliteter. Den sammanvägda vattenkvaliteten beräknas genom att beräkna flöden i varje filter.

När det sista filtret har uppnått 19 200 BV så ska den bytas ut. Detta sker varje 2 400 BV. En EBCT av 16,7 minuter ger ca 86 BV per dag. Detta innebär ett filterbyte varje 28 dag (2 400/86) och därmed runt 15 filterbyten per år. Årsbehovet ligger därmed på ca 370 m³. (15*25). Om ett GAK-pris av 11 300 SEK/m³ ansätts så uppgår årskostnaden till runt 4,2 miljoner SEK per år eller ca 0,59 SEK/m³.

Jämförelse mellan enstegs- och tvåstegsrening

Baserat på samma av typ av beräkningar för beredning av PFAS 4 så kan kostnader för en stegs- och tvåstegsbehandling skattas. Detta gjordes för ett vatten med varierande inkommande halt PFAS (40-140 ng/l).

Beräkningen baseras på ett antal antaganden. Figur A.3 visar tydligt hur driftkostnaderna av en tvåstegsberedning är lägre än om det bara används en enstegsfiltrering.



Figur A.3

Jämförelse mellan driftkostnader för enbart byte av GAK (SEK/m³) i ett enstegs- eller tvåstegssystem.

Det är tydligt att tvåstegsberedning är mera kostnadseffektivt när PFAS-halten stiger.

Betraktelsen ovan bortser från ökade investeringskostnader som uppkommer eftersom ytbehovet av kolfilter är dubbel så stort.

Tillägg kapitel 10

Faktiskt uppmätta PFAS-halter i vattenverk där PFAS bereds med olika tekniker

I Tabell A.10 visas ett urval av uppmätta värden från olika verk.

Beredningsteknik	Provtagningspunkt	Halt (ng/l) PFAS 4
Flotation	Råvatten	8
	Efter flotation	6
	Spolvatten skum	100–200
	Slam från skummet (flytande)	250–500
Aktiva kolfilter	Råvatten	120
	Permeat	3
	Backspolning	< 5
Biofilter	Råvatten	120
	Permeat	3
	Backspolning	< 5
Membranberedning (DNF80)	Råvatten	8–12
	Permeat	2
	Koncentrat	20–40

Tabell A.10

Resultat av uppmätta eller skattade halter PFAS i restströmmar (flytande) vid dricksvattenberedning.

Beskrivning av destruktions tekniker

I avsnittet nedan används begreppen långkedjiga (fler än 6 kolatomer) och kortkedjiga PFAS.

1. Elektrokemisk oxidation (EO)

- Oxiderar PFAS genom elektrisk ström mellan anod och katod: EO är en elektrokemisk process där elektrisk ström leds genom vatten med PFAS, ofta med hjälp av bor-dopade diamant- eller titanoxid-elektroder. Dessa elektroder genererar starka oxidanter, framför allt hydroxylradikaler, direkt i vattnet. Radikalerna bryter sedan ned PFAS-molekylerna till mindre och mindre stabila ämnen, i bästa fall koldioxid, vatten och fluorider.
- Effektiv för långkedjiga PFAS (>99% borttagning), men mindre effektiv för kortkedjiga PFAS.
- Fördelar: Kan användas vid låga temperaturer, kräver inga kemikalier, permanent destruktion.
- Nackdelar: Dyr utrustning (t.ex. bor dopade diamant-elektroder), höga energikostnader, risk för giftiga biprodukter (t.ex. tungmetaller, klorater, bromprodukter).

2. Plasma-teknologi (PL)

- Använder elektriska urladdningar för att skapa reaktiva arter som bryter ner PFAS: Gas (ofta luft eller argon) joniseras med hjälp av hög spänning, vilket skapar plasma – ett tillstånd där elektroner och joner är fria. När PFAS-förorenat vatten eller material exponeras för plasma sker flera processer som leder till nedbrytning av PFAS-molekylerna.
- Kan effektivt ta bort både lång- och kortkedjiga PFAS, men kortkedjiga kräver längre behandlingstid.
- Fördelar: Snabb behandling, ingen kemikalieaddition, mindre känslig för medföroreningar.
- Nackdelar: Effektiviteten påverkas av vattenkvalitet (pH, organiskt material), risk för giftiga biprodukter (t.ex. klorat).

3. Sonolys via ultraljud (SO)

- Använder högfrekvent ultraljud för att mineralisera PFAS: högintensivt ultraljud används för att skapa kavitation i vatten – det vill säga, små bubblor bildas och kollapsar snabbt. Denna process genererar extremt höga tryck och temperaturer lokalt, vilket leder till bildning av mycket reaktiva radikaler, framför allt hydroxylradikaler som bryter ner pfas ämnen.
- Hög effektivitet i labbmiljö (>98% mineralisering), men teknologin är inte mogen för fältapplikation.
- Nackdelar: Hög energiförbrukning, behov av optimering av utrustning och processparametrar.

4. Fotokatalys (FK)

- Bryter ner PFAS med hjälp av ljus och katalysatorer (t.ex. TiO_2): avancerad oxidationsprocess där en katalysator (oftast en halvledare som titandioxid, TiO_2) aktiveras av ljus, vanligtvis UV eller synligt ljus. När katalysatorn belyses, genereras reaktiva syrearter (ROS) såsom hydroxylradikaler och superoxidjoner som bryter ner PFAS.
- Låg energiförbrukning, kan använda grön energi, katalysatorn kan återvinnas.
- Begränsningar: Fortfarande på labbnivå, låg effektivitet för vissa PFAS-typer, ineffektiv för sulfonatgrupper.

5. Superkritisk vattenoxidation (SCWO)

- Oxiderar PFAS vid höga temperaturer och tryck: Superkritisk vattenoxidation utnyttjar vatten under superkritiska förhållanden (över 374°C och 22 MPa tryck), då vatten får egenskaper som liknar både gas och vätska. PFAS blandas med en oxidant, oftast väteperoxid eller syre, och pumpas in i en reaktor där extrem temperatur och tryck möjliggör snabb och fullständig oxidativ nedbrytning av PFAS till koldioxid, vatten och fluorider.
- Fördelar: Snabb behandling, inga farliga biprodukter, hög effektivitet (>99%).
- Nackdelar: Dyrt och svårt att skala upp till stora volymer, risk för korrosion och saltutfällning.

6. Termisk destruktion/förbränning (TD)

- Förbränning av PFAS-haltigt material: Termisk förbränning innebär att PFAS-haltiga material upphettas till mycket höga temperaturer, vanligen över 1100°C , ofta i specialdesignade ugnar med tillsats av syre. Vid dessa extrema förhållanden bryts de starka kol-fluorbindningarna i PFAS-molekylerna, vilket leder till total nedbrytning och omvandling till koldioxid, vatten, fluorider och andra ofarliga restprodukter.
- Fördelar: Kan hantera stora mängder avfall, befintlig infrastruktur.
- Nackdelar: Risk för sekundär förorening via gaser och aska, bildning av giftiga gaser (t.ex. HF, fluordioxiner), förbjudet för vissa PFAS-avfall i USA och hög energiförbrukning.

Tillägg kapitel 11

Under målseminariet den 20 november 2025 arbetade två grupper med WISER och fick testa att utvärdera WISER med avseende på uppströmsarbete. Den första gruppen bestod av tre deltagare med bakgrund enligt Tabell A.11.

Arbetsgivare	Arbetsroll
SVOA	Limnolog
Norrvatten	Uppströmsansvarig
Uppsala Vatten	Utvecklingsingenjör

Tabell A.11

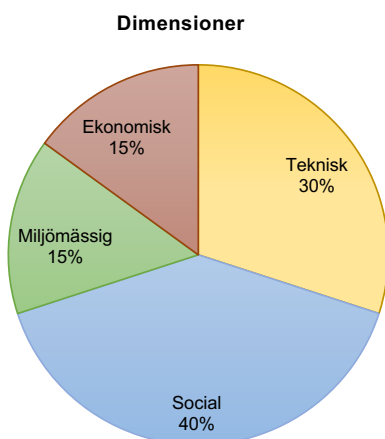
Deltagares arbetsgivare och arbetsroll i den första gruppen som arbetade med WISER.

I arbetet framkom att följande önskades justeras vid implementering av WISER för uppströmsarbete

- *Leveranssäkerhet* utgick och byttes ut mot reningseffektivitet, då det är mer relevant för uppströmsarbete.
- *Sabotage* är inte alls lika viktigt vid uppströmsarbete och övervägdes därför att tas bort.
- *Anpassningsförmåga* är viktig med avseende på möjligheten att hantera olika mängder organiskt material, olika PFAS-halter etc.
- Det är viktigt att tekniken går att få igenom i *tillståndprocessen*.
- I den tekniska dimensionen önskas fler kriterier, som exempelvis *enkelhet att drifta*. Enkelhet att drifta kopplas sedan till hög tillförlitlighet.
- *Robusthet* är också intressant, men fångas delvis upp av andra kriterier.
- *Tid till idrifttagande*: det är mycket viktigt att snabbt komma igång.
- *Högt förtroende* är vid uppströmsarbete inte lika relevant och togs därför bort.
- Inom den miljömässiga dimensionen bedömdes *vattenresursers kvalitet* vara den viktigaste aspekten.

Dessa justeringar sammanställs i Tabell A.12.

Den angivna poängsättningen inom de olika dimensionerna medförde att viktning av de olika dimensionerna ser ut enligt Figur A.4.



Figur A.4

Viktning av de olika dimensionerna från den första gruppen som jobbade med WISER.

Dimension	Poängsättning Dimension (1-10)	Mål	Kriterier	Poäng-sättning (1-10)	Viktning
Teknisk	8	Hög tillförlitlighet	Renings effektivitet	8	33 %
			Enkelhet att drifta		
			Sabotage		
		Flexibilitet	Anpassningsförmåga	6	25 %
		God genomförbarhet	Tillstånd	10	42 %
			Rådighet		
	Tid till idrifttagande				
Summering			24	100 %	
Social	10	Högt förtroende	Upplevd trygghet	0	0 %
		God dricksvattenrelaterad hälsa	Skydd mot mikrobiologiska hälsorisker	10	36 %
			Skydd mot kemiska hälsorisker		
			Andra dricksvattenparametrar		
		God icke-dricksvattenrelaterad hälsa	Icke dricksvattenrelaterade hälsoeffekter	9	32 %
			Arbetsmiljö		
		Lokal utveckling	Tillväxtpotential	7	25 %
			Rekreativvärden		
	Rättvisa	Fördelningseffekter	2	7 %	
	Summering			28	100 %
Miljömässig	9	Skydd av akvatiska ekosystem	Vattenresurserskvalitet	10	40 %
			Vattenresursers kvantitet		
		Skydd av terrestra ekosystem	Terrestra ekosystems livsduglighet	7	28 %
		Effektiv resursanvändning och begränsad klimatpåverkan i anläggnings- och/eller driftfas	Energianvändning och växthusgasutsläpp	8	32 %
			Vattenanvändning		
			Markanvändning		
			Materialanvändning		
			Kemikalieanvändning		
			Icke återvinningsbart avfall		
	Summering			25	100 %
Ekonomisk	6	Rimlig finansiell situation	Investeringskostnader	6	60 %
			Drift- och underhållskostnader	4	
	Summering			10	60 %

Tabell A.12

Viktning av olika dimensioner och kriterier hos WISER för den första gruppen.

Den andra gruppen bestod av personer med bakgrund enligt Tabell A.13.

Arbetsgivare	Arbetsroll
Länsstyrelsen Södermanland	Miljögifter i vattenförvaltningen
Uppsala Vatten	Ordförande
Uppsala Vatten	Utvecklingsingenjör
Länsstyrelsen Stockholm	Miljögifter i vattenförvaltningen
Knivsta	Politiker
Uppsala Vatten	Processingenjör
Miljöförvaltningen Stockholm	Projektledare

Tabell A.13

Deltagares arbetsgivare och arbetsroll i den andra gruppen som arbetade med WISER.

I arbetet framkom att följande aspekter var särskilt viktiga vid implementering och användning av WISER för uppströmsarbete:

- *Teknik är central* för att nå de miljömässiga målen, och den bästa tekniken bedöms på sikt ofta också ha den bästa ekonomin.
- *Sociala aspekter* är mindre framträdande i det dagliga arbetet på reningsverk, men för miljöenheter som hanterar många klagomål är förtroende och kommunikation fortsatt viktigt.
- *Arbetet ska styras av lagstiftning*: uppströmsverksamheten behöver utformas så att nedströms anläggningar kan följa gällande krav, samtidigt som man ser att framtida lagstiftning kan komma att ställa högre krav på uppströmsrening.
- *Kostnaderna* bedöms som orimliga utan större förändringar på exempelvis Knivsta reningsverk. Ekonomin kan därför inte vara det enda styrande, särskilt som "att inte göra något" kortsiktigt kostar mindre, samtidigt som resurserna är begränsade.
- Det är avgörande att de åtgärder som väljs faktiskt *fungerar i praktiken*; om man inte har råd att drifta tekniken kommer den inte att fungera oavsett potential.
- Flexibilitet uppfattas som mindre viktig i sig, men osäkerhet kring framtida krav gör att det är riskabelt att investera i mycket dyra, oflexibla lösningar. *Standardiserade lösningar* lyfts som ett önskemål.
- *Effektivitet* lyfts som en ny och central punkt: man vill rena på det mest effektiva stället i systemet, och undvika att många vattenverk tvingas göra åtgärder som sammantaget blir ineffektiva.
- *Fördelning och rättvisa* är viktigt om åtgärderna blir kostsamma: det behöver vara tydligt vem som ska betala, och det finns önskemål om modeller som liknar miljöfonder inom branschen.
- *Fastighetsägare påverkas*, särskilt de med privata brunnar, och detta bör vägas in i bedömningen.
- *Länshållningsvatten* kan ledas både till avloppsnätet och direkt till recipient, vilket ställer krav på hur regler och ansvar utformas.
- Frågan om *ansvar för förorenade områden* lyfts, där staten ses ha ett särskilt ansvar.
- Risken för *spridning i akvatiska system* bedöms som större än i terrestra system, och uppströmsåtgärder ses som ett sätt att skydda nedströms miljöer där fler gränsvärden finns och exponeringen är tydligare.
- Många tekniker kan ha negativ påverkan på andra delar av systemet, vilket behöver vägas in så att man inte löser ett problem genom att skapa ett annat.

Resultatet av detta arbete är sammanställt i Tabell A.14.

Dimension	Poängsättning Dimension	Mål	Kriterier	Poängsättning (1-10)	Viktning
Teknisk	0	Hög tillförlitlighet	Leveranssäkerhet	8	33 %
			Sabotage		
		Flexibilitet	Anpassningsförmåga	10	42 %
		God genomförbarhet	Tillstånd	6	25 %
			Rådighet		
			Effektivitet		
			Tid till idrifttagande		
	Summering			24	100%
Social	0	Högt förtroende	Upplevd trygghet	5	17 %
		God dricksvattenrelaterad hälsa	Skydd mot mikrobiologiska hälsorisker	10	33 %
			Skydd mot kemiska hälsorisker		
			Andra dricksvattenparametrar		
		God icke-dricksvattenrelaterad hälsa	Icke dricksvattenrelaterade hälsoeffekter	5	17 %
			Arbetsmiljö		
		Lokal utveckling	Tillväxtpotential	3	10 %
			Rekreationsvärden		
	Rättvisa	Fördelningseffekter	7	23 %	
Summering			30	100 %	
Miljömässig	0	Skydd av akvatiska ekosystem	Vattenresurserskvalitet	6	30 %
			Vattenresurserskvantitet		
		Skydd av terrestra ekosystem	Terrestra ekosystems livsduglighet	4	20 %
		Effektiv resursanvändning och begränsad klimatpåverkan i anläggnings- och/eller driftfas	Energianvändning och växthusgasutsläpp	10	50 %
			Vattenanvändning		
			Markanvändning		
			Materialanvändning		
			Kemikalieanvändning		
	Icke-återvinningsbart avfall				
Summering			20	100 %	
Ekonomisk	0	Rimlig finansiell situation	Investeringskostnader	4	40 %
			Drift- och underhållskostnader	6	
	Summering			10	40 %

I denna grupp utfördes ingen värdering av de olika dimensionerna relativt till varandra.

Tabell A.14

Viktning av de olika dimensionerna och kriterier hos WISER för den andra gruppen.

Tillägg kapitel 12

I rapporten från 2022 utfördes en massbalans för Mälarbassängen Görväln. Målet var att kvantifiera de källor bassängens PFAS-halt (Ekman & Ejhed 2022). Inför det kommande arbetet kände författarna till att det fanns olika källor till PFAS i norra och nordöstra Mälaren med inte hur stor källan var och därav initierades projektet. För att kunna ta fram denna sammanställdes massflödet av PFAS, $\dot{m}_{PFAS}$, genom Ekvation 5.

$$\dot{m}_{PFAS-4} \left[\frac{kg}{\text{år}} \right] = c_{PFAS-4} \left[\frac{kg}{m^3} \right] \cdot Q_{medel} \left[\frac{m^3}{\text{år}} \right] \quad (5)$$

I ekvationen representerar c_{PFAS} koncentrationen av PFAS och Q_{medel} medelvattenföringen. I projektet baserades medelvattenföringen i årar och mellan delbassänger från SMHI:s modeller medan koncentrationen PFAS baserades på litteraturstudier Ekman och Ejhed (2022)

Ärna

Ärna är ett flygfälts- och garnisonsområde norr om Uppsala där Försvarmakten bedriver verksamhet. Området har länge använts för militära ändamål med omfattande brandövningar och har därför pekats ut som en betydande punktkälla för utsläpp av PFAS. Sammantaget har området därför en central roll i den fortsatta spridningen av PFAS till Fyrisån och vidare ned mot Mälaren, vilket gör att det betraktas som en av de viktigaste källorna att åtgärda i arbetet med att minska belastningen av dessa svårnedbrytbara ämnen.

Försvarmakten anlidade konsulter för att utvärdera PFAS och dess spridning från Ärna och detta resulterade i en rapport av Johansson & Helldén (2015). I rapporten framgår det att det har funnits två brandövningsplatser, den norra som har använts som huvudbrandövningsplats och den södra som inte har använts i samma utsträckning. Trots denna omfattande brandövning med användande upp till 600–700 kg PFAS per år enligt Lille (2015) är halterna av PFOS i jorden på den norra brandövningsplatsen mellan 30–46 µg/kg TS medan halterna av PFHxS, PFNA och PFOA alla visar på koncentrationer under 10 µg/kg TS (Johansson & Helldén 2015). Dessa värden framgår i rapporten som låga. Rapporten sammanställer även olika PFAS-halter i olika typer av vatten, dels grundvatten, spillvatten, dels länshållningsvatten från ett berggrum. I Tabell A.15 sammanställs de högsta uppmätta halterna från Ärna enligt rapporten.

Var	Halt PFAS 4 [ng/l]	Halt PFAS 7 [ng/l]
Grundvatten	41 216	43 690
Spillvatten	24 885	94 610
Inkommande 900	118 811	128 960
Utgående 900	41 245	44 230
Dagvatten 1	53	68
Dagvatten 2	4 036	4 132
Dagvatten 3	3 322	3 482
Dagvatten 4	1 486	1 799

Tabell A.15

PFAS 4- och PFAS 7-halter i Ärna enligt rapporten av Johansson och Helldén (2015). Tabellen är omarbetad från Hedberg (2025).

Enligt rapporten av Johansson och Helldén (2015) så är *Inkommande 900* i Tabell 12.3 (i huvudrapporten) vatten som har dränerats från ett gruslager under en betongplatta på Ärna inne i ett berggrum (Johansson & Helldén 2015). Detta vatten samlas sedan upp i en brunn där inträngande grundvatten späder ut *Inkommande 900* och kallas då i tabellen för *Utgående 900*. Brunnen töms på *Utgående 900* genom att pumpa ut det

på flygplatsens dagvattennät mot Fyrisån. Detta dagvattennät släpper sedan vattnet i ett dike, där provtas *Dagvatten 3*. Längre nedströms i diket provtas *Dagvatten 2*. Diket övergår sedan till ett rör som rinner rakt ut i Fyrisån, här togs provet *Dagvatten 1*. *Dagvatten 4* är en separat in- och utloppspunkt i oljeavskiljaren, med vatten från andra delar av flygplatsen, och har inte direkt koppling till inkommande 900 PFAS-rika flöde. Enligt Johansson & Helldén (2015) finns ytterligare dagvatten från utloppet *Utgående 900* som ännu inte är kartlagt och som bidrar med PFAS till Fyrisån. Dessutom leds ett höghaltigt spillvatten (se Tabell 12.3) till Uppsala avloppsreningsverk, Kungsängsverket. Uppsala Vatten har utrett möjligheten att införa PFAS-rening vid avloppsreningsverket (Baresel 2023).

Sveriges geologiska undersökning (SGU) (2015) har granskat Johansson & Helldén (2015) och konstaterar att den totala mängden PFAS runt Ärna fortfarande är osäker. SGU understryker därför att ytterligare studier krävs för att kartlägga PFAS-föroreningen i grundvattnet och marken samt spridningsvägarna via ledningsnätet. SGU (2015) skriver vidare att man inte kan dra slutsatsen att all förorening i jorden har sköljts bort, SGU anser att källtermen finns kvar i bergrummet, i grundvattenzonen och troligen i jorden. SGU (2015) anser även att det sker ett pågående utläckage av PFAS från föroreningskällorna denna spridning från källorna bör begränsas.

Tillägg kapitel 13

Enligt Livsmedelsverket så är prover som bestäms på ackrediterade laboratorier med uppmätta halter av mer än 4,1 ng/l ett överskridet gränsvärde. Eftersom gränsvärdet i föreskrifterna inte tar hänsyn till de slumpmässiga analysfel som kan förekomma, bör vattenverken överväga att sätta ett lägre internt riktvärde för dricksvatten för att säkerställa att halten aldrig överstiger 4,0 ng/l hos användaren. I praktiken så bör man därför eftersträva att uppnå halter PFAS 4 hos kund som ligger med god marginal under gränsvärdet. I Tabell A.16 visas resultat från två prover som både hade kunnat hamna under eller över gränsen baserat på angiven osäkerhet.

Ämne	Uppmätt halt (ng/l)	Osäkerhet (ng/l)	Prov
PFOS	1,5	±0,45	A
PFHxS	<0,9	±0,30	
PFNA	<0,9	±0,30	
PFOA	2,2	±0,66	
PFAS-4	$3,7 = 2,2 + 1,5 + 0 + 0$		
PFOS	0,87	±0,26	B
PFHxS	0,43	±0,30	
PFNA	0,43	±0,30	
PFOA	2,7	±0,81	
PFAS 4	$4,4 = 0,87 + 0,43 + 0,43 + 2,7$		

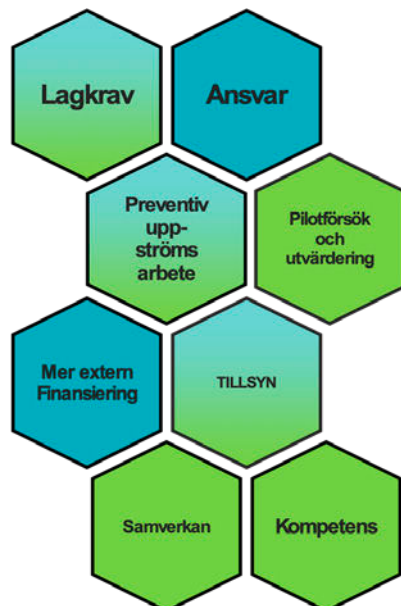
Tabell A.16

Exempel på två olika faktiska prover där prov A är godkänt och prov B inte är det.

Vi rekommenderar därför att det är fördelaktigt att sikta mot ett leveransvärde (från verket i färdigt dricksvatten) där summan av PFAS 4 + halva, möjligen dock även hela, summan av osäkerheten ligger under 4,0 ng/l för att utesluta att slumpmässiga fel leder till ett icke godkänt vatten. I exemplet ovan är summan av osäkerheten ca 1,7 ng/l. PFAS 4 i utgående dricksvattenvatten skulle då behöva ligga mellan 2,3–3,2 ng/l.

Bedömning av behov av arbete inom olika områden (grönt mindre behov, blå större behov)

- Behov av extern finansiering genom nationella och europeiska medel
- Behov av större ansvarstagande hos verksamhetsutövaren
- Systematiskt arbete med tydligare lagkrav, riktvärden och enhetligare tillsyn



Figur A.5

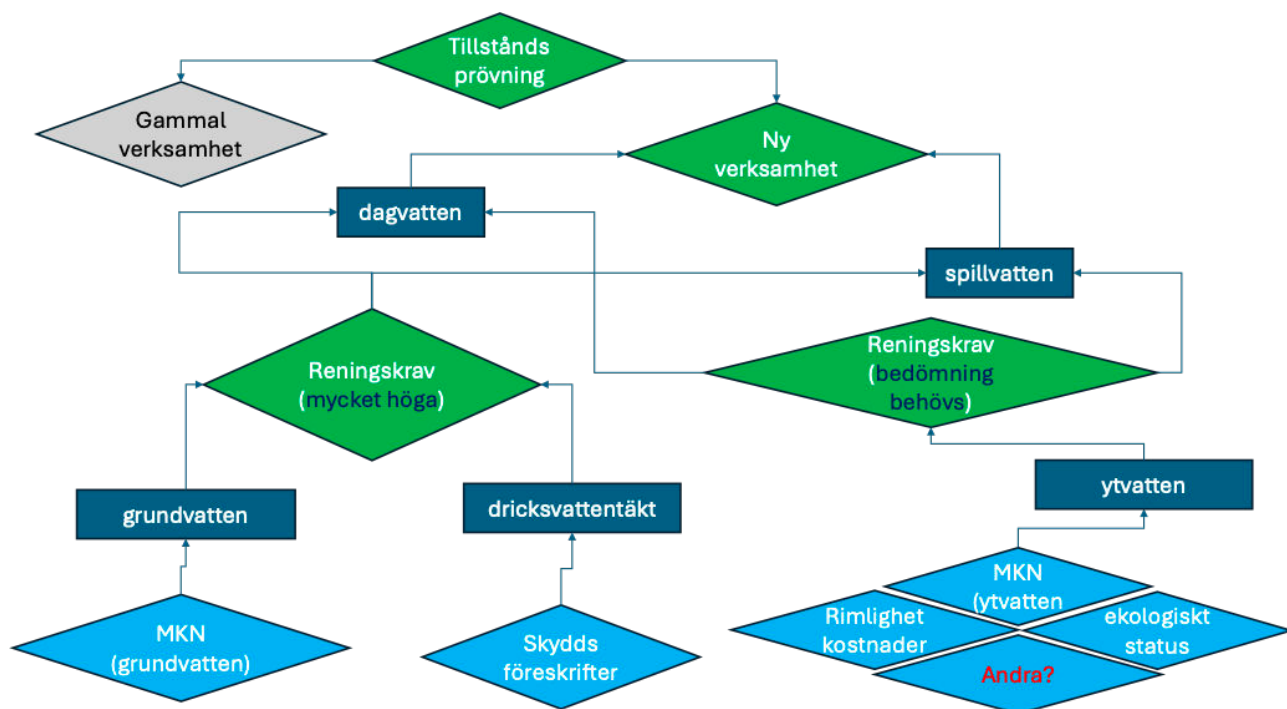
Schema över arbetsområden som kopplas till PFAS-utmaningen. Gröna färger indikerar mindre behov medan blå färger indikerar att mera arbete behövs framöver för att lösa PFAS-utmaningen.

Förslag till en bättre vägledning för systematisk uppföljning av utsläpp

- Hur kan riktvärden (blå) skydda olika typer av yt- och grundvatten?
- Hur kan miljötillstånd för äldre verksamheter omprövas?
- Vilka krav kan rimligen ställas för utsläpp till dagvatten?
- Hur ska utsläpp av spillvatten vägas mot utsläpp från andra punktkällor?
- Ska krav på rening vara olika beroende på om dricksvattentäkt bara påverkas indirekt?

Figur A.6

Förslag till ett möjligt beslutsträd som underlättar tillsynsarbete för prövning och omprövning baserad på olika verksamheter samt nedströmsliggande skyddsvärden.

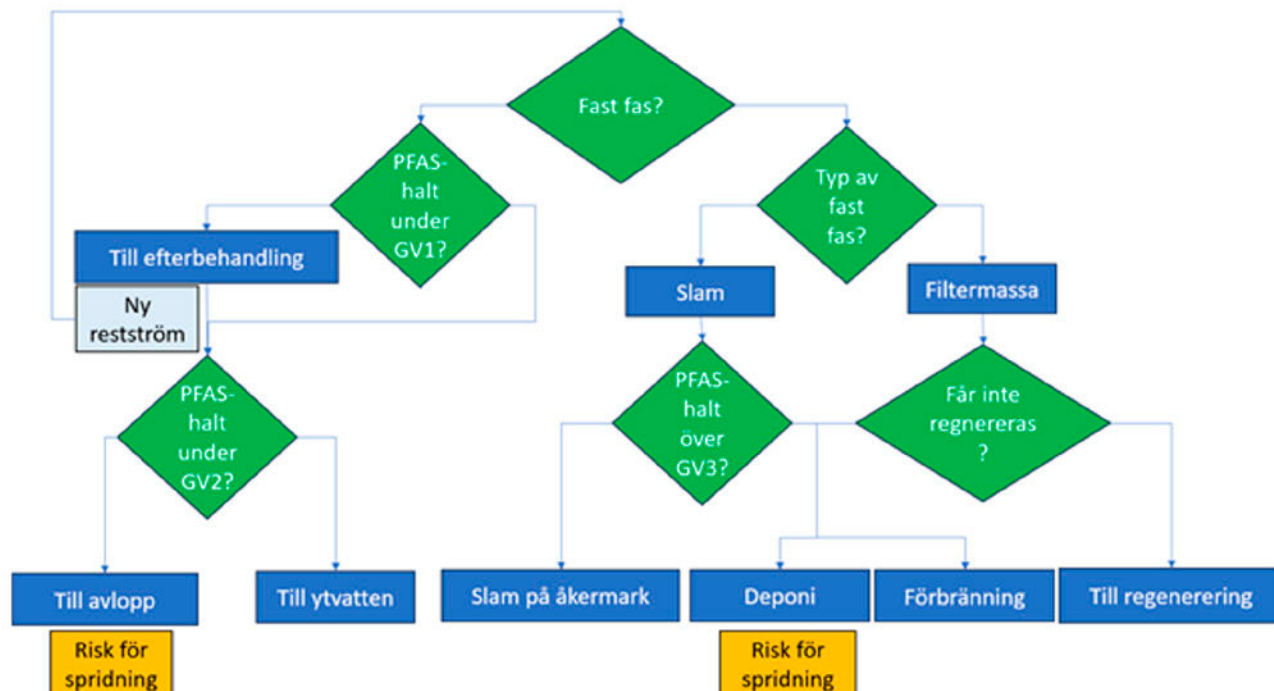


Behov av beslutsschema för hantering av restströmmar från PFAS-reningen

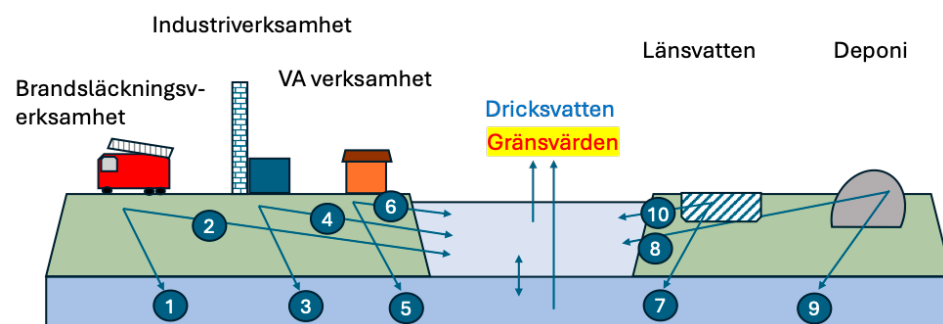
- Hur kan större andel massor regenereras framöver så att förbränning kan undvikas?
- Vilka gränsvärden ska gälla för utsläpp till ytvatten och spillvatten?
- Vilka gränsvärden är rimliga för slam som har varit i kontakt med PFAS?
- Vilka flyttande restströmmar ska släppas till spillvatten?
- Vilka certifikat och krav > 99,5 % borttagning vid förbränning behövs framöver?

Figur A.7

Förslag till ett möjligt beslutsträd som underlättar omhändertagandet av restströmmar baserat på gränsvärden som kräver reningskrav.



Behov av tydligare gränsvärden och krav på provtagning för föroreningskällor av PFAS till yt- och grundvatten:



Figur A.8

Schematisk skiss över olika källor till PFAS från fem olika verksamheter till grund- och ytvatten.

Behov av sammanställning i en databas av olika krav från tillsynsmyndigheten på olika verksamheter

- Vilka långsiktiga risker finns det för nedströms liggande områden?
- Vilka tidigare miljödomar är relevanta?
- Finns det möjligheter att överklaga och på vilka grunder?

Behov av sammanställning av reningskostnader:

- Vilken andel av det totala bidraget kommer från verksamhetsutövaren jämfört med hela flödet inom området?
- Vad är rimliga driftkostnader?
- Vad är den specifika reningskostnaden?

	Plats Enhet	Ärna	Bäcklösa inkommande	Kungsängs- verket	Fyrisån	Arlanda	Kättsta- bäcken	Märstaån	Brobäcken	Görväln- bassängen	Mälaren	Dricksvatten till Stockholm
Flöden	liter/s	30	230	600	10 000	35	110	600	100	95 000	173 000	5 500
	m ³ /h	108	828	2160	36 000	126	396	2160	360	342 000	623 000	19 800
	tusentalsm ³ /år	940	7 200	18 000	310 000	1 100	3 400	18 000	3 100	3 000 000	5 400 000	173 000
Massflöde PFAS 4	kg/år	2,2	1,0	0,7	2,9	1,0	1,4	2,3	0,38	13	23	0,7
Koncentration	ng PFAS 4/l	2 300	140	35	9,2	900	400	120	120	4,3	4,3	4,3
K _{rening}	SEK/m ³	10,1	1,2	0,8	1,5	8,0	6,2	3,1	3,1	0,9	0,9	0,2
K _{år}	MSEK/år	10	9	16	473	9	22	58	10	2 710	4 935	26
Specifik kostnad	MSEK/kg PFAS	4,6	8,7	39	172	9	16	27	27	221	221	50

Tabell A.17

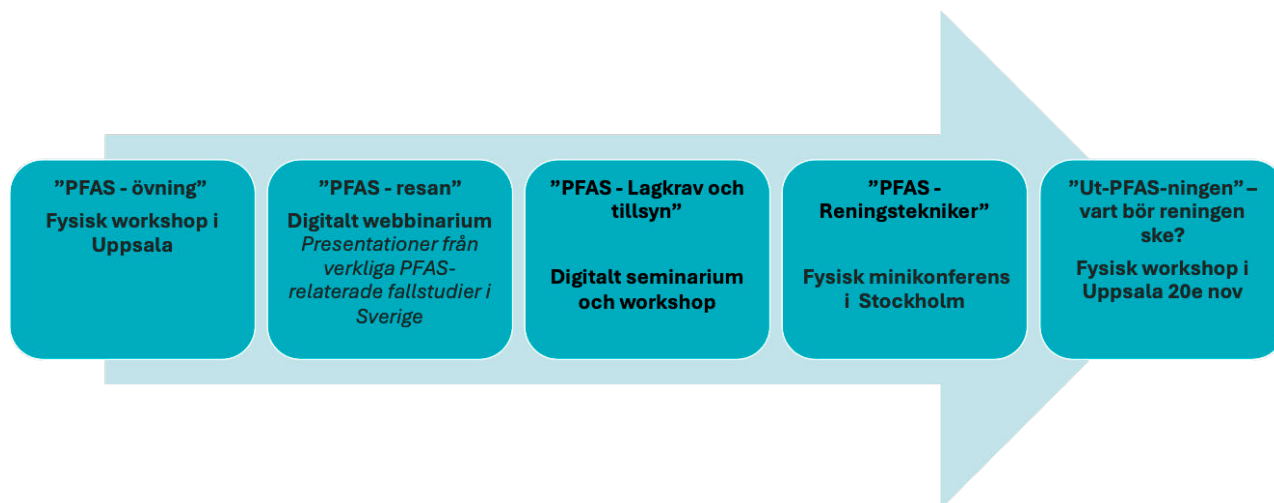
Redovisning av flöden och PFAS 4-halter i olika delar av Mälaren, samt skattade reningskostnader per volym, per år och per PFAS 4-flux som observerats vid respektive punkt.

Redovisning av resultat från genomförda workshoppar

Under 2025 genomfördes fem workshoppar (Figur A.9) som bidrog till att lyfta kunskapsnivån inom den svenska VA-branschen.

Figur A.9

Tidslinje för genomförda workshoppar.



- PFAS-övning gav möjlighet att lära känna varandra.
- PFAS-resan gav input till fallstudierna.
- PFAS-Lagkrav och tillsyn gav input till PM tillsyn samt kapitel 5, 6 och 8.
- PFAS-Reningstekniker gav inspel till kapitel 7, 9 och 10 samt 12.
- Ut-PFASningen – var är reningen mest effektiv? Gav inspel till kapitel 11 och 13.

Ut-PFASningen – var är reningen mest effektiv?

Som en del av Mälarseminariet 2025 anordnades projektets sista workshop, denna gång med temat "Ut-PFASningen – vart är reningen mest effektiv?" Workshopen var en kombination av föredrag och grupparbete där vi ville samla aktörer för att tillsammans dela erfarenheter och bidra till prioriteringen av åtgärder för att hantera PFAS-utmaningen i samhället och vattensektorn. Deltagarna fick vara med och bidra till en exempelsamling och verktygslåda!

Se program [Välkommen till Mälarseminariet 2023](#).

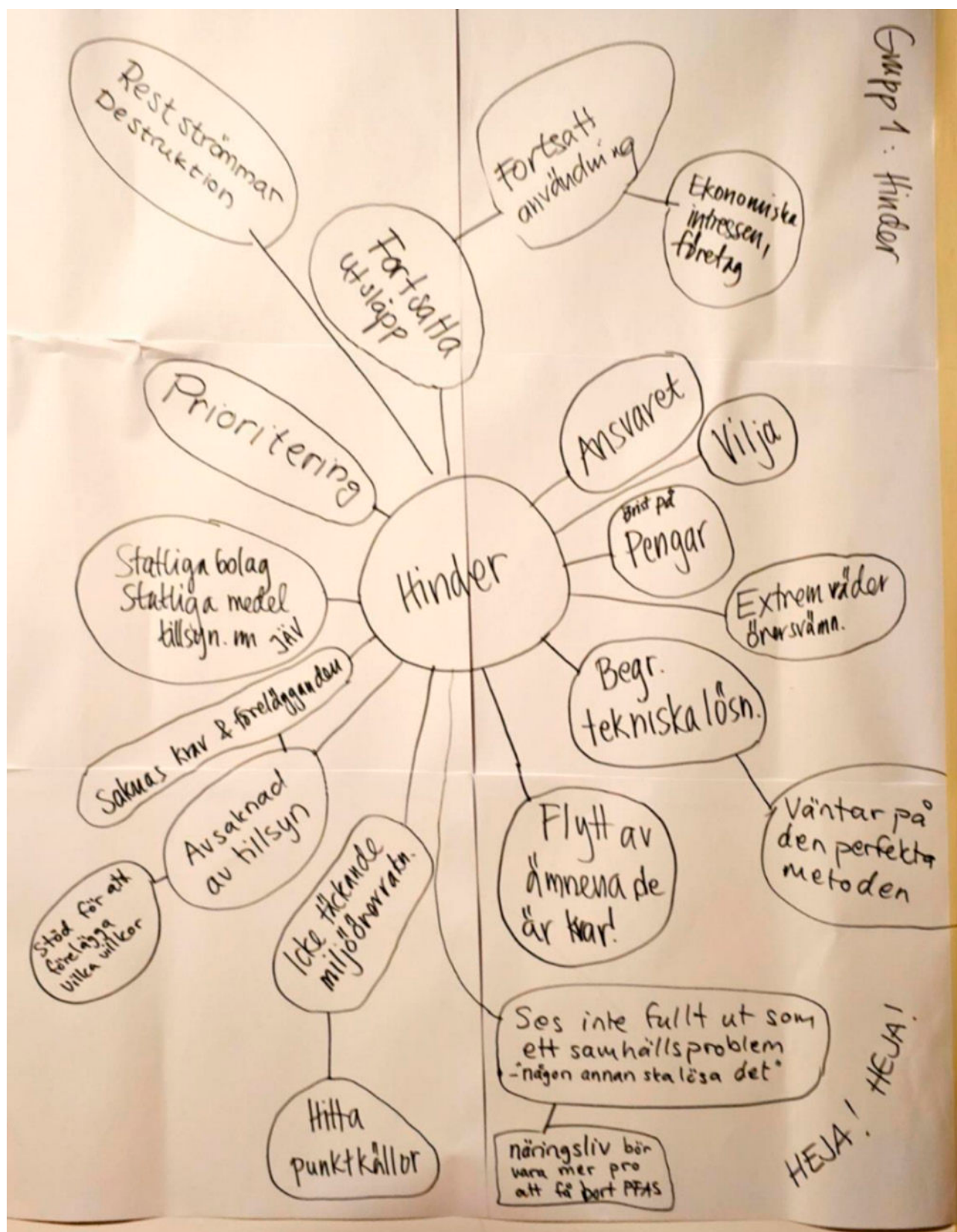
Gruppdiskussion

Förslag på frågor till gruppdiskussion där deltagarna gärna fick bidra med egna exempel och konkreta case – vi delade upp i fem grupper efter tema. Uppmuntrade till att bidra med egna exempel från den egna verksamheten och hur man jobbar mer konkret.

Grupp 1

Ut-PFASningen - Var är reningen mest effektiv? Vilka är de största hindren för implementering av åtgärder (t ex kostnader, miljö- och hållbarhetsaspekter, restströmmar, lagstiftning, ansvarsfördelning etc.)? Exempel på hur dessa hanterats i era verksamheter? 5-10 personer per grupp.

Under detta grupparbete togs det fram en tankekarta (Figur A.10).



Figur A.10

Tankekartan som togs fram under sista workshoppen i gruppen "Vilka är de största hindren för implementering av åtgärder?"

Sammanfattning av innehållet

Dokumentet identifierar och grupperar olika hinder kopplade till ett projekt eller en process, troligen inom vattenrening eller VA-processer. Huvudtemat är "Hinder", och dessa delas in i flera kategorier:

Ekonomiska och organisatoriska hinder

- Ekonomiska resurser (pengar) saknas eller är otillräckliga.
- Statliga bolag/statliga medel är långsamma.
- Ansvarsfördelning är oklar.
- Prioritering saknas eller är otydlig.
- Väntar på "den perfekta metoden" – beslut skjuts upp.

Tekniska och praktiska hinder

- Begränsad teknisk lösning.
- Svårt att hitta punktkällor.
- Flytt av ämnena tar år/decennier.
- Fortsatta utsläpp.

Mänskliga och psykologiska hinder

- Vilja saknas.
- "Ses inte" – fallet uppmärksammas inte, eller ses som en hälsoproblematik.
- Nämns sällan i media.
- Extern vård.

Övriga hinder

- Restströmmar och deras destination.
- Osäkerhet kring ansvar och tillstånd.

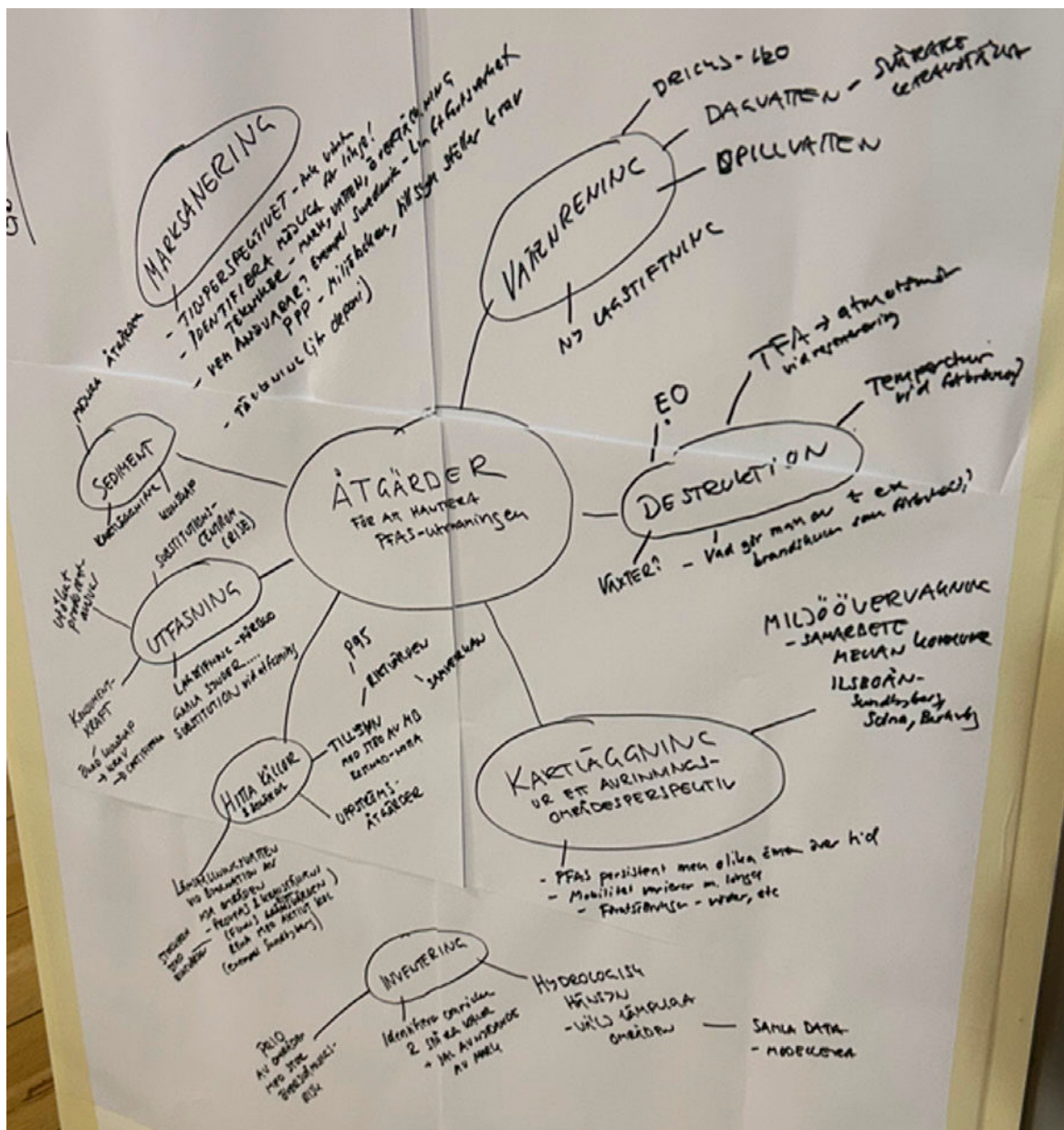
Tematiska insikter

- Många hinder är kopplade till långsamma processer, brist på resurser och otydlig ansvarsfördelning.
- Det finns både tekniska och mänskliga faktorer som försvårar framsteg.
- Kommunikationsbrister och låg synlighet i media bidrar till att frågan inte prioriteras.

GRUPP 2

Ut-PFASningen - Var är reningen mest effektiv? Prioritering av åtgärder för att hantera PFAS-utmaningen - vad kan VA-sektorn och andra aktörer göra och vilka lösningar (t ex källspårningar, nya tekniker etc) finns att erbjuda? Roller och ansvar och resurser för att genomföra åtgärder. Vem, vad och hur?

Under detta grupparbete togs det fram en tankekarta (Figur A.11).



GRUPP3

Ut-PFASningen - Var är reningen mest effektiv? Hur gör man avvägningar mellan ekonomiska, miljömässiga, tekniska och sociala faktorer vid framtagandet av lösning av PFAS-utmaningen för hela samhället?

6-8 personer per grupp.

GRUPP4

Ut-PFASningen - Var är reningen mest effektiv? Hur gör man avvägningar mellan ekonomiska, miljömässiga, tekniska och sociala faktorer vid framtagandet av lösning av PFAS-utmaningen för hela samhället?

6-8 personer per grupp

GRUPP5

Vision 2050 – Hur ser PFAS-situationen i Sverige ut då? Be deltagare att komma med inspel, en mening/önskemål etc. – samla in via post-it lappar som fästs på en "tavla" som inger hopp och riktning.

20-40 personer

Figur A.11

Tankekartan som togs fram under sista workshoppen i gruppen "Prioritering av åtgärder för att hantera PFAS-utmaningen".

Under detta grupparbete togs det fram en tankekarta (Figur A.12).



Figur A.12

Tankekartan som togs fram under sista workshopen i gruppen "Vision 2050 – hur ser PFAS-situationen i Sverige ut då?"

Referenser (Bilaga A)

Andrew Safulko, P.E., Brown och Caldwell (2022). Closed-circuit high-pressure membrane systems for the separation of per and polyfluoroalkyl substances. *Membrane Technology Conference 2022*.

Halldin, T och Wall, E. (2025). *Beredningstekniker för avskiljning av PFAS-4 i dricksvatten: En klimat- och kostnadsanalys*. KTH, School of Architecture and the Built Environment (ABE), Sustainable development, Environmental science and Engineering. Independent thesis Advanced level (degree of Master (Two Years)), 20 credits / 30 HE credits

Bilaga B PM: Hur effektivare tillsyn av PFAS kan bedrivas – en analys av verktyg och utvecklade arbetssätt

Författarens förord

Detta PM har sitt ursprung i det nationella PFAS-projektets Workshop C ”PFAS Lagkrav och Tillsyn” som genomfördes i juni 2025, där en samlad grupp experter från tillsynsmyndigheter och VA-organisationer arbetade med att kartlägga nuläget och framtidsvisionen för PFAS-tillsynen i Sverige. Diskussionerna synliggjorde ett stort behov av att systematisera och dela de insikter som framkom.

Dokumentet riktar sig primärt till handläggare och strateger inom kommunala och regionala tillsynsmyndigheter, personal vid kommunala VA-organisationer samt andra aktörer inom vattenförvaltning som berörs av PFAS-problematiken.

Syftet med detta PM är att sammanställa och analysera de insikter som genererades under workshopen. Genom att belysa befintliga utmaningar och presentera förslag på nya verktyg och utvecklade arbetssätt, är vår ambition att erbjuda ett strategiskt underlag för att utveckla och effektivisera den nationella PFAS-tillsynen.

Ett varmt tack riktas till samtliga deltagare i workshopen. Er expertis, engagemang och reflektioner utgör grunden för detta PM.

Kristina Dahlberg, Josefin Moberg, Anna Maria Sundin, Stephan J. Köhler, Ludwig Hedberg, Tove Mallin, Carolina Gärdefors och Sixten Dahlbom

Sammanfattning

Spridningen av högfluorerade ämnen (PFAS) utgör en av vår tids största miljö- och hälso-utmaningar, vilket kräver en effektiv och rättssäker tillsyn för att skydda våra vattenresurser. Dagens tillsynsarbete hämmas dock av otydliga regelverk och brist på enhetliga metoder, varför detta projekt initierades för att identifiera de verktyg och arbetssätt som krävs för att stärka myndigheternas förmåga att agera. Genom en systematisk analys av resultaten från en expertworkshop med deltagare från tillsynsmyndigheter och VA-organisationer har vi kartlagt hinder, styrkor och strategiska vägval.

Analysen visar att även om en grundläggande medvetenhet och god samverkan har etablerats, försvåras tillsynen av oklar lagstiftning och avsaknad av nationella riktvärden. Det finns en stark samsyn kring ett önskat läge som innefattar stärkt lagstöd, formaliserad kunskapsdelning och ett proaktivt uppströmsarbete för att identifiera och åtgärda utsläppskällor. Vägen dit kräver utveckling av nationella riktvärden, etablering av forum för erfarenhetsutbyte och en strategisk prioritering av tillsynsinsatser. PM:ets slutsatser ger därmed tillsynsmyndigheter och VA-organisationer ett underlag för att utveckla sitt arbete och driva på för nödvändiga nationella reformer. För att omsätta dessa insikter i praktiken krävs nu ett fördjupat arbete med att utveckla konkreta vägledningar och etablera de samverkansforum som efterfrågas.

1 Inledning

Tillsynsmyndigheterna har en avgörande roll i att säkerställa att verksamheter vidtar nödvändiga åtgärder för att hantera PFAS-problem och minimera utsläpp för att skydda

miljö och hälsa från dessa persistenta och skadliga ämnen. Om tillsynen inte är enhetlig och rättssäker finns en risk att samhällets insatser blir splittrade och otillräckliga.

Syftet med detta PM är att, baserat på insikter från en expertworkshop, analysera vilka nya verktyg och utvecklade arbetssätt som behövs för att effektivisera den operativa och strategiska PFAS-tillsynen i Sverige. PM:et analyserar därför glappet mellan dagens arbetssätt och ett framtida önskvärt läge, samt konkretiserar de åtgärder som krävs för att överbrygga detta glapp.

PM:et börjar med en översikt av nuläget för tillsynsarbetet, följt av målbild och strategi. Slutligen sammanfattas slutsatser och rekommendationer för fortsatt utveckling.

2 Nulägesanalys av PFAS-tillsynen

En objektiv nulägesanalys som tydligt redogör för såväl styrkor som svagheter är nödvändig för att fastställa prioriterade utvecklingsområden. Workshoppens resultat visar att tillsynsområdet kännetecknas av både framsteg och kvarstående utmaningar.

Tabell B.1 sammanfattar det material som samlades in under workshopen och som ligger till grund för den efterföljande analysen.

Tabell B.1

Sammanställning av identifierade utmaningar, mål och verktyg från Workshop C.

Rubrik	Sammanställd text från workshop
1a) Nuläge – Vad fungerar i dag?	- Det finns en grundläggande förståelse för att PFAS förekommer brett i samhället. - Verksamheters acceptans för provtagning och uppföljning har ökat, trots att analysen är kostsam. - Vissa miljöförvaltningar har etablerat god dialog med PFAS-hanterande verksamheter. - EU-lagstiftning är på gång, men implementeringen dröjer. - Kartläggning uppströms och vägledning utifrån goda exempel ökar fokus och medvetenhet.
1b) Nuläge – Vad fungerar mindre bra i dag?	- Svårigheter att ställa krav då riktvärden saknas; riktvärden behövs verkligen. Avsaknaden av riktvärden komplicerar tillsynen och kan leda till ineffektiva åtgärder. - Lagstiftningen räcker inte till för önskad tillsynsnivå. - Det saknas riktvärden för dagvattenanläggningar. - Vägledning saknas för enskilda brunnar och PFAS-rening, både från Folkhälsomyndigheten och Livsmedelsverket <i>[Kommentar från Livsmedelsverket: Vägledning kring hur den enskilda brunnsägaren kan tänka och agera kring PFAS-analys och åtgärder finns på Livsmedelsverkets webbplats.]</i> - Begränsad kunskap om vad som är rimliga reningsnivåer att uppnå, samt hur stort utsläpp olika recipienter ska klara av.
2) Önskat läge	- Praxis för erfarenhetsutbyte mellan kommuner bör utvecklas. - Stärkt lagstöd för kravställning vid tillsyn. - Kartläggning uppströms enligt goda exempel (t.ex. Uppsala). - Ökat fokus på uppströmsarbete.
3) Vägen dit – Idéer och verktyg för förbättrad tillsyn	- Nationella riktvärden för tillsyn bör tas fram. - Forum för erfarenhetsutbyte, t.ex. via Länsstyrelsen eller SKR. - Strategisk tillsyn med prioritering av områden med hög förekomst av PFAS där kartläggning och inventering används som underlag. - Dialogkrav från verksamheter gällande rening, miljöpåverkan, ekonomi, rimlighetsavvägningar m.m. - Tydligt ansvar för miljöövervakning. - Substitution av PFAS med mindre farliga ämnen.

2.1 Fungerande delar och etablerade styrkor

Analysen av dagens tillsynsarbete visar att det finns en grund att bygga vidare på. Följande styrkor identifierades som särskilt betydelsefulla:

- **Problemet har identifierats:** Det råder nu en omfattande och grundläggande förståelse bland myndigheter och verksamhetsutövare för att PFAS är utbrett i samhället och utgör en betydande risk.
- **Växande acceptans för åtgärder:** Verksamheters acceptans för provtagning, utredning och uppföljning har ökat, vilket underlättar myndigheternas operativa tillsynsarbete.

-
- *Konstruktiv dialog:* På många håll har en god och fungerande dialog etablerats mellan miljöförvaltningar och verksamheter som hanterar PFAS, vilket skapar förutsättningar för samarbete.
 - *Regulatoriskt momentum:* Den pågående processen med ny EU-lagstiftning skapar en tydlig förväntan på skärpta nationella krav, vilket kan motivera verksamheter till proaktiva åtgärder.

Förekomsten av dessa styrkor visar att det finns både medvetenhet och en vilja till samarbete. Trots detta har inte dessa förutsättningar kunnat tas tillvara fullt ut eftersom det fortfarande finns systematiska hinder som begränsar arbetet.

2.2 Utmaningar och utvecklingsområden

Trots de etablerade styrkorna står tillsynsmyndigheterna inför flera allvarliga utmaningar som underminerar ett effektivt och rättssäkert arbete. Följande hinder identifierades som mest akuta:

- *Avsaknad av rättsligt bindande riktvärden:* Bristen på nationella rikt- eller gränsvärden för tillsyn i olika matriser, som avloppsvatten och slam, skapar en rättslig osäkerhet som försvårar konkret och juridiskt hållbar kravställning.
- *Otillräckligt lagstöd:* Nuvarande lagstiftning upplevs som otillräcklig och ger inte myndigheterna det tydliga mandat som krävs för att driva en tillräckligt kraftfull och proaktiv tillsyn.
- *Fragmenterad kunskap och vägledning:* Det råder en påtaglig brist på kommunikation från centrala myndigheter gällande hantering av enskilda brunnar och tekniska reningskrav. Kunskapen om vad som är rimligt att uppnå är spridd och svårtillgänglig. *[Kommentar från Livsmedelsverket: Livsmedelsverket har ansvaret kring råd och information kring enskilda brunnar. Folkhälsomyndigheten har ansvar för frågor om hälsoskydd enligt miljöbalken. Länsstyrelserna vägleder kommunerna i sina län i tillsynsfrågor om hälsoskydd.]*
- *Oklarhet kring tekniska och ekonomiska ramar:* En begränsad och ojämn kunskapsnivå kring vad som är tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt att kräva avseende rening försvårar bedömningar i enskilda ärenden.

Detta innebär att tillsynsarbetet i dag hämmas av otydliga regelverk och bristande vägledning. Situationen signalerar ett starkt behov av nationell samordning, ett generellt kunskapslyft och tydligare styrmedel för att myndigheterna ska kunna agera med den kraft som krävs.

Denna analys av dagens situation utgör startpunkten för att formulera en tydlig vision för hur en effektiv tillsyn bör se ut i framtiden.

3 Målbild: Ett önskat läge för effektiv PFAS-tillsyn

För att kunna rikta resurser och utvecklingsinsatser på ett effektivt sätt är en tydlig och gemensam målbild en nödvändig förutsättning. Insikterna från workshopen visar att det finns en stark konsensus kring visionen för framtidens PFAS-tillsyn. Det önskade läget handlar om att gå från ett reaktivt till ett proaktivt förhållningssätt, där tillsynen bygger på samverkan, kunskap och ett robust legalt ramverk som möjliggör kraftfulla och rättssäkra åtgärder. Fokus bör flyttas från enskilda punktinsatser till ett systematiskt uppströmsarbete för att identifiera och stoppa utsläppen vid källan.

Målbilden som framkom under workshopen framgår av följande nyckelområden:

- *Stärkt samverkan och erfarenhetsutbyte:* En formaliserad praxis för kunskapsdelning mellan landets kommuner, vilket motverkar den fragmenterade kunskapsbild som idag hämmar arbetet och säkerställer att tillsynen blir mer likvärdig över hela landet.
- *Proaktivt och kunskapsbaserat uppströmsarbete:* Ett systematiskt och datadrivet

arbete med att kartlägga och hantera utsläppskällor, där goda exempel som det arbete som bedrivits i Uppsala fungerar som förebild för att skapa en mer förebyggande tillsyn.

- **Robust lagligt ramverk:** Ett stärkt och förtydligat lagstöd som adresserar den otillräckliga lagstiftningen och ger tillsynsmyndigheterna de mandat och verktyg som krävs för att kunna ställa tydliga krav på verksamhetsutövare, inklusive utredningar och reningsteknik.

Det önskade läget innebär en tillsyn baserad på stärkt samverkan, effektiv kunskapsdelning och ett proaktivt, källinriktat arbetssätt. Nästa steg är att identifiera de verktyg och metoder som krävs för att uppnå detta.

4 Vägen framåt: Nya verktyg och utvecklade arbetssätt

Detta kapitel utgör PM:ets kärna, där de identifierade utmaningarna från nulägesanalysen och visionen från målbilden omsätts i konkreta och operativa förslag. Här presenteras de verktyg och utvecklade arbetssätt som workshoppens deltagare identifierade som nödvändiga för att förflytta PFAS-tillsynen från dagens läge till den önskade målbilden.

De föreslagna åtgärderna kan kategoriseras i tre huvudsakliga teman: regulatoriska verktyg, samverkansformer och strategiska arbetssätt.

4.1 Regulatoriska och vägledande verktyg

Utvecklingen av nationella styrmedel är en central förutsättning för en effektivare tillsyn. Att ta fram *nationella riktvärden för tillsyn* skulle direkt adressera den rättsliga osäkerhet som idag tvingar handläggare att agera utan ett robust mandat. Sådana riktvärden skulle ge ett tydligt och juridiskt hållbart underlag för kravställning, även om de kan behöva anpassas efter lokala förutsättningar för avvägningar mellan kostnad, miljöpåverkan och nytta för verksamheten. I väntan på nationella riktvärden för tillsyn är en möjlighet att göra en sammanställning av exempel på krav som idag redan ställs

Vidare efterfrågas ett *tydliggjort ansvar för miljöövervakning* för att säkerställa en systematisk och långsiktig uppföljning av PFAS-belastningen.

4.2 Samverkansformer och kunskapsdelning

För att motverka den kunskapsfragmentering som identifierats som ett stort hinder är formaliserad samverkan avgörande. Förslaget att etablera *forum för erfarenhetsutbyte*, exempelvis i regi av Länsstyrelsen eller Sveriges Kommuner och Regioner (SKR), är en central mekanism för att bygga kollektiv kunskap. Sådana nätverk skulle göra det möjligt för handläggare att dela erfarenheter och sprida god praxis, vilket minskar risken att varje kommun tvingas "uppfinna hjulet" på egen hand. Ett exempel på kunskapsbehov som identifierats i väntan på nationella riktvärden för tillsyn är exempel på krav och riktvärden som redan tillämpas vid tillsyn och dialog med verksamheter kring PFAS där en sammanställning skulle vara viktig kunskap att förmedla.

4.3 Strategiska och operativa arbetssätt

På det operativa planet krävs mer strategiska och proaktiva metoder. Konceptet med *strategisk tillsyn*, där resurser prioriteras till de geografiska områden eller branscher med högst PFAS-belastning, är en nyckel till ökad effektivitet. Dessutom är införandet av *dialogkrav*, där verksamheter åläggs att utreda och redovisa möjligheter för reningsteknik, ett viktigt verktyg för att driva utvecklingen framåt. Slutligen är ett aktivt arbete med *substitution*, det vill säga att driva på för att PFAS ersätts med mindre farliga kemikalier, en fundamental del av det långsiktiga förebyggande arbetet där KEMI har en viktig roll.

Dessa verktyg och arbetssätt utgör tillsammans en nödvändig verktygslåda för att förverkliga målbilden om en proaktiv och effektiv PFAS-tillsyn.

5 Slutsatser och rekommendationer

Denna analys, baserad på de samlade erfarenheterna från Workshop C, sammanfattar en komplex problembild till ett antal väsentliga insikter och formulerar en väg framåt för svensk PFAS-tillsyn.

PM:ets huvudslutsatser kan sammanfattas i tre punkter:

1. *En god grund finns, men hindren är betydande:* Det finns en etablerad samverkan och en växande medvetenhet kring PFAS-problematiken. Samtidigt hämmas det operativa tillsynsarbetet kraftigt av otydliga regelverk, en brist på nationell vägledning och riktvärden, samt en lagstiftning som inte fullt ut stödjer den proaktivitet som krävs.
2. *En gemensam målbild existerar:* Bland landets tillsynsmyndigheter och VA-organisationer finns en tydlig konsensus kring hur en framtida effektiv tillsyn bör se ut. Visionen bygger på en kombination av stärkt samverkan, proaktivt och källspårande uppströmsarbete samt ett robustare och tydligare lagstöd.
3. *Vägen framåt kräver en kombination av åtgärder:* För att nå målbilden krävs en palett av åtgärder. En effektivare tillsyn förutsätter en kombination av strukturella reformer på nationell nivå. Det behövs:
 - Framtagandet av riktvärden
 - Utveckling av praktiska verktyg och arbetssätt på lokal och regional nivå, såsom samverkansforum och strategisk prioritering.

Baserat på dessa slutsatser formuleras följande konkreta rekommendationer för nästa steg:

- *Etablera nationella samverkansforum:* Verka skyndsamt för att etablera formella nätverk för kunskaps- och erfarenhetsutbyte mellan tillsynsmyndigheter. Ansvar för detta bör tas av en nationell aktör som SKR eller genom en samordnande roll för Länsstyrelserna för att säkerställa nationell räckvidd och långsiktighet.
- *Driv på för nationella riktlinjer:* Utarbeta omgående ett gemensamt underlag för att framföra ett samlat och kraftfullt krav till nationella myndigheter. Fokus måste ligga på att säkerställa framtagandet av nationella riktlinjer och riktvärden för tillsyn samt konkreta vägledningar för kravställning.
- *Genomför en fördjupad analys:* Det är av yttersta vikt att ett uppföljande arbete omedelbart initieras för att djupare analysera och konkretisera de åtgärdsförslag som identifierats i arbetet med PFAS-handboken och detta PM. Detta behöver inkludera en kartläggning av legala förutsättningar samt utveckling av pilotprojekt för att testa nya arbetssätt i praktiken.

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