



PFAS-rening vid dricksvattenproduktion

Pilottester för rening av klarfasen från flotationslam
med anjonbytare vid Görvålverket



Christian Baresel, Fredrik Hedman (IVL), Ewelina Basiak-Klingspetz, Daniel Hellström
(Norrvatten AB), Niclas Bornold och Jesper Karlsson (IVL)

Rapportnummer: B11218

I samarbete med: Norrvatten AB

Författare: Christian Baresel, Fredrik Hedman (IVL), Ewelina Basiak-Klingspetz, Daniel Hellström (Norrvatten AB), Niclas Bornold och Jesper Karlsson (IVL)

Medel från: Norrvatten AB och Stiftelsen Institutet för Vatten- och luftforskning (SIVL)

Granskare: Linda Önnby

Godkännare: Stefan Pettersson och Ingrid Nohlgren

ISBN: 978-91-7883-823-3

Förord

Denna rapport redovisar resultat från ett pilotprojekt där jonbytesmassa för att avskilja Per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) utvärderats som en potentiell lösning för effektiv och hållbar rening av PFAS vid Norrvattens vattenverk Görvålverket. Syftet med projektet har varit att undersöka teknikens lämplighet för framtida implementering, med fokus på reningseffektivitet, resursanvändning, driftaspekter och miljöpåverkan.

Författarna vill rikta ett varmt tack till **Norrvatten AB** och **Stiftelsen IVL Svenska Miljöinstitutet** för engagemanget och de resurser som möjliggjort pilotprojektet.

Ett särskilt tack riktas till Niclas Lager, Linnéa Sörenby och Alice Pettersson Jacks från Norrvatten, som ansvarat för drift av pilotanläggningen och därigenom möjliggjort projektets genomförande. Tack även till Erika Svenningsson från KTH, vars examensarbete utgjorde en viktig del av projektets inledande fas, inklusive genomförande av skakförsök och uppstart av pilotförsöken.

Vi hoppas att denna rapport kan bidra med praktisk kunskap och inspiration i olika satsningar för att lösa PFAS-utmaningen, både inom och utanför Sverige.

Stockholm, mars 2026

Författarna

Sammanfattning

Från och med 2026 gäller nya gränsvärden för PFAS i dricksvatten i Sverige, där summan av fyra särskilt relevanta ämnen ur hälsosynpunkt (PFOS – perfluoroktansulfonat, PFOA – perfluoroktansyra, PFHxS – perfluorhexansulfonat och PFNA – perfluorononansyra; Σ PFAS4) inte får överstiga 4 ng/l hos användaren. Vid Norrvattens huvudvattenverk Görvålverket, som tar sitt råvatten från östra Mälaren, ligger PFAS-halterna i råvattnet i nivå med eller nära detta gränsvärde. Samtidigt har den flotation (DAF – dissolved air flotation), som installerats för att öka produktionskapaciteten, visat sig bidra till avskiljning av PFAS i vattenverket. Detta innebär dock att PFAS koncentreras till flotations slammet, och vidare till klarfasen från slambehandlingen, som idag återförs till Mälaren. Projektets mål har därför varit att undersöka om anjonbyarteknik kan användas för att reducera PFAS i denna klarfas till nivåer som motsvarar, eller understiger bakgrundshalterna i Mälaren, det vill säga till cirka 4,5–5 ng/l som Σ PFAS4.

Projektet omfattade både inledande skakförsök och långvariga pilotförsök i kontinuerlig drift. Skakförsöken användes för att indikativt jämföra olika kommersiella jonbytarmassor samt för att undersöka betydelsen av vattenkvalitet, partiklar och polymertillsats, medan pilotanläggningen användes för att utreda reningseffektivitet och resursförbrukning under realistiska förhållanden för olika jonbytarmassor.

Pilotanläggningen placerades vid Görvålverket och drevs från juli 2024 till december 2025. Den bestod av fyra parallella kolonner med olika anjonbytarmassor. Under större delen av försöksperioden uppnåddes en reduktion av Σ PFAS4 över 90 %, och i två av kolonnerna kunde utgående halter under målvärdet 4,5 ng/l upprätthållas upp till cirka 110 000 behandlade bäddvolymeter. PFOS och PFHxS reducerades generellt med mycket hög effektivitet, medan PFNA och PFOA visade något tidigare avtagande reduktion. Resultaten visar därmed att anjonbyartekniken har hög kapacitet för de reglerade PFAS4-ämnena i denna matris.

En viktig slutsats är att tekniken när den tillämpas på mer koncentrerade sidoströmmar framstår som resurseffektiv. Den uppnådda medieförbrukningen uppskattades till mindre än 5,9 g jonbytarmassa per m³ behandlat vatten. Den borttagna mängden Σ PFAS4 uppskattades till cirka 6,1–9,1 µg per gram jonbytarmassa. Jämförelser med publicerade data tyder på att medieförbrukningen i denna pilot ligger lågt i förhållande till andra jonbytartilämpningar och

väsentligt lägre än vad som kan förväntas för granulerat aktivt kol (GAK) vid motsvarande reningsmål. Direkt jämförelse med andra studier är dock endast indikativa eftersom genombrottskriterier, PFAS-profil och vattenkemi kan variera avsevärt.

Pilotförsöken gav också viktig kunskap om drift och implementering. De huvudsakliga utmaningarna var kopplade till igensättning av förfilter och kolonner, främst till följd av polymerrester, organiskt material och variationer i slambehandlingen. Backspolning visade sig nödvändig som en integrerad del av processen, men påverkade inte reningseffektiviteten av PFAS och gav inga tydliga indikationer på utlakning av PFAS från massan. Förhöjda halter av organiskt material, turbiditet och metaller i backspolvattnet tyder på att backspolningen främst avlägsnade ackumulerat material från bädden, inklusive organiskt material, partiklar och metallhaltiga avlagringar.

Kemisk tvätt av en kolonn med natriumhydroxid genomfördes som ett enskilt test och visade på en temporär förbättring av kapaciteten. Resultaten är dock begränsade och ger inte underlag för att bedöma metodens långsiktiga effektivitet eller praktiska relevans.

Potentiellt läckage av aminer från jonbytarmassor har inte undersökts specifikt i denna studie. Baserat på rapporterade halter i litteraturen samt att tillämpningen avser en sidoström bedöms risken för påverkan som begränsad, men frågan bör beaktas vid tillämpning av tekniken.

Sammantaget indikerar resultaten att anjonbyartekniken kan vara ett lovande alternativ för att minska PFAS-belastningen från denna typ av sidoström. En fullständig bedömning av teknikens långsiktiga hållbarhet kräver dock vidare studier, särskilt avseende materialhantering samt miljöpåverkan i ett livscykelperspektiv. Resultaten visar också att god förbehandling, robust styrning och tryckfallsstyrd backspolning är viktiga förutsättningar för stabil drift.

Summary

From 2026, new regulatory limits for PFAS in drinking water apply in Sweden, where the sum of four priority substances from a human health perspective (PFOS – perfluorooctane sulfonate, PFOA – perfluorooctanoic acid, PFHxS – perfluorohexane sulfonate and PFNA – perfluorononanoic acid; Σ PFAS4) must not exceed 4 ng/L at the consumer's tap. At Norrvatten's main drinking water treatment plant, Görvålverket, which uses raw water from eastern Lake Mälaren, PFAS concentrations in the raw water are at or close to this limit. At the same time, dissolved air flotation (DAF), installed to increase production capacity, has been shown to contribute to PFAS removal within the treatment process. However, this leads to a concentration of PFAS in the flotation sludge and subsequently in the supernatant from sludge treatment, which is currently discharged back to Lake Mälaren. The objective of this project was therefore to investigate whether anion exchange technology can be used to reduce PFAS concentrations in this supernatant to levels corresponding to, or below, background concentrations in Lake Mälaren, i.e. approximately 4.5–5 ng/L as Σ PFAS4.

The project included both initial batch (shake) tests and long-term pilot-scale experiments under continuous operation. The batch tests were used to comparatively assess different commercial ion exchange resins and to evaluate the influence of water quality, particles and polymer addition, while the pilot plant was used to investigate treatment performance and resource consumption under realistic operating conditions.

The pilot plant was installed at Görvålverket and operated from July 2024 to December 2025. It consisted of four parallel columns with different anion exchange resins. During most of the experimental period, a reduction of Σ PFAS4 above 90% was achieved, and in two of the columns, effluent concentrations below the target value of 4.5 ng/L were maintained up to approximately 110,000 treated bed volumes. PFOS and PFHxS were generally removed with very high efficiency, while PFNA and PFOA showed a somewhat earlier decline in removal. These results indicate that anion exchange technology has a high capacity for the regulated PFAS4 compounds in this matrix.

An important finding is that, when applied to more concentrated side streams, the technology shows low material consumption per treated volume. The media consumption was estimated at less than 5.9 g of ion exchange resin per m³ of treated water. The removed amount of Σ PFAS4 was estimated at approximately

6.1–9.1 µg per gram of resin. Comparisons with published data suggest that the media consumption observed in this pilot is low relative to other ion exchange applications and substantially lower than what can be expected for granular activated carbon (GAC) at similar treatment targets. However, direct comparisons between studies should be interpreted with caution, as breakthrough criteria, PFAS composition and water chemistry may differ significantly.

The pilot experiments also provided important insights into operation and implementation. The main operational challenges were related to clogging of pre-filters and columns, primarily due to polymer residues, organic matter and variations in sludge treatment. Backwashing was found to be a necessary part of the process but did not affect PFAS removal efficiency and showed no clear indications of PFAS release from the resin. Elevated concentrations of organic matter, turbidity and metals in the backwash water indicate that backwashing primarily removed accumulated material from the bed, including organic matter, particles and metal precipitates.

Chemical cleaning of one column with sodium hydroxide was conducted as a single test and showed a temporary improvement in capacity. However, the results are limited and do not provide a basis for assessing the long-term effectiveness or practical applicability of this approach.

Potential leaching of amines from ion exchange resins was not specifically investigated in this study. Based on reported concentrations in the literature and the fact that the application concerns a side stream, the risk of impact is considered to be limited, although this aspect should be taken into account when implementing the technology.

Overall, the results indicate that anion exchange technology may be a promising option for reducing PFAS loads from this type of side stream. A full assessment of the long-term sustainability of the technology requires further studies, particularly with respect to material management and environmental impacts from a life cycle perspective. The results also show that effective pre-treatment, robust process control and pressure-driven backwashing are important prerequisites for stable operation.

Innehållsförteckning

Förord	3
Sammanfattning	4
Summary	6
1 Inledning	9
1.1 Bakgrund	9
1.2 Mälaren som dricksvattentäkt	9
1.3 Norrvatten och Görvålverket	10
1.4 Regelverk kring behov på rening av PFAS	11
1.5 Syfte och mål	12
1.6 Begränsningar och avgränsningar	13
2 Metod och genomförande	13
2.1 Undersökta anjonbytarmassor	13
2.2 Initiala skakförsök	15
2.3 Pilotuppsättningen	16
2.4 Drift- och backspolningsstrategi	17
2.5 Provtagningar och analyser	18
2.6 Resurs- och kostnadsanalys	20
3 Resultat och diskussion	20
3.1 Skakförsök	20
3.2 Antal behandlade bäddvolymmer	24
3.3 Drifterfarenheter från pilotanläggningen	25
3.4 Reningsresultat avseende PFAS	27
3.5 Rening av andra parametrar	29
3.5.1 Drift- och vattenkvalitetsparametrar	29
3.5.2 Metaller och oorganiska joner	31
3.5.3 Genotoxicitet	32
3.6 Potentiellt läckage av aminer	33
3.7 Effekt av backspolning på reningseffektiviteten	34
3.8 Tvätt av anjonbytarmassa i K4	36
3.9 Resurseffektivitetsbedömning	37
3.10 Implementeringsaspekter	39
4 Slutsatser och rekommendationer	41
5 Referensförteckning	44
6 Bilagor	46
6.1 Analysresultat PFAS	46
6.2 Analysresultat standardparameter	48
6.3 Analysresultat metaller och huvudjoner	51

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) har under flera decennier använts i en rad produkter, såsom brandskum, textilier och kosmetika, på grund av sina smuts-, fett- och vattenavvisande egenskaper. Ämnena är mycket stabila och bryts inte ned av solljus, kemiska processer eller värme, vilket gett dem benämningen "evighetskemikalier". Hälsoeffekter har påvisats för några få PFAS-föreningar, bland annat kopplingar till cancer, fertilitetsstörningar och fetma. För en utförlig genomgång av kunskapsläget kring PFAS-egenskaper, spridning, användningsområden och miljö- och hälsoeffekter hänvisas läsaren t.ex. till Kemikalieinspektionens "Kunskapssammanställning om PFAS" (KEMI, 2021).

Det omfattande användandet av dessa ämnen har lett till spridning av PFAS i miljön inklusive olika vattenmiljöer. Därmed återfinns PFAS även i naturliga vattenresurser som används som råvatten för dricksvattenproduktion, vårt viktigaste livsmedel.

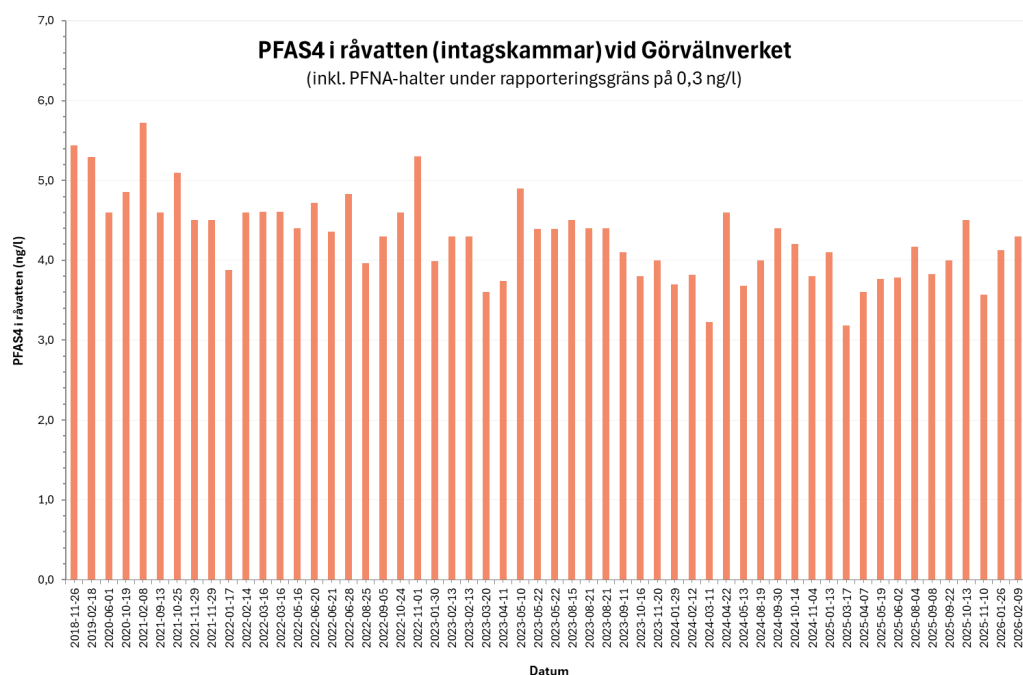
1.2 Mälaren som dricksvattentäkt

Mälaren utgör Sveriges största dricksvattentäkt och försörjer flest människor i landet med dricksvatten. I den östra delen av Mälaren tas råvatten bland annat in till Görvälnverket, som drivs av Norrvatten och levererar dricksvatten till omkring 700 000 invånare i norra Stockholm. Samma vattentäkt används även av Lovö och Norsborgs vattenverk, som drivs av Stockholm Vatten och Avfall. Tillsammans försörjer dessa tre anläggningar över 1,5 miljoner människor i Stockholmsområdet med dricksvatten.

PFAS4 är en samlingsparameter för fyra PFAS-ämnen, som bedömts särskilt viktiga ur hälsosynpunkt, och där ett gränsvärde i dricksvatten hos användaren har införts som gäller från och med 2026 med nivån 4 ng/l som \sum PFAS4. Halten för \sum PFAS4 i östra delen av Mälaren ligger i intervallet ca 3–6,5 ng/l (Ekman och Ejhed, 2023).

Av Figur 1, som visar historiska PFAS4-halter i intagskammaren till Görvälnverket, framgår att halterna uppvisar en svagt nedåtgående trend över tid. Under de senaste åren har denna trend dock avtagit, och haltnivån har stabiliserats kring

cirka 4 ng/l, med viss variation mellan provtagningstillfällen. I figuren inkluderas även PFNA i Σ PFAS4, trots att halterna i många fall ligger under rapporteringsgränsen (0,3 ng/l). För dessa fall har PFNA hanterats som rapporteringsgräns i beräkningen, vilket innebär att den faktiska Σ PFAS4-halten kan vara något lägre än den redovisade. PFNA ingår dock i summaparametern och inkluderas därför för att ge en konsekvent och jämförbar redovisning över tid.



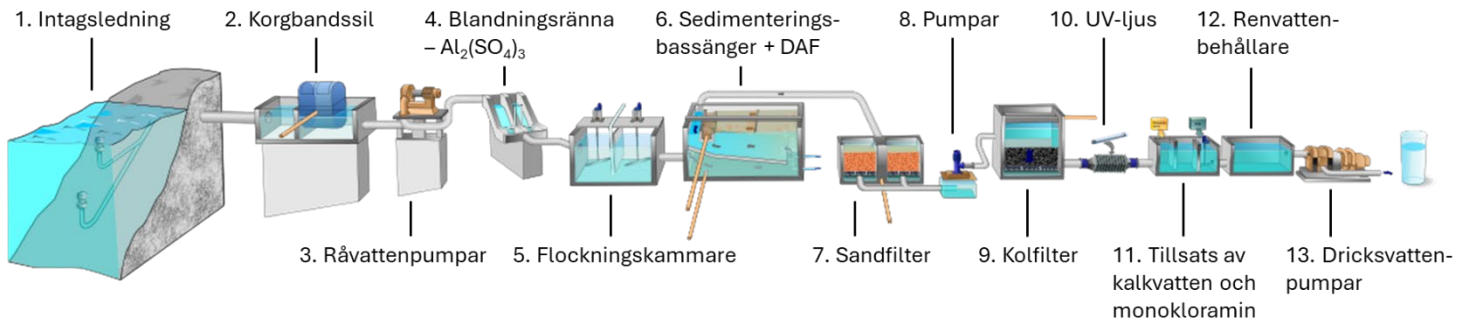
Figur 1. Historiska PFAS4-halter i intagskammaren till Görvålverket. PFNA ingår i Σ PFAS4 även vid halter under rapporteringsgränsen (0,3 ng/l), vilket kan innebära en viss överskattning av summan.

1.3 Norrvatten och Görvålverket

Norrvatten förser 14 kommuner i norra Storstockholm med dricksvatten. Råvattnet från Mälaren passerar en mikrosil för borttagning av större partiklar och skräp, och sedan en flockning med hjälp av kemikalier för avlägsnandet av små partiklar i flotation-/sedimenteringsbassänger. Efter partikelavskiljningen leds vattnet genom sandfilter, där kvarvarande partiklar avlägsnas, följt av biofilter med granulerat aktivt kol (GAK) som tar bort eventuell lukt och smak. Det renade vattnet desinficeras med UV-ljus, varefter pH justeras och en låg dos monokloramin tillsätts för att ge ett kvarvarande desinfektionsskydd i ledningsnätet (Figur 2).

PFAS-RENING VID DRICKSVATTENPRODUKTION

Pilottester för rening av klarfasen från flotations slam med anjonbytare vid Görvålverket



Figur 2. Görvålverkets reningsprocess (Norrvatten AB).

För att möta den ökade efterfrågan på dricksvatten har sedimentationsbassängerna kompletterats med flotation (dissolved air flotation - DAF). Förutom ökad kapacitet har DAF visat sig bidra till reduktion av PFAS-halter i vattnet eftersom DAF fungerar som en skumfraktioneringsprocess och den har visat sig kunna avskilja PFAS-föreningar med sex eller fler fluorerade kolatomer (Vikström 2023).

Processen genererar ett vattnigt flotations slam med förhöjd PFAS-halt, vilket samlas tillsammans med sedimentationsslammet för avvattning med hjälp av lamellförtjockare och centrifuger. Den klarfas som erhålls från avvattningen innehåller huvuddelen av den PFAS som avskiljts i flotationsprocessen och återförs därmed till Mälaren. Rening av klarfasen från vattenverkets slambehandling är därmed i sig inte avgörande för att uppfylla kraven för PFAS i utgående dricksvatten. Den är ändå viktig eftersom varje PFAS-källa bidrar till den samlade belastningen, och eftersom det är olämpligt att släppa ut förhöjda PFAS-halter i direkt anslutning till råvattentäkten.

Förstärkning av produktionskapacitet och avskiljande förmåga med avseende på PFAS genom flotation är dock en temporär lösning i väntan på färdigställandet av det nya vattenverket där PFAS kommer avskiljas med aktivt kol. Detta tar dock ytterligare ett antal år, varför det varit angeläget för Norrvatten att hitta kostnadseffektiva och hållbara lösningar under tiden för att ta hand om den PFAS som finns i klarfasen från befintlig anläggning.

1.4 Regelverk kring behov på rening av PFAS

PFAS har under de senaste åren uppmärksammats som ett växande problem för dricksvattenförsörjningen, både nationellt och internationellt. Kartläggningar i Sverige visar att ämnesgruppen är utbredd; i en nationell undersökning från Livsmedelsverket (2021) detekterades PFAS i ungefär hälften av analyserade prover från både råvatten och dricksvatten vid kommunala vattenverk. Studien

omfattade totalt 580 vattenverk och visade att förekomsten av PFAS är vanligt förekommande i svenska vattentäkter.

Regelverket för PFAS i dricksvatten har successivt utvecklats i takt med ökad kunskap om ämnenas hälsoeffekter. Efter uppmärksammade fall i bland annat Uppsala och Kallinge under 2010-talet tog Livsmedelsverket fram vägledande åtgärdsgränser, initialt för sju PFAS-ämnen (PFAS7) och senare utökade till elva (PFAS11). Dessa riktvärden var dock inte juridiskt bindande utan fungerade som stöd för riskbedömning och åtgärder.

Ett viktigt steg togs i och med det reviderade EU-direktivet för dricksvatten (2020/2184), där bindande gränsvärden för PFAS infördes. Direktivet anger dels ett gränsvärde på 100 ng/l för summan av 20 PFAS-ämnen (Σ PFAS20), dels ett gränsvärde på 500 ng/l för total PFAS. Medlemsstaterna har möjlighet att tillämpa ett eller båda dessa värden. I Sverige har direktivet införts genom Livsmedelsverkets föreskrift (LIVSFS 2022:12), som trädde i kraft 2023. I samband med implementeringen har Sverige valt att införa strängare krav än vad som krävs enligt EU-direktivet. Från och med 1 januari 2026 gäller ett gränsvärde på 4 ng/l för summan av fyra särskilt relevanta PFAS-ämnen ur hälsosynpunkt (Σ PFAS4: PFOS, PFOA, PFHxS och PFNA), samt 100 ng/l för summan av ett bredare urval ämnen (Σ PFAS21). Dessa värden baseras på det hälsobaserade riktvärde som tagits fram av EFSA (2020).

Utöver dricksvattenregleringen omfattas PFAS även av EU:s ramdirektiv för vatten (via prioämnesdirektivet). Här finns redan etablerade miljökvalitetsnormer för PFOS, där årsmedelvärdet i inlandsvatten inte får överstiga 0,64 ng/l. Dessutom finns ett riktvärde på 90 ng/l för Σ PFAS11 vid punkter som representerar råvattenintag till dricksvatten. Dessa krav är implementerade i svensk lagstiftning genom Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25). Ytterligare skärpningar av regelverket är under utveckling. EU-kommissionen har föreslagit ett nytt gränsvärde på 4,4 ng/l för summan av PFOA-ekvivalenter, vilket senare utökats till att omfatta 25 PFAS-ämnen (PFAS25), inklusive trifluorättiksyra (TFA).

1.5 Syfte och mål

Projektet syftade till att testa olika jonbytesmassor för att avskilja PFAS från klarfasen från slambehandlingen vid Görvålverket, så att vatten som återförs till Mälaren innehåller PFAS-halter lika med eller lägre än bakgrunds nivåerna på cirka 4,5 ng Σ PFAS4/l som finns i Mälaren vid Görvålverket.

Mer specifikt avsåg projektet att besvara följande frågor:

1. Vilka anjonbytare är mest lämpliga för rening av PFAS4 i klarfas från slambehandlingen vid Görvålverket?
2. Vilket behov av förbehandling finns före filtrering genom jonbytesmassan?
3. Vilka drifttekniska förutsättningar och utmaningar är viktiga att beakta vid en eventuell implementering av tekniken?
4. Hur resurseffektiv är tekniken i relation till andra tekniska lösningar och internationella erfarenheter?

1.6 Begränsningar och avgränsningar

Även om projektet har utökats jämfört med den initiala projektplanen, till följd av bättre resultat än förväntat, har ekonomiska begränsningar ändå utgjort en faktor som påverkat hur många prover och analyser som kunnat genomföras. Praktiska begränsningar kopplade till driften av lamellseparatorn vid Görvålverket, samt den automatiska övervakningen och styrningen av pilotanläggningen, har också medfört inskränkningar i pilotdriften. Piloten stängdes vanligtvis av under helgerna för att undvika risk för igensättning till följd av återkommande driftproblem i lamellseparatorn.

Tidsbegränsningen för examensarbetet har medfört att endast en mindre del av försöken från det arbetet har kunnat inkluderas i den slutliga rapporteringen.

2 Metod och genomförande

Projektet omfattade både skakförsök i batch och pilotförsök i kontinuerlig drift. Skakförsöken användes som en inledande screening för att jämföra anjonbytermassor och dosnivåer under kontrollerade förhållanden, medan pilotförsöken genomfördes i pilotskala för att studera avskiljning av PFAS vid kontinuerlig drift och mer processnära betingelser.

2.1 Undersökta anjonbytermassor

De jonbytermassor (anion exchange, AIX) som ingick i skak- och pilotförsöken representerar kommersiellt tillgängliga anjonbytare som är utvecklade för avskiljning av PFAS och andra organiska anjoner ur vatten. Massorna skiljer sig åt avseende polymermatris, jonbytesgrupper och avsedd tillämpning, vilket möjliggör jämförelse av olika materialegenskapers betydelse för PFAS-avskiljning.

De selektiva jonbytesmassorna för PFAS utgörs i flera fall av starkt basiska anjonbytare funktionaliserade med kvartära ammoniumgrupper, där avskiljningen styrs av en kombination av jonbytesmekanismer, hydrofoba interaktioner och tillgänglig porstruktur, vilket sammantaget har stor betydelse för sorption av PFAS med olika kedjelängd och huvudgrupp.

- **Purofine PFA694E** (Purolite) är en starkt basisk anjonbytermassa med polymerbaserad struktur, framtagen för avskiljning av PFAS i vatten- och avloppsapplikationer.
- **Amberlite PSR2 Plus** (DuPont) är en starkt basisk anjonbytermassa med hög affinitet för organiska syror, inklusive PFAS, och är avsedd för behandling av både dricksvatten och processvatten.
- **Sorbix LC3** (ECT2) är en selektiv anjonbytermassa utvecklad specifikt för PFAS-avskiljning, med fokus på effektiv avskiljning av långkedjiga PFAS-föreningar.
- **Sorbix LC5** (ECT2) är en vidareutvecklad PFAS-selektiv jonbytermassa, optimerad för bredare PFAS-spektrum och förbättrad prestanda även i vatten med hög organisk belastning.
- **Lewatit TP108** (Lanxess) är en starkt basisk anjonbytermassa som ursprungligen utvecklades för avskiljning av organiska syror, men som genom sin modifierade funktionella grupp även uppvisar hög selektivitet för PFAS och därför kan användas för PFAS-avskiljning.

Purofine PFA694E, AmberLite PSR2 Plus och Lewatit TP 108 DW är alla styren/divinylbensen-baserade anjonbytermassor, men de skiljer sig åt vad gäller funktionell grupp, partikelstorleksfördelning och deklarerad selektivitet. PFA694E har en complex amino-grupp, medan PSR2 Plus har en kvartenär aminfunktion och Lewatit TP 108 DW en modifierad funktionell grupp för ökad PFAS-selektivitet. Information om den exakta funktionella gruppen är dock begränsad. Även för Sorbix LC3 och LC5 är de öppna tillgängliga uppgifterna begränsade, vilket gör dem svårare att jämföra på samma tekniska grund.

Av de fem anjonbytermassor ingick dock endast fyra i pilotförsöken, vilket främst berodde på begränsningar i antal kolonner som pilotanläggning var utrustad med. Med tanke på jämförande tester med olika produkter och leverantör valdes Sorbix LC3 bort från pilotförsöken.

2.2 Initiala skakförsök

Skakförsök genomfördes vid IVL som en inledande screening för att indikativt utvärdera avskiljningspotentialen hos olika anjonbytarmassor för PFAS i vatten. En definierad mängd massa tillsattes till en känd vattenvolym i förslutna provkärl, vilka placerades i en roterande skakmaskin för att säkerställa kontinuerlig kontakt mellan vattenfasen och massan under försöksperioden. Försöken utfördes vid rumstemperatur.

Som provmatrix användes främst klarfas från Görvålverkets lamellseparator. För att undersöka hur vattenkvalitet, inklusive förekomst av partiklar och eventuell påverkan av polymer, påverkade resultaten genomfördes försök både med ofiltrerad klarfas och med klarfas filtrerad genom patronfilter (50 µm och 5 µm). I utvalda försök användes även klarfas från sedimenterat flotations slam utan polymertillsats för att möjliggöra jämförelser mellan vatten med och utan polymerpåverkan.

Försöken genomfördes i flera omgångar där dosnivåer och upplägg justerades successivt. Standardkontakttiden i screeningförsöken var 24 timmar, med kompletterande försök vid andra kontakttider i utvalda fall. Nollprover utan tillsatt massa inkluderades och hanterades parallellt. Efter avslutad skakning separerades vattenfasen från massan enligt standardiserat förfarande och prover togs ut för PFAS-analys.

För att uppskatta vid vilken belastning jämvikt mellan vattenfas och jonbytarmassa skulle kunna uppnås i kolonn användes resultaten från skakförsöken efter sju dygns kontakttid. För respektive PFAS-förening anpassades ett linjärt samband mellan halt i lösning och upptag på jonbytarmassan, där regressionen tvingades genom origo. Lutningen för respektive regressionslinje användes därefter som ett mått på fördelningen mellan vattenfas och jonbytarmassa inom det undersökta koncentrationsintervallet.

För varje PFAS beskrevs sambandet mellan halt i lösning, C (ng/l), och upptag på jonbytarmassan, q (µg/g), enligt:

$$q = k \cdot C$$

där k utgör lutningen från den linjära regressionen baserad på skakförsöken.

Den totala mängd PFAS som kan bindas i kolonnen vid jämvikt, M (μg), beräknades som:

$$M = q \cdot m$$

där m är massan jonbytarmassa i kolonnen (g).

Den vattenvolym, V (L), som motsvarar denna mängd vid inkommande halt, C_{in} , beräknades enligt:

$$V = \frac{M}{C_{in}}$$

Antalet bäddvolym, BV , beräknades därefter som:

$$BV = \frac{V}{BV_{kolonn}}$$

där BV_{kolonn} är kolonnens bäddvolym (1,98 L).

Beräkningen ska ses som en förenklad uppskattning. Det antas att det linjära samband som observerades i skakförsöken även är giltigt i kolonnförsök, samt att jämvikt kan beskrivas utifrån en representativ inkommande medelhalt. Beräkningen tar därmed inte fullt ut hänsyn till skillnader i hydraulik, masstransport, eventuell biologisk aktivitet eller förändringar i vattnets sammansättning över tid.

2.3 Pilotuppsättningen

Pilotförsök genomfördes i pilotskala för att studera PFAS-avskiljning i kontinuerlig drift med anjonbytarmassor i kolonn. Pilotuppställningen som visas i Figur 3 bestod av fyra parallella sorptionskolonner som matades med klarfas från lamellseparator (L2). Klarfasen pumpades först till en tank med lecafilter (T1), vidare till en utjämnings tank (T2) och därefter genom två patronfilter (50 μm och 5 μm) till en matningstank (T3). Från matningstanken pumpades vattnet till kolonnerna (K1 – K4). T1, ett luftat lecafilter, inkluderades baserat på tidigare tester för att reducera rester av tillsatt polyakrylamid från lamellsteget. Inför pilotförsöken ersattes det befintliga filtermaterialet (leca kulor) med nytt material.



Figur 3. AIX-pilotanläggningen vid Görvälnverket med inloppstanken med lecakulor (T1) för grovrening till vänster, utjämningsstanken (T2) i mitten, matningstank (T3) med tvåstegs patronfilter bakom pilotskiden, och kolonnskiden med fyra kolonner (K1-K4) och tillhörande matningspump.

2.4 Drift- och backspolningsstrategi

Varje kolonn packades med cirka 2 liter anjonbytarmassa, med en produkt per kolonn. Före uppstart backspolades kolonnerna med dricksvatten under 15 minuter för att avlägsna finmaterial och eventuellt skadat material. Baddexpansionen var cirka 40 % vid backspolning. Piloten drevs med målsättningen att hålla ett volymflöde på 0,667 l/min, vilket motsvarar en kontakttid (empty bed contact time – EBCT) på cirka 3 minuter och en ybelastning på ca 11 m/h. Till följd av igensättning av filtermassan och slitage i pumphuvudena uppstod dock avvikelser från detta, flöde. När sådana avvikelser identifierades genom manuella flödeskontroller, justerades flödet vid behov.

Under den inledande delen av försöksperioden, som genomfördes inom ramen för examensarbetet, följdes tryckökningen i kolonnerna noggrant. Backspolning genomfördes då när behov uppstod (Svenningsson 2024). För att underlätta driften av piloten ändrades detta till en regelbunden backspolning i samtliga kolonner i början av varje driftvecka.

För backspolning av kolonnerna användes dricksvatten som pumpades från en behållare. För detta flyttades sugsidan på befintlig matarpump från matningstank T3 till behållaren och ventilerna i piloten ställdes sedan om till backspolning. Flödet leds då underifrån och upp i kolonnen och utgående vatten till avlopp. Backspolflödet anpassades på pumpen för att få anjonbytarmassan i respektive kolonn i suspension utan att riskera att spola ut massan. Vid behov användes även

mekaniska hjälpmedel vid backspolning (se 3.2). För att förbättra effekten av backspolningen sänktes ibland vattenpelaren i kolonnen och pumpen tilläts pumpa luft underifrån och upp för att skaka loss igensättningar innan dessa spolades ut med vatten.

2.5 Provtagningar och analyser

Provtagning över piloten genomfördes vid flera tidpunkter över hela driftperioden som startade 2024-07-09 och avslutades 2025-12-10 enligt Tabell 1. Prover togs från inkommande vatten (lamellklarfas) samt från relevanta steg i uppställningen (mellantank/matningstank) och från respektive kolonnutlopp (Figur 3) för efterföljande PFAS-analys. I tillägg togs prover från backspolvatten och från tvättvatten från försöken med att återställa reningskapacitet i en av kolonnerna (se 3.8). Prover över pilotanläggningen togs som blandprover bestående av fyra stickprover som samlades in under 1,5–2 timmar för provpunkterna L2 och K1–K4, med hjälp av en liters plastdunkar. För provpunkterna T2 och T3 togs endast ett stickprov, då vattenvolymer i dessa punkter bedömdes som tillräcklig. Provtagningen genomfördes i flödesriktningen, med start i lamellseparatorn och avslut efter respektive kolonn.

Tabell 1. Provtagningar för PFAS analyser.

Provtagning	Provpunkter	Kommentar
2024-07-11	L2, T2, T3, K1-K4	Efter uppstart, PFAS21 analyserat
2024-08-06	L2, T2, T3, K1-K4	PFAS ej analyserat i L2 och T2 (miss)
2024-08-14	T3, K1-K4, Backspolvatten K1-K4	Endast analys av TOC/DOC, metaller och huvudjoner
2024-08-21	L2, T2, T3, K1-K4	
2024-11-04	L2, T3, K1-K4	Metaller och huvudjoner ej analyserade
2025-03-18	L2, T2, T3, K1-K4	
2025-04-01	L2, T2, T3, K1-K4	PFAS ej analyserat
2025-05-13	L2, T2, T3, K1-K4	PFAS ej analyserat i T2
2025-05-19	Tvättvatten K4	Tvätt av K4 för återställning
2025-07-01	L2, T2, T3, K1-K4	PFAS ej analyserat i T2
2025-09-03	L2, T2, T3, K1-K4	PFAS ej analyserat i T2
2025-10-21	T3, K1-K4, Backspolvatten K1-K4 Dricksvatten (för backspolning)	PFAS ej analyserat
2025-10-22	L2, T2, T3, K1-K4	PFAS ej analyserat i T2
2025-12-09	L2, T3, K1, K3 och K4 Backspolvatten K1, K3 och K4 Dricksvatten (för backspolning)	Före avstängning av piloten; provtagning före och efter backspolning. K2 kunde ej provtas

En uppsättning med prover skickades till externa laboratorier för analys av PFAS och en uppsättning lämnades till Norrvattens eget laboratorium för analys av turbiditet, UV-absorbans vid 254 nm, TOC, pH, konduktivitet, löst aluminium, järn och mangan, samt fluorid, klorid och sulfat vid några tillfällen. Tillkommande

prover från backspolvatten eller tvättvatten skickades också till både extern och intern analys.

PFAS-analyser utfördes av Eurofins (och delvis SGS för vissa prover från skakförsöken) enligt standardmetod DIN 38407-42 med interna metodmodifieringar. Metodiken baseras på etablerade internationella riktlinjer för PFAS-analys, inklusive vägledning från UNEP Branch (2015). Analyserna genomfördes vid Eurofins laboratorium i Lidköping. Som standard analyserades PFAS4 (PFNA, PFOA, PFHxS och PFOS). Vid det första provtillfället utökades analysen till PFAS21 för att undersöka förekomst och fördelning av ytterligare PFAS-föreningar (se Tabell 1).

Valet av PFAS4 som rutinpaket baserades dels på att PFAS4 är den mest relevanta parametern för dricksvattenberedning utifrån gällande regelverk (se 1.4), dels på kostnadsskäl, då analys av fler PFAS också innebär högre analyskostnader. Halterna av PFAS4 i klarfasen låg tydligt över både gränsvärdet och bakgrundshalterna (Figur 1), till skillnad från PFAS21 där halterna låg under gränsvärdet. PFAS4 utgörs i detta sammanhang av långkedjiga PFAS, vilka också är de ämnen som främst tenderar att anrikas i flotations slam. Den utökade screeningen vid det första provtillfället visade dessutom att PFAS4 utgjorde cirka 90 % av summan av PFAS11, vilket ytterligare stödjer valet av PFAS4 som representativ parameter för den undersökta matrisen.

Interna analyser vid Norrvattens laboratorium utfördes enligt gällande och validerade analysmetoder för respektive parameter.

Vid ett tillfälle (2025-04-02) skickades prover före och efter kolonn 3 (K3) till BioCell Analytica i Uppsala för effektbaserade toxikologiska tester. Syftet var att undersöka potentiell genotoxicitet med ett mikrokärntest på humana celler odlade *in vitro*, och utfallet analyserades med flödescytometri. Testet detekterar DNA-skador och används för att identifiera ämnen med mutagen potential. Inför analys koncentrerades proverna med fastfasextraktion (SPE) vid BioCell Analytica. De koncentrerade proverna analyserades därefter vid olika koncentrationsnivåer, angivna som relative enrichment factor (REF), vilket beskriver hur många gånger provet koncentrerats jämfört med ursprungligt vattenprov.

2.6 Resurs- och kostnadsanalys

För kostnadsberäkningen användes ett övergripande riktvärde för pris på jonbytarmassa om 105 kr/kg (inklusive transport), baserat på information från leverantörer under 2025 vid leverans av större kvantiteter. Inga specifika offerter har inhämtats för de jonbytarmassor som ingick i projektet. Priset kan därför variera beroende på leverantör, volym och marknadsförutsättningar. De beräkningsresultat som redovisas i denna rapport bör därmed betraktas som indikativa.

Som emissionsfaktor för de använda jonbytarmaterialen antas ett värde på 3,3 t CO_{2ekv}/ton plus 1,4 t CO_{2ekv}/ton för destruktion. Dessa uppgifter baseras på olika emissionsdata för ingående råmaterial och tillverkningsprocessen som sammanställts av IVL baserat på Ecoinvent miljödatan. Specifika emissionsdata för de aktuella jonbytarmaterialen saknas i tillgängliga databaser, varför denna uppskattning har använts som en representativ approximation.

För att sätta reningseffektivitet och materialbehov samt kostnader i ett sammanhang används även resultat från en nyligen genomförd pilotstudie i Danmark (VUDP, 2024).

3 Resultat och diskussion

3.1 Skakförsök

Tabell 2 redovisar samtliga analysresultat från fyra omgångar skakförsök där olika jonbytarmassor och doser utvärderades för rening av PFAS4 i klarfas från Norrvattens slamhantering.

I den första försöksomgången utvärderades enbart Purofine PFA694E i två doser för att ge en initial indikation på reningseffekten och identifiera ett lämpligt doseringsintervall. Doserna fastställdes utifrån att klarfasen innehåller relativt låga halter av konkurrerande anjoner och DOC, och motsvarade beräknade jämviktslägen vid cirka 345 000 respektive 575 000 bäddvolymklarfas. Resultaten varierade och någon tydlig dosberoende förbättring kunde inte observeras (Tabell 2). I vissa fall föreföll halterna till och med öka efter tillsats av jonbytarmassa, vilket sannolikt kan förklaras av analysosäkerheter samt att de testade doserna var för låga för att ge mätbar avskiljning av PFAS4. En ytterligare möjlig förklaring är att jämvikt uppnås långsammare vid låga halter och låga doser av jonbytarmassa.

Under sådana förhållanden är den drivande kraften för sorption begränsad, samtidigt som systemets totala sorptionskapacitet och tillgängliga kontaktyta är liten. Det kan inte uteslutas att även jonbytermassans morfologi och kemiska funktionalisering bidrar till ett utdraget jämviktsförlopp. För PFAS-selektiva resiner påverkas sorptionskinetiken sannolikt av såväl porstruktur och tvärbindningsgrad som tillgängligheten hos de funktionella grupperna, samtidigt som hydrofoba interaktioner och intrapartikulär diffusion kan vara av betydelse för upptaget av längre PFAS.

Baserat på dessa resultat genomfördes en andra omgång där samtliga jonbytermassor, med undantag för Lewatit TP108 som inte hade levererats, testades vid högre doser ca 5 och 10 mg/l motsvarande ungefärliga jämviktslägen vid 70 000 och 140 000 bäddvolymer (BV, Tabell 2). Resultaten indikerade för de flesta undersökta PFAS en viss reduktion med ökad dos. Undantag noterades dock, exempelvis för PFNA där ingen tydlig reduktion observerades för PFA694E och LC5. Generellt var reduktionen måttlig, omkring 10–30 % för Σ PFAS₄, och flera analyser visade ingen tydlig dos-responsrelation. Analyserna utfördes av SGS, och för nollprov samt prover med PFA694E och LC5 genomfördes parallella analyser vid Eurofins. Skillnader mellan laboratoriernas resultat beror delvis på olika klassningar av proverna som rent respektive smutsigt vatten vilket påverkat upparbetning och rapporteringsgränser. Trots detta gav båda laboratorierna övergripande likartade indikationer. En möjlig förklaring till den begränsade reduktionen bedömdes utgöras av att kvarvarande partiklar, flockrester eller kolloidalt organiskt material från slamhanteringen fortfarande fanns i vattnet efter lamellsedimenteringen och påverkade PFAS-fördelningen mellan löst och partikelassocierad fas. Detta kan ha minskat den andel PFAS som var direkt tillgänglig för jonbytermassan eller medfört konkurrerande effekter från organiskt material, vilket sammantaget kan ha bidragit till en lägre eller långsammare observerad avskiljning.

PFAS-RENING VID DRICKSVATTENPRODUKTION

Pilottester för rening av klarfasen från flotations slam med anjonbytare vid Görvålverket

Tabell 2. Analysresultat från skakförsen fyra omgångar med de olika anjonbytarmassor (AIX).

Omgång & typ AIX och tillsatt mängd	PFAS halter (ng/l)				
	PFHxS	PFNA	PFOA	PFOS	ΣPFAS4
Omgång 1 (2024-05-07) – kontakttid 24 h					
Nollprov (klarfas)	5,5	5,5	9	68	88
PFA694E 1,2 mg/l	5,7	6,3	10	48	70
PFA694E 2,0 mg/l	5,1	6,7	7,5	78	97
Omgång 2 (2024-05-07) – kontakttid 24 h					
Nollprov (klarfas)*	4,7	5,7	8,1	86	100
PFA694E 6,4 mg/l*	4,2	5,9	6,3	61	77
PFA694E 9,8 mg/l*	3,8	5,1	6,7	70	86
LC5 5,4 mg/l*	4,6	5,7	7,1	71	88
LC5 11 mg/l*	3,9	6,1	6,4	67	83
LC3 5,0 mg/l*	4,5	5,2	6,5	72	88
LC3 11 mg/l*	3,8	5,3	6	64	79
PSR2 plus 5,1 mg/l*	3,7	<5	5,7	48	57
PSR2 plus 10 mg/l*	4,2	<5	6	59	69
PFA694E 9,8 mg/l	4,7	4,9	6,1	49	65
PFA694E 6,4 mg/l	4,7	5	7,3	56	73
LC5 5,4 mg/l	4,8	4,8	7,1	56	73
LC5 11 mg/l	5	4,9	6,7	57	74
Omgång 3 (2024-05-28) – kontakttid 24 h					
Nollprov (klarfas)*	3,7	4,9	7,1	42	58
PSR2 plus 5,1 mg/l*	4,2	4,5	6,9	39	54,6
PSR2 plus 10 mg/l*	2,8	3,9	6,5	34	47
Nollprov (klarfas)	3	2,8	4,8	30	41
PFA694E 4,9 mg/l	2,8	2,7	4,3	27	37
PFA694E 9,8 mg/l	2,4	2,5	4,1	21	30
LC5 5,4 mg/l	2,9	2,6	4,5	28	38
LC5 11 mg/l	2,6	2,5	4,3	27	36
LC3 5,4 mg/l	2,8	2,8	4,5	23	33
LC3 11 mg/l	2,6	2,5	4,2	26	35
PSR2 plus 5,1 mg/l	2,7	2,5	4,7	26	36
PSR2 plus 10 mg/l	2,4	2,4	4	24	33
Omgång 4 (2024-06-19 - 2024-06-25) – PFA694E 13 mg/l, olika kontaktider					
Nollprov (utan polymer)	7,2	9,9	15	120	150
1 dag (utan polymer)	4,3	4,9	9,6	57	76
7 dagar (utan polymer)	1,8	3,8	6	27	39
Nollprov (med polymer)	4,7	6,6	7,8	72	91
1 dag (med polymer)	3,4	4,4	6,4	44	58
7 dagar (med polymer)	1,1	2,3	4	16	23

* analyser utförd vid SGS

I den tredje försöksomgången tillämpades i huvudsak samma försöksupplägg som i den andra, men med den skillnaden att klarfas som behandlats i lecafilter och patronfilter användes för att undersöka om partiklar som kunde avskiljas genom enklare filtrering hade betydelse för resultaten. Resultaten var jämförbara, även om PFAS-halterna i nollprovet låg på en något lägre nivå. Resultat av omgång 3 visade tydligare dos-respons, där högre doser gav bättre reduktion, dock var skillnaderna

PFAS-RENING VID DRICKSVATTENPRODUKTION

Pilottester för rening av klarfasen från flotations slam med anjonbytare vid Görvålverket

fortfarande små och nära mätosäkerheten. Eftersom inga replikat genomfördes, kunde inga statistiskt signifikanta skillnader mellan jonbytarmassorna fastställas. I screeningen gav dock PFA694E den högsta observerade reduktionen av PFAS₄, 27 %, medan övriga massor uppvisade reduktioner på upp till 20 %.

Då PFA694E uppvisade bäst reduktion valdes denna ut för en sista omgång av batchförsök inför pilotförsöken. I den fjärde omgången testades ofiltrerat klarfas från lamell, som behandlar både sedimenterat slam och flotations slam behandlat med polyakrylamid, samt filtrerat flotations slam innan polymertillsats med polyakrylamid. Vid försöket undersöktes två kontakttider, 24 timmar respektive 7 dagar. Resultaten indikerar att närvaro av polymer kan hämma eller fördröja den initiala PFAS-avskiljningen, eftersom reduktionen efter 1 dygn generellt var mindre i försök med polymer än i försök utan polymer. Efter längre kontakttid minskade dock skillnaderna, vilket tyder på att polymerens effekt främst kan vara kinetisk snarare än styrande för den slutliga avskiljningsgraden. Eftersom starthalterna skiljde sig mellan försöken bör denna tolkning dock betraktas som indikativ. Det är också tydligt att jämvikt inte uppnåtts efter 24 timmar.

Rester av polyakrylamid, naturligt organiskt material (NOM), flockrester eller kolloidalt material kan ha påverkat skakförsöken genom konkurrerande upptag och porblockering i jonbytarmassan. Tillsammans med begränsningar kopplade till intrapartikulär diffusion kan detta ha bidragit till det begränsade upptaget vid kortare kontakttider. I kolonnförsök skiljer sig dock förutsättningarna, eftersom halterna av partiklar och DOC är små i förhållande till mängden jonbytarmassa, även om en påverkan inte kan uteslutas. Resultaten indikerade att polyakrylamid som polymertillsats i vattnet kan påverka avskiljningsförmågan vid kort kontakttid, medan resultaten efter sju dygns kontakttid visade ett nära linjärt samband mellan upptag och halt i lösning, vilket är förenligt med vad som kan förväntas inom det undersökta koncentrationsintervallet. Med utgångspunkt i dessa resultat gjordes även en beräkning av när jämvikt med inkommande halt skulle kunna uppnås i kolonnen. Under antagandet att ingen tvätt av kolonnen hade genomförts framstår kolonnresultaten som övergripande förenliga med resultaten från skakförsöken. Det bör dock understrykas att denna tolkning bygger på ett begränsat underlag, eftersom endast ett försök genomfördes där jämvikt, eller nära jämvikt, uppnåddes.

Sammantaget visar skakförsöken att jonbytarmassan har potential att reducera PFAS i klarfasen, men att effekten är beroende av vattenkvaliteten. Resultaten utgjorde därmed ett underlag för dimensionering och vidare utvärdering i pilotförsök med kolonnförsök där bl.a. en extra rening för DOC och polymerflockar

implementerades. Baserat på resultaten från både skakförsök och kolonnförsök förefaller den massa som uppvisade bäst PFAS-upptag vid kort kontakttid också ha visat hög DOC-reduktion och snabbare genombrott i kolonnförsök. DOC-reduktionen kan dock delvis ha påverkats av biologisk aktivitet i kolonnen, eftersom variationen över tid tycks samvariera med säsonger med högre vattentemperatur och större solinstrålning. Även om den bakomliggande mekanismen inte kan fastställas visar resultaten att genombrott inträffade tidigare för denna massa och att biologisk aktivitet kan ha bidragit till den observerade DOC-reduktionen.

Med utgångspunkt i skakförsöken i den sista och fjärde omgången, där jämvikt kan ha uppnåtts, uppskattades antalet bäddvolymmer till kolonnmätnad vid jämvikt. Eftersom den fjärde omgången tydligt visade att jämvikt inte uppnåtts efter 24 timmar kan inte övriga försöksomgångar användas som underlag för liknande beräkning. Uppskattningen är dock osäker, eftersom den endast bygger på två datapunkter, och eftersom jämviktsförsök i batch inte är direkt jämförbara med kolonnförsök. Beräkningen baserades på antagandet om en linjär isoterm, där sorptionskapaciteten bestämdes vid jämviktskoncentrationen (se 2.2). Som ingående halt användes medelhalten från pilotförsökens första provtagningar, vilket gav de bäddvolymmer som redovisas i Tabell 3.

Tabell 3. Uppskattad kapacitet för PFA694E till jämvikt utifrån genomförda skakförsök.

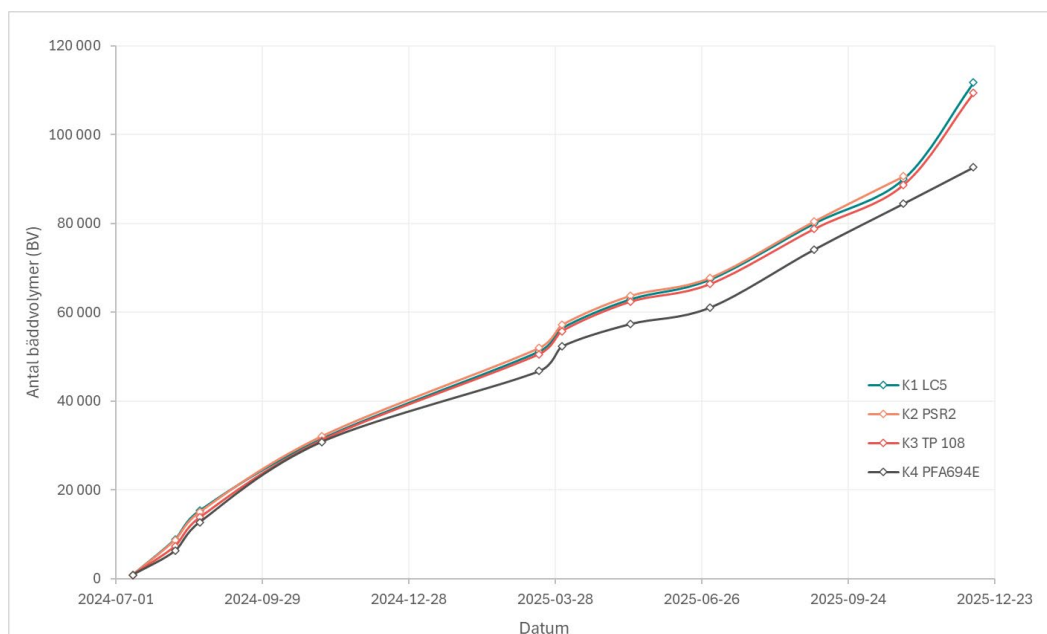
	PFHxS	PFNA	PFOA	PFOS
Sorptionskapacitet (från skakförsök), ng/g	880	537	649	8 850
Medelhalt (från pilotförsökens första provtagningar), ng/l	2,83	3,17	4,83	25,33
Uppskattat antal bäddvolymmer som kan renas	157 073	85 658	67 905	176 580

3.2 Antal behandlade bäddvolymmer

Antalet behandlade bäddvolymmer (BV) i de fyra pilotkolonnerna, som redovisas i Figur 4, visar att samtliga jonbytarmassor under större delen av försöksperioden behandlade ungefär lika mycket klarfas från lamellerna. Detta var en avsiktlig strategi för att upprätthålla jämförbara driftförhållanden mellan kolonnerna, och regelbundna justeringar av pumpflöden genomfördes vid behov. Kolonn 4 (K4) uppvisar något färre behandlade bäddvolymmer, vilket förklaras av att massan i denna kolonn satt igen snabbare än i övriga kolonner. Det var därför inte möjligt att upprätthålla samma flöde över K4 under hela perioden.

De redovisade bäddvolymerna baseras på den initiala bäddvolymen (Empty Bed Volume, EBV) vid försöksstart. Mot slutet av försöksperioden observerades dock avvikelser i bäddnivå mellan kolonnerna, vilket påverkar den faktiska EBV.

Förändringar i EBV kan bero på förluster av jonbytmassa vid backspolning, kompaktering av bädden eller svällning till följd av inlagrade föroreningar. Eftersom ingen ny massa tillsattes under pilotförsöken ger de beräknade bäddvolymerna ändå en konservativ uppskattning. Om massa har förlorats innebär det att den faktiska bäddvolymen varit mindre än den beräknade, vilket medför att det verkliga antalet behandlade bäddvolymmer kan vara högre än vad som redovisas. Projektgruppen bedömde det dock som praktiskt svårt att kontinuerligt justera EBV under pågående drift.



Figur 4. Antal behandlade bäddvolymmer (BV) i de fyra kolonnerna K1 (Sorbix LC5), K2 (Amberlite PSR2 Plus), K3 (Lewatit TP108), och K4 (Purofine PFA694E).

I K1 och K3 behandlades cirka 110 000 BV vardera under försöksperioden. I K4 behandlades totalt cirka 92 000 BV innan försöken avslutades. Kolonnen med PSR2 (K2) skadades tyvärr i samband med en backspolning mot slutet av försöksperioden och kunde inte repareras. Försöken med denna jonbytmassa avslutades därför vid cirka 90 000 behandlade BV.

3.3 Drifterfarenheter från pilotanläggningen

Den största driftutmaningen under pilotförsöken var kopplad till variationer i inkommande vattenkvalitet samt hantering av suspenderat material och organiskt innehåll. Under en begränsad period från juli till november 2024 uppstod vid några enstaka tillfällen problem med polymerdoseringen i slambehandlingen, vilket ledde till att suspenderat material följde med till pilotanläggningen. Detta orsakade

igensättning av patronfiltren och tillfälliga driftstopp, men påverkade inte jonbytarkolonnerna direkt.

En annan återkommande driftstörning var tillfälliga avbrott i inflödet till lamellsteget (L2), vilket medförde att matningstanken (T3) tömdes och att pilotanläggningen stannade på grund av uteblivet flöde. Dessa situationer kunde dock hanteras bättre över tid genom förbättrad övervakning och driftstrategi.

Utöver dessa händelser observerades en successiv igensättning av förfilter och kolonner som en del av normal drift, främst kopplat till närvaro av polymerrester och förhöjda halter av organiskt material (TOC). Dessa fenomen bedöms inte vara specifika för pilotens driftförhållanden, utan representerar en förväntad utmaning vid behandling av denna typ av vattenmatris. Behovet av förbehandling och regelbunden backspolning av kolonnerna bör därför betraktas som en integrerad del av processen i en fullskaleanläggning.

Samtidigt indikerar resultaten att en optimering av slambehandlingsprocessen, exempelvis avseende polymerdosering, skulle kunna minska belastningen av organiskt material och därmed förbättra driftförutsättningarna för efterföljande reningssteg.

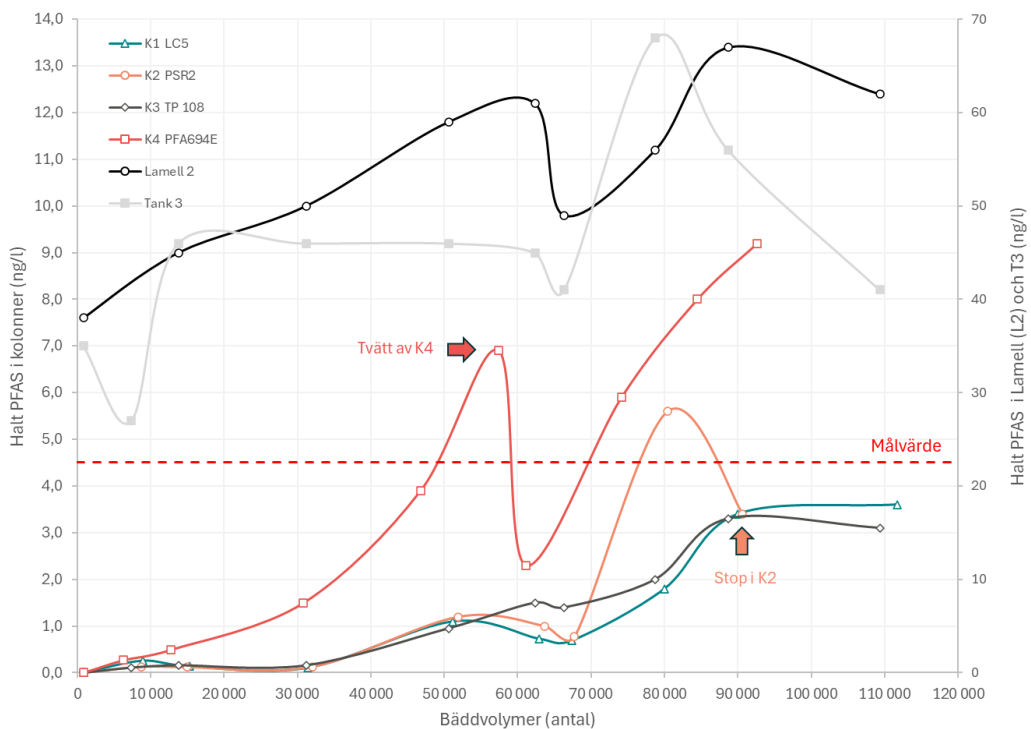
Eftersom pilotanläggningen saknade avancerad styrning och larmhantering beslutade projektgruppen att inte köra piloten under helger, då eventuella problem annars riskerade att inte upptäckas och åtgärdas i tid.

Under den inledande delen av försöksperioden (under examensarbetet) genomfördes backspolning individuellt för respektive kolonn vid behov. Detta ändrades senare till en veckovis schemalagd backspolning för att minska resursbehovet och förenkla driften. En bidragande orsak till resursbehovet var att bäddarna ofta kompakterades så pass mycket att backspolning med enbart luft och vatten inte var tillräckligt. I flera fall behövde kolonnernas topp öppnas och bädden mekaniskt röras om innan backspolning kunde genomföras. En mer frekvent eller automatiserad backspolning, exempelvis styrd av uppnått differenstryck, hade sannolikt kunnat minska dessa problem, något vi även diskuterar i avsnitt 3.10.

Vi konstaterade en påtaglig alg-tillväxt under pilotförsöken i tankar och kolonner, vilket delvis påverkade driftstabiliteten. Tankar och åtkomliga delar av kolonnerna rengjordes vid flera tillfällen, och kolonnerna täcktes för att minska ljusinstrålningen och därmed begränsa alg-tillväxten.

3.4 Reningsresultat avseende PFAS

Figur 5 visar samtliga analysresultat för Σ PFAS4 över pilotanläggningen. Halterna av Σ PFAS4 i klarfasen från lamellseparatorn varierade under den cirka 1,5 år långa försöksperioden, med en övergripande ökande trend. Halterna i matningstanken till kolonnerna (T3), det vill säga efter förbehandling i T2 och passage genom patronfilter, varierade också men låg generellt något lägre än i lamellutloppet. Detta kan förklaras av att en del PFAS avlägsnas tillsammans med suspenderat material i förbehandlingssteget.



Figur 5. Analyserade halter PFAS4 i de lika provpunkter vid olika provomgångar mot antal behandlade bäddvolym i respektive kolonn. Halter för L2 och T3 visas i relation till bäddvolym i K3.

Efter passage genom de fyra kolonnerna kan en successiv ökning av Σ PFAS4 observeras i takt med ökande antal behandlade bäddvolym (BV). Viss variation i resultaten kan tillskrivas analytisk osäkerhet, och provtagningen i juli 2025 avviker t.ex. från den övergripande trenden för samtliga provpunkter. Det har inte kunnat fastställas om detta beror på analysrelaterade faktorer, förändrade driftförhållanden i vattenverket eller avvikelser i piloten, eller variationer i provtagnings- och driftutförande, då flera personer varit involverade i pilotdriften.

Vid försökens avslut låg Σ PFAS4 i K1 och K3 fortfarande under 4,5 ng/l, vilket definierats som reningsmål då det motsvarar bakgrundshalten i råvattenintaget

(Figur 1). Även den sista analysen från K2 visade halter i nivå med K1 och K3 innan kolonnen skadades och togs ur drift. Den tillfälligt högre halten vid cirka 80 000 behandlade BV i K2 kan betraktas som en avvikelse i förhållande till den övergripande trenden. Det kan dock inte uteslutas att variationen delvis kan bero på konkurrens från löst organiskt material (DOM), vilket i tidigare studier har visats kunna påverka jonbytmassors selektivitet och i vissa fall leda till ökad PFAS-genombrott eller temporär frisättning (t.ex. McCleaf et al., 2017).

För K4 observerades en snabbare ökning av Σ PFAS4 jämfört med övriga kolonner, utan att detta kunde förklaras av massans egenskaper eller projektgruppens förväntningar. För att undersöka om kapaciteten kunde återställas genomfördes en tvätt av jonbytmassan i K4 (för mer detaljer hänvisas till 3.8). Figuren visar att en viss återhämtning av reningskapaciteten uppnåddes efter tvätten, men att effekten var temporär och att Σ PFAS4 därefter åter ökade och överskred det uppsatta målvärdet.

I Tabell 4 redovisas samtliga analysresultat för PFOS och Σ PFAS4 i de olika provpunkterna. Övriga resultat återfinns i Bilaga 6.1. PFOS redovisas separat då det i denna studie utgör den dominerande komponenten i Σ PFAS4 och därmed i hög grad påverkar summaparametern. Av tabellen framgår att reningseffektiviteten för Σ PFAS4 i de flesta kolonner översteg 90 % under huvuddelen av projektperioden. Undantaget var K4, där en successivt avtagande reningseffekt kunde observeras. För PFOS uppnåddes generellt en högre reduktion, över 95 %, i samtliga kolonner. Även här noterades dock en tydlig nedåtgående trend i K4 mot slutet av försöksperioden. För övriga PFAS som ingår i Σ PFAS4 visar resultaten att PFHxS reducerades med över 90 % i samtliga kolonner under hela försöksperioden. För PFNA och PFOA observerades däremot en avtagande reduktionsgrad efter cirka 60 000 behandlade bäddvolymeter (BV), med den lägsta reduktionen i K4 (se Bilaga 6.1).

Den avtagande reduktionen för PFNA och PFOA är i linje med vad som generellt förväntas, då kortare eller mindre hydrofoba PFAS tenderar att bryta igenom tidigare i jonbytersystem. Samtidigt överträffade den totala kapaciteten i kolonnerna förväntningarna, då hög rening (>90 %) kunde upprätthållas upp till cirka 110 000 BV. Det saknades dock initialt referensdata för denna typ av matris, vilket innebär att några kvantitativa förväntningar på genombrott inte kunde fastställas i förväg.

PFAS-RENING VID DRICKSVATTENPRODUKTION

Pilottester för rening av klarfasen från flotations slam med anjonbytare vid Görvålverket

 Tabell 4. PFOS och Σ PFAS4 halter (ng/l) vid de olika provtagningar och provtagningspunkter (halter under detektionsgräns indikeras med "<"; endast kvantifierbara halter ingår i de presenterade halterna av Σ PFAS4).

Provtagning	PFOS ng/l						Σ PFAS4 ng/l					
	L2	T3	K1	K2	K3	K4	L2	T3	K1	K2	K3	K4
2024-07-11	27	25	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	38	35	-	-	-	-
2024-08-06	i.a.	18	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	i.a.	27	0,26	0,13	0,11	0,27
2024-08-21	34	33	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	45	46	0,14	0,12	0,16	0,49
2024-11-04	37	34	<0,10	<0,10	<0,10	0,25	50	46	0,11	0,13	0,16	1,50
2025-03-18	44	32	<0,10	0,12	<0,20	0,47	59	46	1,10	1,20	0,95	3,90
2025-05-13	45	31	<0,10	<0,20	<0,10	0,79	61	45	0,73	1,00	1,50	6,90
2025-07-01	35	29	0,10	<0,10	0,17	0,44	49	41	0,69	0,78	1,40	2,30
2025-09-03	44	55	0,74	3,10	0,35	0,98	56	68	1,80	5,60	2,00	5,90
2025-10-28	49	40	1,30	1,10	0,76	1,50	67	56	3,40	3,40	3,30	8,00
2025-12-10	47	29	1,00	-	0,36	1,70	62	41	3,60	-	3,10	9,20

i.a. – icke analyserat

3.5 Rening av andra parametrar

Utöver PFAS analyserades även ett flertal andra parametrar enligt avsnitt 2.5 och trender för respektive parameter redovisas i följande avsnitt. Samtliga resultat, utom genotoxicitet som redovisas nedan, presenteras i Bilaga 6.2 och 0.

3.5.1 Drift- och vattenkvalitetsparametrar

Drift- och vattenkvalitetsparametrar följdes löpande under pilotförsöken som en del av driftövervakningen, för att säkerställa stabil drift och identifiera eventuella förändringar i vattenkvalitet som kan påverka reningsprocessen.

Temperaturen i pilotanläggningen påverkades främst av att anläggningen var placerad inomhus. Eftersom vattnet hade relativt lång uppehållstid i pilotens mellantankar varierade temperaturen endast i begränsad omfattning under försöksperioden och följde därmed råvattentemperaturen i viss mån.

Konduktiviteten var överlag stabil genom piloten, även om vissa variationer mellan provtagningstillfällen noterades. Även pH varierade under projektperioden och följde i huvudsak variationerna i inkommande vatten. Även om mindre skillnader mellan olika provpunkter i piloten kunde observeras, indikerar resultaten ingen tydlig påverkan på pH över jonbytarkolonnerna.

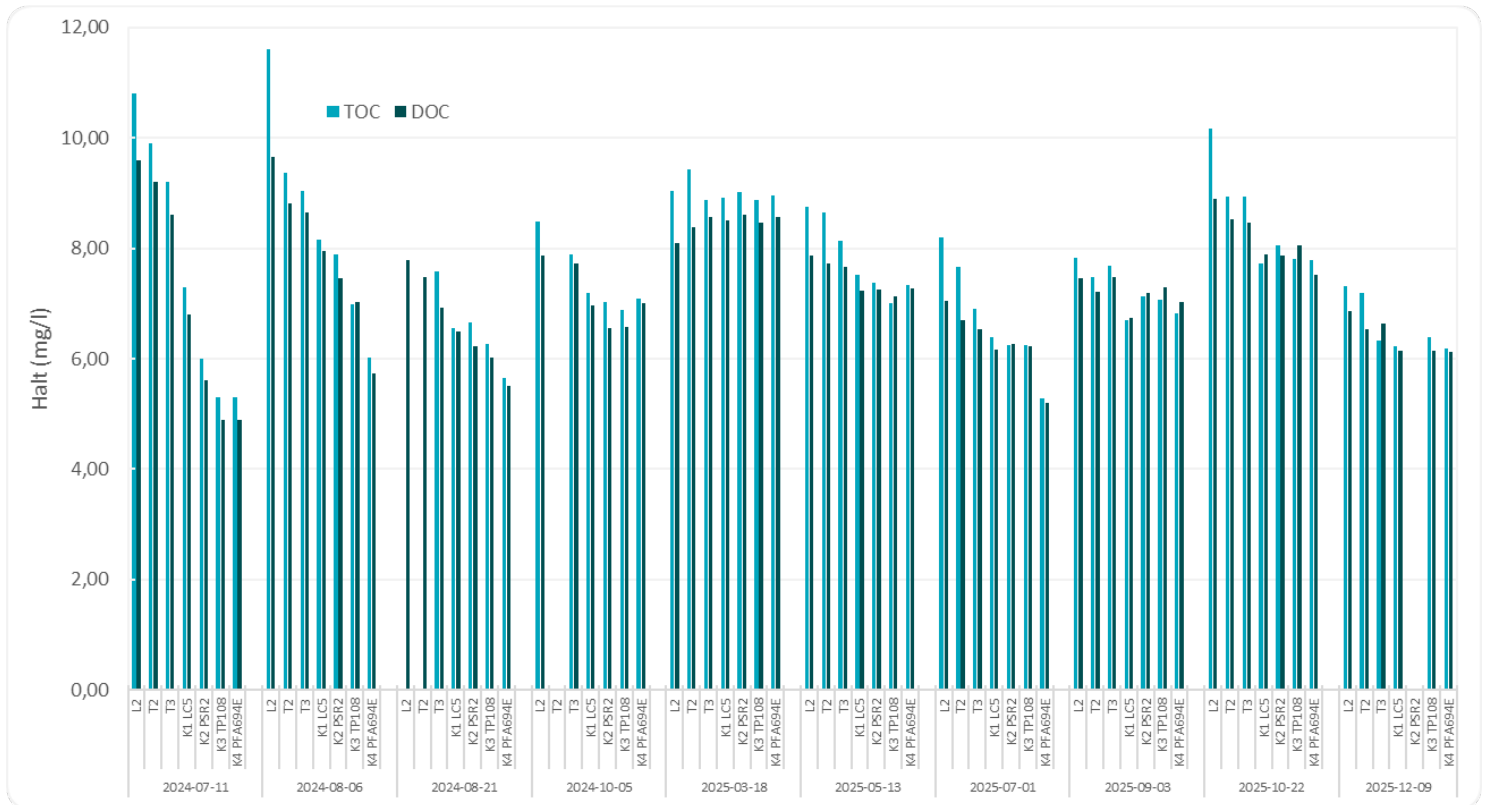
Turbiditet och UV-absorbans vid 254 nm (UVA) visade initialt en minskning över jonbytarkolonnerna, vilket indikerar att även organiskt material och kolloidala partiklar avskildes i början av försöksperioden. Mot slutet av projektet avtog dock denna reduktion successivt. Detta tyder på att avskiljningen av organiskt material var kopplad till massans initiala tillstånd och att effekten minskade i takt med

ökande belastning. Någon entydig skillnad mellan kolonnerna kunde inte identifieras avseende övergripande trender i UVA och organiskt material. K4 uppvisade dock genomgående en något högre reduktion av UVA och lägre utgående nivåer jämfört med övriga kolonner. Detta kan indikera en ökad belastning av organiskt material på jonbytarmassan, vilket i sin tur kan bidra till den tidigare observerade försämringen i PFAS-reduktion i K4.

För TOC och DOC observerades en liknande trend som för UVA (Figur 6). Inledningsvis noterades en tydlig minskning över kolonnerna, med störst reduktion i K3 och K4. Denna effekt avtog successivt med ökande antal behandlade bäddvolymmer, och någon tydlig skillnad mellan jonbytarmassorna kunde inte identifieras över hela försöksperioden. Samtidigt kan en ökad reduktion av TOC och DOC observeras under varmare perioder, både i början av försöken och vid senare provtagningar under 2025, inklusive mätningen i juli. Denna reduktion sker inte enbart över kolonnerna utan även genom hela pilotsystemet. Detta tyder på att biologiska processer bidrar till avskiljningen av organiskt material, där särskilt K3 och i ännu högre grad K4, kan ha fungerat som gynnsamma miljöer för mikrobiell tillväxt. Provtagningen i mars 2025 avvek från den övergripande trenden då ingen tydlig reduktion kunde konstateras. Orsaken till denna avvikelse har inte kunnat fastställas, men kan vara relaterad till förändrade driftförhållanden, temperaturvariationer eller analytisk osäkerhet.

PFAS-RENING VID DRICKSVATTENPRODUKTION

Pilottester för rening av klarfasen från flotations slam med anjonbytare vid Görvålverket



Figur 6. Utvecklingen av TOC och DOC över piloten för samtliga provtagningstillfällen. (TOC för augusti 2024 kunde inte rapporteras på grund av analys svårigheter.)

3.5.2 Metaller och oorganiska joner

Analys av löst aluminium, järn och mangan samt fluorid, klorid och sulfat genomfördes vid ett antal tillfällen. Resultaten indikerade en viss reduktion av aluminium och järn över kolonnerna, medan manganhalterna inte påverkades i någon tydlig utsträckning. Aluminium tillsätts i vattenverkets reningsprocess och kan därför förekomma i klarfasen samt fällas ut eller ackumuleras i jonbytarmassan. Att aluminium och järn delvis fastnade i jonbytarmassorna bekräftas även av förhöjda halter i backspolvattnet, i vissa fall upp till flera hundra gånger högre än i inkommande vatten. Detta tyder på att metallerna ackumulerats i bädden och därefter avlägsnats vid backspolning.

För fluorid, klorid och sulfat kunde inga tydliga förändringar över pilotanläggningen observeras, vilket indikerar att jonbytarmassorna inte i någon större utsträckning påverkade dessa oorganiska joner under rådande driftförhållanden.

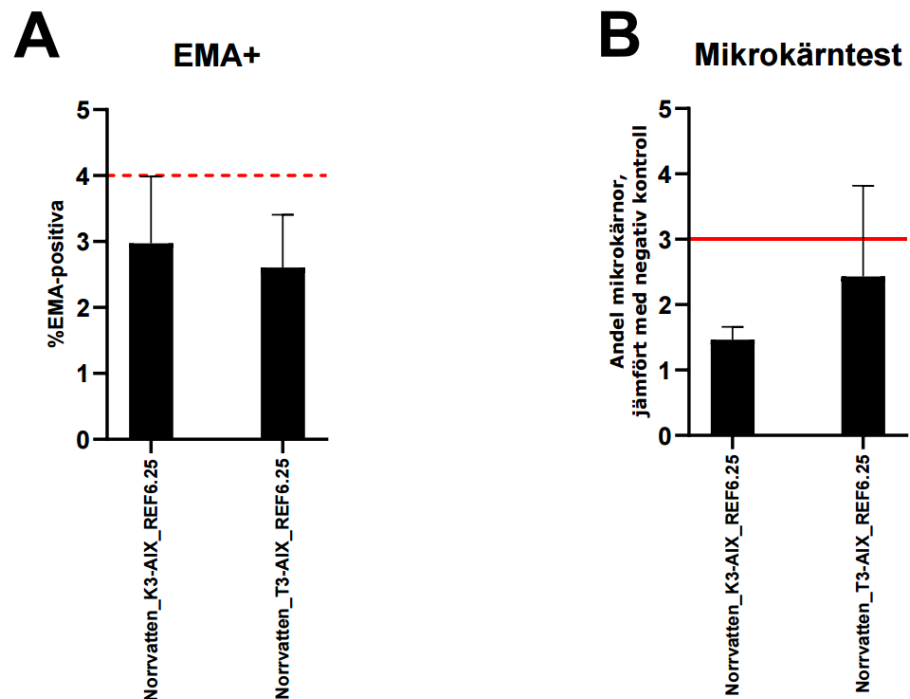
3.5.3 Genotoxicitet

Resultaten från den effektbaserade analysen av vattenprover över K3 (Figur 7) visar ingen indikation på genotoxicitet, varken före eller efter K3. Figuren består av två delar: panel A visar cytotoxicitet som andel EMA-positiva celler, medan panel B visar genotoxicitet som andel mikrokärnor.

I panel A används EMA-positivitet som ett mått på cytotoxicitet. Den röda streckade linjen markerar gränsen för cytotoxisk effekt (fyra gånger högre än lösningsmedelskontrollen). Samtliga analyserade prover ligger under denna gräns, vilket innebär att inga exponeringsnivåer klassas som cytotoxiska och att resultaten därmed kan utvärderas vidare avseende genotoxicitet.

I panel B redovisas mikrokärnbildning som ett mått på genotoxicitet. Den röda linjen markerar gränsen för positivt utfall (tre gånger högre än negativ kontroll). Även här ligger samtliga prover under gränsvärdet, vilket visar att ingen genotoxisk effekt kunde påvisas.

REF (relative enrichment factor) anger hur många gånger vattenprovet har koncentrerats inför analysen. I detta fall motsvarar REF 6,25 att proverna har koncentrerats 6,25 gånger jämfört med ursprungligt vatten. Den högsta testade koncentrationen redovisas i figuren.



Figur 7. Resultat från mikrokärntest. Cytotoxicitet bedömdes som andel EMA-positiva celler (A), och mikrokärnbildning som indikator på genotoxicitet (B). Exponeringsnivåer med >4× ökning i EMA+ jämfört med kontroll exkluderades, och prov klassades som positivt vid >3× ökning av mikrokärnor jämfört med kontroll (Biocell Analytica).

Det bör noteras att mikrokärntestet är en effektbaserad metod som detekterar genotoxiska effekter, men inte är specifikt utformat för att identifiera enskilda ämnen eller vissa typer av organiska föreningar, såsom lågmolekylära aminer. I litteraturen har läckage av aminer, exempelvis tributylamin, från anjonbytarmassor rapporterats under vissa förhållanden. Sådana ämnen fångas inte nödvändigtvis upp av mikrokärntestet, särskilt om de inte ger upphov till genotoxiska effekter. Resultaten från denna analys kan därför inte utesluta förekomst av denna typ av föreningar.

3.6 Potentiellt läckage av aminer

Anjonbytarmassor är uppbyggda av organiska polymerer med aminbaserade funktionella grupper, vilket innebär att ett visst läckage av lågmolekylära aminer i princip kan förekomma. I litteraturen finns rapporter om utlakning av exempelvis tributylamin och andra aminföreningar från jonbytarmaterial (Tisler et al., 2025; VUDP Foreningen, 2024), främst under så kallade worst case-scenarier, exempelvis vid ogynnsamma driftförhållanden, i samband med uppstart av filter eller vid otillräcklig förbehandling av massan.

I föreliggande studie har inga riktade analyser av aminer genomförts. Den effektbaserade analysen med mikrokärntest (avsnitt 3.5.3) visade ingen indikation på genotoxicitet, men denna metod är inte utformad för att detektera eller kvantifiera specifika aminföreningar och kan därför inte användas för att utesluta förekomst av sådana ämnen.

Samtidigt bedöms risken för påverkan på dricksvattenkvalitet som begränsad i denna tillämpning, eftersom behandlingen sker i en sidoström (klarfas från slambehandling) och inte i huvudströmmen för dricksvattenproduktion. Ett eventuellt läckage skulle därmed inte direkt påverka producerat dricksvatten.

Även vid användning av jonbyttarteknik för behandling av dricksvatten uppgår rapporterade halter av tributylamin i andra studier till cirka 13 ng/l för vissa jonbyttarmassor under realistiska driftförhållanden (Tisler et al., 2025). Dessa halter ligger långt under bedömda effektnivåer (predicted no-effect concentration, PNEC) i färskvatten för tributylamin, som uppgår till cirka 8 000 ng/l (ECHA, 2026). Även Livsmedelsverket bedömer att exponering för tributylamin via dricksvatten från.

3.7 Effekt av backspolning på reningseffektiviteten

Vid den sista provtagningen i december 2025 genomfördes provtagning både före och efter backspolning av kolonnerna för att undersöka om backspolningen har en direkt påverkan på reningseffektiviteten. Tabell 5 redovisar tillhörande analysresultat för PFAS och några andra parametrar i de olika provpunkterna i piloten, samt i det dricksvatten som användes för backspolning och i det uppsamlade backspolvattnet från respektive kolonn.

PFAS-RENING VID DRICKSVATTENPRODUKTION

Pilottester för rening av klarfasen från flotations slam med anjonbytare vid Görvålverket

Tabell 5. Analyser över piloten för kemiska parametrar (TOC, DOC, turbiditet, UVA) och de analyserade PFAS före och efter sista backspolningen i piloten (halter under detektionsgräns indikeras med "<"; endast kvantifierbara halter ingår i Σ PFAS4).

Prov	TOC mg/l	DOC mg/l	Turb FNU	UVA 254 nm	PFNA ng/l	PFOA ng/l	PFHxS ng/l	PFOS ng/l	Σ PFAS4 ng/l
Analys efter respektive kolonn innan backspolning									
L2	7,3	6,9	1,16	0,594	5,4	6,2	2,7	40	54
T3	6,3	6,6	0,16	0,600	5,3	5,8	2,4	45	59
K1	6,2	6,1	0,14	0,581	1,1	1,4	<0,10	0,87	3,4
K3	6,4	6,1	0,16	0,579	0,86	1,8	<0,10	0,33	3,0
K4	6,2	6,1	0,14	0,581	2,7	4,9	0,25	1,6	9,5
Analys efter respektive kolonn efter backspolning									
L2	7,3	6,5	1,11	0,593	5,9	6,2	2,7	47	62
T3	6,2	6,6	0,19	0,602	3,7	5,5	2,8	29	41
K1	6,0	6,4	0,14	0,579	1,0	1,6	<0,10	1,0	3,6
K3	6,1	6,5	0,18	0,568	0,83	1,9	<0,10	0,36	3,1
K4	6,0	6,4	0,20	0,575	2,5	4,7	0,29	1,7	9,2
Analys i backspolvatten									
Dricksv.	4,9	5,1	0,10	0,471	0,26	1,1	0,82	1,3	3,5
BW K1*	11,2	7,0	4,77	0,542	1,9	1,4	0,14	5,7	9,1
BW K3*	9,8	6,6	3,22	0,521	1,9	3,0	0,13	2,8	7,8
BW K4*	12,5	7,5	5,57	0,583	4,0	5,5	0,54	7,8	18
*prover togs endast i början av backspolningen									

Resultaten visar att även om PFAS-halterna i provpunkterna före jonbytarkolonnerna varierade något mellan tidpunkten före och efter backspolning, låg halterna efter kolonnerna på jämförbara nivåer. Detta indikerar att backspolningen inte påverkade reningseffektiviteten för PFAS i de olika jonbytarmassorna och att genomförda analyser och beräknade bäddvolym är representativa för perioden.

Det kan även konstateras att dricksvattnet som användes för backspolning i vissa fall hade högre PFAS-halter än det behandlade klarfasvattnet efter kolonnerna. I backspolvattnet från kolonnerna uppmättes något förhöjda halter av vissa PFAS, exempelvis PFOS, men inte på en nivå som tyder på betydande utlakning av PFAS från jonbytarmassan.

För övriga parametrar kunde ingen tydlig skillnad i kolonnernas effektivitet före och efter backspolning observeras. Däremot uppmättes förhöjda halter av TOC och turbiditet i backspolvattnet, vilket indikerar att backspolningen främst avlägsnar partiklar och ackumulerat material från bädden.

Även analyser av aluminium visade förhöjda halter i backspolvattnet, medan inga motsvarande förändringar kunde observeras i vattnet efter kolonnerna före

respektive efter backspolning. Detta indikerar att en del av det aluminium som finns kvar i klarfasen kan fällas ut eller ackumuleras i bädden och därefter avlägsnas vid backspolning.

3.8 Tvätt av anjonbytarmassa i K4

Under drift av jonbytarkolonerna noterades ökade problem med igensättning och svårigheter att genomföra backspolning, särskilt i kolonn 4 (K4). Kolonnen uppvisade under perioden den högsta reduktionen av DOC, men samtidigt en avtagande PFAS-reduktion, där utgående halter översteg målvärdet (Figur 5). Detta indikerade möjlig blockering av jonbytarmassans aktiva ytor, sannolikt genom ackumulering av organiskt material.

För att återställa kapaciteten genomfördes en kemisk tvätt av massan med 2 % natriumhydroxid (NaOH) den 19 juni 2025. Tvätten utfördes i två omgångar och innan tvätt luckrades massan upp genom backspolning med luft via en pump i 10 minuter. Samma pump användes sedan för att mata och cirkulera tvättlösning över kolonnen (K4). Totalt cirkulerades cirka 24 bäddvolym (BV) i den första cykeln och 28 BV i den andra. Första delen av spolvatten (2 l) som förmodades innehålla största delen av urtvättat material samlades upp för analys. Efter tvätten genomfördes en sköljning med dricksvatten motsvarande 20,5 BV för neutralisering. Efter avslutad sköljning uppmättes ett utgående pH på 11,81, vilket indikerar att omfattande spolning krävs för neutralisering. En alternativ lösning är att spola med svagt sur lösning för att snabba upp neutraliseringen och minska risk för utfällningar. Efter tvätten sattes K4 i vanlig drift för vidare utvärdering.

Analysresultaten för tvättvattnet visade en DOC-halt på 926 mg/l, vilket är avsevärt högre än de 5–10 mg/l som normalt uppmäts över kolonnen under drift. Även turbiditet, konduktivitet samt halter av löst aluminium och järn var signifikant förhöjda jämfört med det behandlade vattnet. Dessa förhöjda halter speglar att ackumulerat organiskt material och andra föroreningar som byggts upp i jonbytarmassan över tid mobiliseras vid tvätt. Jämförelsen med halter i utgående vatten ska därför inte tolkas kvantitativt, utan illustrerar främst vilka typer av ämnen som avlägsnas från massan vid rengöring.

Halten PFAS4 i tvättvattnet uppgick till 11 ng/l, vilket endast är marginellt högre än halten i utgående vatten före tvätt (6,9 ng/l). Resultaten tyder därmed inte på någon betydande utlösning av PFAS från jonbytarmassan under tvättprocessen. Som framgår av Figur 5 observerades samtidigt en tydlig förbättring av reningskapaciteten i K4 efter tvätten. Reduktionen av PFAS4 ökade från 85 % före

tvätt till 95 % efter tvätt. Därefter avtog reduktionseffekten i ungefär samma takt som före åtgärden, vilket indikerar att tvätten återställde en betydande del av kapaciteten, men att effekten var temporär. En möjlig förklaring är att tvätten avlägsnade biologisk tillväxt och andra blockeringar i massans makro- och porstruktur, vilket förbättrade tillgängligheten till aktiva bindningsställen. Det kan inte heller uteslutas att tvätten påverkade resinets jonform och därmed de initiala betingelserna för PFAS-upptag, men detta har inte kunnat verifieras inom ramen för studien.

Sammantaget visar resultaten att tvätt av jonbytarmassan är tekniskt genomförbar och kan ge en tillfällig återställning av reningskapaciteten. För att bedöma metodens relevans i fullskalig drift krävs dock vidare utredning av praktiskt genomförande samt hantering och behandling av tvättvattnet.

3.9 Resurseffektivitetsbedömning

Baserat på resultaten från pilotförsöken kan en preliminär bedömning av resursbehov och miljöpåverkan göras. Med cirka 1 300–1 400 g jonbytarmassa per kolonn, motsvarande en bäddvolym på 2 liter per kolonn, och cirka 110 000 behandlade bäddvolym (BV) i K1 och K3, kan den erforderliga mängden jonbytarmassa för att upprätthålla Σ PFAS4-halter under målvärdet 4,5 ng/l uppskattas till cirka 5,9 g per m³ behandlat vatten, vilket bör betraktas som en övre uppskattning eftersom något genombrott ännu inte observerats. Med en uppskattad årlig produktion av klarfas på cirka 315 000 m³, och under antagandet att hela volymen behandlas, motsvarar detta ett årligt behov på upp till cirka 1 860 kg jonbytarmassa. Detta ger en uppskattad årlig kostnad på cirka 195 000 kr med ansatt pris 105 kr per kg jonbytarmassa.

Av Figur 5 framgår att viss reningskapacitet fortfarande kvarstod i K1 och K3 vid försökets avslut. I en fullskaleanläggning, där flera parallella filter kompletteras varandra, kan en längre nyttjandegrad av jonbytarmassan förväntas. För jämförande resursberäkningar används dock den ovan angivna konservativa uppskattningen på cirka 5,9 g jonbytarmassa per m³ behandlat vatten.

Med en reningseffektivitet över 90 % och inkommande halter av Σ PFAS4 (T3) på 40–60 ng/l kan den borttagna mängden Σ PFAS4 per gram jonbytarmassa uppskattas till cirka 6,1–9,1 µg Σ PFAS4 per gram jonbytarmassa. För den ovan angivna årliga volymen klarfas motsvarar detta en total reduktion på cirka 11,3–16,9 g Σ PFAS4 per år. Även om denna beräknade reduktion endast utgör en mycket liten andel av den totala PFAS-belastningen enligt massbalansstudier för

Mälaren (Ekman och Ejhed, 2023), motsvarar den ändå flera av de identifierade bidragen från enskilda källor i samma studie. Dessutom sker avskiljningen i anslutning till råvattenintaget, där även små förändringar i halt kan vara avgörande i relation till gällande gränsvärde (4 ng/l).

Direkt jämförelse med andra studier är utmanande, dels eftersom få studier redovisar kapacitet i samma enheter, dels eftersom genombrottskriterier, PFAS-profil och vattenkemi varierar avsevärt. I en dansk fältstudie (VUDP, 2024) rapporteras att en PFAS-selektiv jonbytarresin (Purofine PFA694E) överskred det danska dricksvattenkravet för Σ PFAS4 (>2 ng/l) efter cirka 48 000 behandlade BV, motsvarande en resinförbrukning på 21–23 g per m³ behandlat vatten. Skillnader i jämförelse beror dels på ett striktare genombrottskriterium (2 ng/l jämfört med 4,5 ng/l i föreliggande studie), dels på skillnader i vattenmatris (grundvatten jämfört med klarfas från slambehandling) och därmed olika utgångshalter (ca 6 ng/l Σ PFAS4 jämfört med 40–60 ng/l Σ PFAS4 i föreliggande studie).

I en annan pilotstudie (Ellis et al., 2022) rapporterades att vissa single-use-jonbytarmassor kunde behandla >150 000 BV innan genombrott för långkedjiga PFAS vid 2 min EBCT. I den studien definierades dock genombrott som 50 % reduktion, vilket är avsevärt mindre strikt än det kriterium (>90 % reduktion för att nå halter <4,5 ng/l) som tillämpats i denna pilot. Jämförelser måste därför göras med försiktighet.

En direkt jämförelse med granulerat aktivt kol (GAK) är också utmanande, men både litteratur och fältdata visar att GAK generellt uppvisar en mer begränsad bäddlivslängd vid låga målvärden för PFAS. I en studie från dricksvattenberedning i Uppsala rapporterades att hög avskiljning (>90 %) kunde upprätthållas i unga GAK-filter, men att reningseffektiviteten minskade successivt med ökande drifttid och att genombrott inträffade inom storleksordningen 20 000–30 000 behandlade bäddvolymeter (Belkouteb et al., 2020). En hög PFAS-reduktion kan dock generellt endast säkerställas under ett begränsat antal behandlade bäddvolymeter. Vid en konservativ uppskattning om 100 g GAK per m³ (motsvarande cirka 5 000 BV) skulle mediabehovet vara mer än 16 gånger högre än i föreliggande pilot. Inköpspriset för jonbytarmassa uppgår till cirka 105 kr/kg inklusive transport, medan reaktiverat GAK kan erhållas för cirka 15 kr/kg. Trots det högre styckpriset för jonbytarmassa innebär den avsevärt lägre mediaförbrukningen att kostnaden per behandlad m³ blir konkurrenskraftig.

Franke (2020) visar att både GAK och jonbytarmaterial uppvisar bättre prestanda vid högre inkommande PFAS-halter, vilket innebär att behandling av mer

koncentrerade sidoströmmar, som i föreliggande studie, generellt ger en högre resurseffektivitet. Detta är i linje med resultaten från pilotförsöken, där den relativt höga inkommande halten (40–60 ng/l Σ PFAS4) sannolikt bidragit till den låga specifika medieförbrukningen.

Ur miljösynpunkt anges typiska emissionsfaktorer till cirka 2 ton CO₂ekv per ton reaktiverat GAK, medan jonbytarmassa kan uppskattas till cirka 3,3 ton CO₂ekv per ton jonbytarmassa samt cirka 1,4 ton CO₂ekv per ton för destruktion efter användning. Även med denna skillnad i återanvändningspotential indikerar den betydligt lägre mediaförbrukningen att den totala klimatpåverkan per behandlad m³ vatten sannolikt är lägre för jonbytar tekniken i denna tillämpning.

Det bör dock noteras att GAK i många fall kan reaktiveras och återanvändas flera gånger, vilket minskar behovet av nyproducerat material och därmed den totala klimatpåverkan. För jonbytarmassor är motsvarande lösningar mindre etablerade, och i många tillämpningar sker istället destruktion efter användning. I föreliggande studie genomfördes dock försök med kemisk tvätt av jonbytarmassan, vilket visade att en viss återställning av reningskapaciteten är möjlig, om än temporärt. Detta indikerar att även jonbytarmaterial potentiellt kan återanvändas i viss utsträckning, men att ytterligare utveckling krävs för att uppnå en långsiktig hållbar regenereringsstrategi.

Jämförelse med litteratur och fältdata indikerar att den uppnådda medieförbrukningen i detta pilotförsök är låg. Resultaten visar att jonbytar tekniken, under aktuella driftförhållanden och med det tillämpade genombrottskriteriet, uppvisar en låg materialförbrukning per behandlad m³ vatten. Detta innebär dock inte nödvändigtvis att tekniken också är mer resurseffektiv ur ett bredare livscykel- eller cirkularitetsperspektiv. Samtidigt indikerar resultaten att den låga medieförbrukningen ger goda förutsättningar för en konkurrenskraftig total resursanvändning i denna specifika tillämpning.

3.10 Implementeringsaspekter

Även om de genomförda pilotförsöken ger underlag för en preliminär bedömning av resursbehov och identifierar potentiella utmaningar vid fullskaleimplementering, är flera av de drifttekniska problem som observerades specifika för pilotens utformning och bedöms inte direkt överförbara till fullskalig drift.

Parallellfilter och nyttjandegrad

En viktig aspekt vid fullskaleimplementering är att jonbytermassans kapacitet kan nyttjas längre än vad som indikeras av det första överskridandet av 4,5 ng/l som Σ PFAS4 i en enskild kolonn. I en fullskaleanläggning, där flera filterlinjer drivs parallellt, blandas utgående vatten från filter med olika belastningsgrad. Detta innebär att filter som ännu har hög reningseffektivitet kan kompensera för filter där genombrott har påbörjats, vilket möjliggör en högre total nyttjandegrad av jonbytermassan utan att överskrida målvärdet i utgående vatten.

Igensättning och backspolning

De igensättningsproblem som observerades i piloten, inklusive behov av mekanisk omrörning inför backspolning, bedöms i huvudsak vara pilotspecifika. Pilotkolonnerna hade liten diameter, vilket ökar risken för kompaktering och ger sämre hydrauliska förutsättningar för effektiv expansion vid backspolning.

Pilotens enkla styrning innebar dessutom att tryckfallsstyrd automatisk backspolning inte kunde implementeras. I en fullskaleanläggning med tryckfallsövervakning och automatiserad backspolning kan bäddkompaktering förebyggas genom mer frekvent och behovsstyrd rengöring.

Erfarenheter från långtidsförsök vid Kungsängsverket i Uppsala, där jonbytarfilter drivs med automatisk backspolning initierad vid fördefinierat tryckfall, visar att stabil och problemfri drift är möjlig även vid varierande belastning (Uppsala Vatten och Avfall, pågående arbete, planerad publicering 2026). I denna anläggning är bäddhöjden cirka 1,2 m och filterdiametern cirka 30 cm, vilket ger betydligt bättre hydrauliska förutsättningar än i föreliggande pilot. Under flerårig drift har jonbytarfiltret fungerat stabilt, även vid perioder med ökad belastning från uppströms reningssteg.

Fluidiserade jonbytarsystem

Jonbytar teknik kan även implementeras som fluidiserade filter, där bädden hålls i suspension genom uppströmmande flöde. En sådan lösning har tidigare utretts vid Norrvatten (Lavonen et al., 2018). Fluidiserade system kan minska risken för igensättning, men kräver noggrann kontroll av bäddexpansion.

Expansionen är en kritisk driftparameter:

- För låg expansion kan leda till ansamling av suspenderat material.
- För hög expansion ökar risken för massförlust.
- Expansionen begränsar även det maximala tillåtna flödet genom kolonnen.

Resultat från Kungsängsverket, där både nedströms- och uppströmskonfigurationer testats med samma EBCT och inkommande vatten, indikerar att suspenderade jonbytarsystem ger lägre reningseffektivitet än fasta bäddfilter. Detta kan förklaras av skillnader i massöverföring och koncentrationsgradienter. I en fast bädd avtar PFAS-koncentrationen successivt längs bäddjupet, vilket skapar en koncentrationsgradient och gynnsamma jämviktsförhållanden mellan vattenfas och jonbytarmassa. I en fullständigt omblandad, fluidiserad reaktor är koncentrationen mer homogen, vilket minskar drivkraften för adsorption och därmed kan ge lägre total avskiljning.

4 Slutsatser och rekommendationer

De inledande skakförsöken visade att vattenkvaliteten har stor betydelse för reningseffekten. Särskilt organiskt material och polymerrester påverkade adsorptionen negativt, sannolikt genom konkurrens om aktiva bindningsställen på jonbytarmassan. Att PFA694E gav relativt hög avskiljning i skakförsöken men samtidigt uppvisade snabbast genombrott i kolonnförsöken kan tyda på att massan har hög initial sorptionsförmåga men lägre förmåga att selektivt binda PFAS under kontinuerlig drift. En möjlig förklaring som stämmer väl med uppmätta resultat är att massan även sorberar andra konkurrerande organiska ämnen i matrisen, vilket leder till snabbare förbrukning av tillgängliga bindningsställen i kolonn. Skakförsöken där jämvikt uppnåddes gav relativt god överensstämmelse med kapaciteten i kolonnen till jämvikt. Vikten av kolonnförsök i kontinuerlig drift betonas dock, då de ger en betydligt bättre och mer representativ bild om vilka resultat som kan uppnås och vilka driftaspekter som är viktiga att beakta. Detta understryker vikten av kolonnförsök vid dimensionering av tekniken.

De genomförda pilotförsöken visar tydligt att anjonbyarteknik är en tekniskt fungerande och effektiv metod för reduktion av PFAS i klarfas från slambehandlingen vid Görvälnverket. Under större delen av försöksperioden uppnåddes en reningseffektivitet för Σ PFAS4 över 90 %, och i kolonnerna K1 och K3 kunde halter under målvärdet 4,5 ng/l upprätthållas upp till cirka 110 000 behandlade bäddvolym (BV). Detta visar att tekniken kan reducera PFAS till nivåer i paritet med eller under bakgrundshalterna i Mälaren, vilket var projektets övergripande mål.

PFOS och PFHxS reducerades generellt med mycket hög effektivitet (>95 % respektive >90 %) under hela försöksperioden. För PFNA och PFOA observerades en något tidigare avtagande reduktion, vilket är i linje med känd selektivitet hos

anjonbytarmassor. Sammantaget visar resultaten att tekniken har hög kapacitet för de reglerade PFAS4-ämnena, även vid varierande inkommande halter.

En central slutsats från projektet är att jonbyartekniken uppvisade låg medieförbrukning per behandlad volym under de undersökta förhållandena. Med cirka 1 300–1 400 g jonbytarmassa per kolonn och cirka 110 000 behandlade BV motsvarar detta en medieförbrukning på mindre än 5,9 g jonbytarmassa per m³ behandlat vatten. Den borttagna mängden Σ PFAS4 kan uppskattas till cirka 6,1–9,1 µg per gram jonbytarmassa. I jämförelse med tillgängliga studier ligger denna medieförbrukning på en lägre nivå än rapporterade värden, även om direkta jämförelser försvåras av skillnader i genombrottskriterier, vattenkemi och PFAS-sammansättning. Resultaten indikerar därmed att behandling av mer koncentrerade PFAS-strömmar kan vara materialeffektiv. Initiala jämförelser av kostnad och miljöpåverkan med alternativa tekniker tyder också på goda förutsättningar för en konkurrenskraftig total resursanvändning i denna specifika tillämpning. Dessa uppskattningar är dock förenade med osäkerheter och bör tolkas med försiktighet, särskilt med avseende på skillnader i återanvändbarhet och resthantering mellan olika medier.

Vid jämförelse med granulerat aktivt kol (GAK) indikerar tillgängliga data att GAK i många fall kräver större materialmängder för att uppnå motsvarande reduktion vid låga målvärden (<5–10 ng/l). En konservativ uppskattning, baserad på antaganden om cirka 5 000 behandlade bäddvolym, visar att mediabehovet kan vara mer än en storleksordning högre än för jonbytarmassa i denna studie. Trots ett högre styckpris per kg för jonbytarmaterial indikerar detta att kostnaden per behandlad m³ kan vara konkurrenskraftig under de aktuella förutsättningarna. På motsvarande sätt tyder den lägre materialförbrukningen på en potentiellt lägre klimatpåverkan per behandlad vattenvolym, givet de emissionsfaktorer som använts. Samtidigt bör dessa jämförelser tolkas med försiktighet, eftersom de baseras på förenklade antaganden och litteraturdata. En viktig skillnad är att GAK i praktiken ofta kan reaktiveras och återföras till processen, medan jonbytarmassan i denna tillämpning i större utsträckning behöver destrueras efter användning. Detta innebär att jonbyartekniken framstår som materialeffektiv per behandlad volym, men inte nödvändigtvis som mer resurseffektiv i ett bredare livscykel- eller cirkularitetsperspektiv.

De driftproblem som observerades under pilotförsöken, med främst igensättning, kompaktering av bädden och behov av manuell backspolning, bedöms i huvudsak vara relaterade till pilotskalans hydrauliska begränsningar och avsaknad av automatiserad styrning. Erfarenheter från långtidsförsök i fullskale- eller

PFAS-RENING VID DRICKSVATTENPRODUKTION

Pilottester för rening av klarfasen från flotations slam med anjonbytare vid Görvålverket

semiskleanläggningar vid t.ex. Uppsala vatten och Avfall visar att stabil drift är möjlig med större filterdiameter, högre bäddhöjd och tryckfallsstyrd backspolning.

Backspolning påverkade inte PFAS-reningseffektiviteten och gav inga indikationer på betydande utlösning av PFAS från jonbytarmassan. Förhöjda halter av TOC, turbiditet och metaller i backspolvattnet visar att åtgärden främst avlägsnar ackumulerat organiskt material och partiklar.

Den genomförda kemiska tvätten av massan i K4 visade att reningskapaciteten kan återställas temporärt, men effekten var inte långvarig. Metoden är tekniskt möjlig men kräver vidare utvärdering avseende praktisk hantering, kemikaliebehov och behandling av tvättvatten.

Sammanfattningsvis visar resultaten från pilotförsöken att anjonbyartekniken:

- uppnådde hög reduktion av Σ PFAS4 under de undersökta driftförhållandena
- uppvisade låg materialförbrukning per behandlad m³ i denna specifika tillämpning
- framstår som tekniskt genomförbar med avseende på drift och hantering i pilotskala
- inte visade några tydliga indikationer på utlakning av PFAS från jonbytarmassan under normal drift

Sammantaget indikerar resultaten att tekniken är ett lovande alternativ för rening av PFAS i klarfas från slambehandling vid Görvålverket. Samtidigt bör slutsatser kring långsiktig hållbarhet, resurseffektivitet i ett bredare perspektiv samt jämförelser med alternativa tekniker tolkas med försiktighet och verifieras i vidare studier.

Baserat på resultaten rekommenderas att en potentiell fullskaleprojektering genomförs med följande beaktanden:

- Dimensionering bör baseras på minst 110 000 behandlade BV som konservativ riktpunkt.
- Anläggningen bör utformas med parallella filterlinjer för att optimera nyttjandegrad och driftsäkerhet.
- Automatisk, tryckfallsstyrd backspolning bör implementeras.
- Effektiv förfiltrering är viktig för att minimera belastning av DOC och partiklar.

Vidare bör behovet av kemisk tvätt samt hanteringen av tvättvatten utredas närmare.

5 Referensförteckning

Belkouteb, N., Franke, V., McCleaf, P., Köhler, S., 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. *Water Research* 182, 115913. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115913>

ECHA 2026. Registration dossier: Tributylamine (CAS 102-82-9). European Chemicals Agency, tillgänglig på: <https://echa.europa.eu> (besökt april 2026).

Ekman, F., Ejhed, H. 2023. [Källor till PFAS, massbalans för Östra Mälarens Vattenskyddsområde – Delstudie inom projektet Fokus på PFAS Östra Mälarens Vattenskyddsområde](#). Stockholm Vatten och Avfall.

Ellis, A.C., Liu, C.J., Fang, Y., Boyer, T.H., Schaefer, C.E., Higgins, C.P., Strathmann, T.J. 2022. Pilot study comparison of regenerable and emerging single-use anion exchange resins for treatment of groundwater contaminated by per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs). *Water Research* 223, 119019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119019>

EU kommission 2022. Proposal for a directive amending the water framework directive, the groundwater directive, and the environmental quality standards directive. Publication date 26 October 2022. https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-amending-water-directives_en

Franke, V. 2020. Treatment methods for the removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) from drinking water. Doctoral thesis 2020:40, Department of Aquatic Sciences and Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.

KEMI, 2021. Kunskapssammanställning om PFAS. No. PM 1/21, Kemikalieinspektionen.

Lavonen, E., Dahlberg, K., Bodlund, I., Eriksson, U., Andersson, A., Bertilsson, S., Frösegård, C., Franke, V., Golovko, O., Ahrens, L. 2018. Dricksvattenberedning med nya reningstekniker – en pilotstudie. *Svenskt Vatten*, SVU-rapport nr 2018-07.

Livsmedelsverket. Nilsson, M. L., Ålander, J. 2025. Hälsorisker med tributylamin i dricksvatten. Livsmedelsverkets PM. Uppsala. ISSN 1104-7089

McCleaf, P., Englund, S., Östlund, A., Lindegren, K., Wiberg, K., Ahrens, L. 2017. Removal efficiency of multiple poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water using granular activated carbon (GAC) and anion exchange (AE)

column tests. Water Research 120, 77–87.

<https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.057>

Svenningsson, E. 2024. [Rening av PFAS4 med anjonbytarmassa](#). Examensarbete 15 hp, TRITA-CBH-GRU 2024-357. Kemiteknik, Kungl. tekniska högskolan (KTH), Stockholm.

Tisler, S., Mrkajic, N.S., Reinhardt, L.M., Jensen, C.M., Clausen, L., Thomsen, A.H., Albrechtsen, H.-J., Christensen, J.H. 2025. A non-target evaluation of drinking water contaminants in pilot scale activated carbon and anion exchange resin treatments. Water Research 271, 122871.

<https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122871>

UNEP 2015. Guidance on Monitoring of Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) and Related Compounds. UNEP Chemicals Branch, Geneva.

Vikström, M. 2023. The Potential of Dissolved Air Flotation for PFAS Reduction in Norrvatten's Future Waterworks. Examensarbete, Kungl tekniska Högskola KTH.

VUDP Foreningen, 2024. Afsmitning af miljøfremmede stoffer fra aktivt kul og ionbytterresiner samt test for tilstedeværelse af og rensning for +50 PFAS stoffer (PFAS-rens grad). Projekt ID: 2023.45, Vandsektorens forening til forbedring af vandsektorens effektivitet og kvalitet, Skanderborg.

PFAS-RENING VID DRICKSVATTENPRODUKTION

Pilottester för rening av klarfasen från flotations slam med anjonbytare vid Görvålverket

6 Bilagor

6.1 Analysresultat PFAS

Tabell 6. Samtliga analysresultat för PFAS4 i de olika provpunkterna.

Prov ID	Provtagningsdatum	Provpunkt	PFNA	PFOA	PFHxS	PFOS	ΣPFAS4
85498	2024-07-11	L2	3	4,8	3	27	38
85499		T2	2,9	4,6	2,8	25	35
85500		T3	3	4,6	2,8	25	35
85501		K1	0,3	0,3	0,3	0,2	-
85502		K2	0,3	0,3	0,3	0,2	-
85503		K3	0,3	0,3	0,3	0,2	-
85504		K4	0,3	0,3	0,3	0,2	-
86000	2024-08-06	L2	-	-	-	-	-
86001		T2	-	-	-	-	-
86002		T3	2,4	4,1	2,7	18	27
86003		K1	0,1	0,16	0,1	0,1	0,26
86004		K2	0,1	0,13	0,1	0,1	0,13
86005		K3	0,1	0,11	0,1	0,1	0,11
86006		K4	0,12	0,15	0,1	0,1	0,27
86479	2024-08-21	L2	4,2	4,3	2,9	34	45
86480		T2	3,5	5,4	3,6	40	53
86481		T3	4,1	5,8	3	33	46
86482		K1	0,1	0,14	0,1	0,1	0,14
86483		K2	0,1	0,12	0,1	0,1	0,12
86484		K3	0,1	0,16	0,1	0,1	0,16
86485		K4	0,14	0,35	0,1	0,1	0,49
88415	2024-11-04	L2	3,8	6,2	2,8	37	50
88416		T2	3,9	5,3	2,3	34	46
88417		T3	0,1	0,11	0,1	0,1	0,11
88418		K1	0,1	0,13	0,1	0,1	0,13
88419		K2	0,1	0,16	0,1	0,1	0,16
88420		K3	0,31	0,92	0,1	0,25	1,5
91582		2025-03-18	L2	4,80	6,60	4,00	44,00
91583	T2		-	-	-	-	-
91584	T3		4,10	6,10	4,00	32,00	46,00
91585	K1		0,35	0,60	0,1	0,10	1,10
91586	K2		0,37	0,67	0,1	0,12	1,20
91587	K3		0,26	0,69	0,1	0,2	0,95
91588	K4		0,95	2,30	0,18	0,47	3,90
93076	2025-05-13	L2	5,6	6,90	3,8	45	61
93077		T2	-	-	-	-	-
93078		T3	4,5	6,20	3,2	31	45
93079		K1	0,26	0,47	0,1	0,1	0,73
93080		K2	0,31	0,73	0,1	0,2	1
93081		K3	0,34	1,20	0,1	0,1	1,5

PFAS-RENING VID DRICKSVATTENPRODUKTION

Pilottester för rening av klarfasen från flotations slam med anjonbytare vid Görvålverket

93082		K4	1,7	4,20	0,23	0,79	6,9
99134	2025-05-19	Tvättvatten K4	3,9	6,8	1,0	10	11
94383	2025-07-01	L2	4,30	6,30	3,00	35,00	49,00
94384		T2	-	-	-	-	-
94385		T3	3,70	5,50	2,80	29,00	41,00
94386		K1	0,19	0,50	0,10	0,10	0,69
94387		K2	0,21	0,57	0,10	0,10	0,78
94388		K3	0,28	0,95	0,10	0,17	1,40
94389		K4	0,45	1,40	0,10	0,44	2,30
96148	2025-09-03	L2	4,30	5,10	2,3	44	56,00
96149		T2	-	-	-	-	-
96150		T3	5,30	5,50	2,4	55	68,00
96151		K1	0,39	0,69	0,1	0,74	1,80
96152		K2	0,88	1,40	0,23	3,1	5,60
96153		K3	0,43	1,20	0,1	0,35	2,00
96154		K4	1,40	3,30	0,18	0,98	5,90
97729	2025-10-22	L2	7,40	7,60	3,10	49,0	67,0
97730		T2	-	-	-	-	-
97731		T3	5,90	6,80	3,00	40,0	56,0
97732		K1	0,85	1,20	0,10	1,3	3,4
97733		K2	0,95	1,40	0,10	1,1	3,5
97734		K3	0,89	1,60	0,10	0,8	3,3
97735		K4	2,20	4,10	0,24	1,5	8,0
99080	2025-12-09	L2	5,4	6,2	2,7	40	54
99081		T2	-	-	-	-	-
99082		T3	5,3	5,8	2,4	45	59
99083		K1	1,1	1,4	0,10	0,87	3,4
99084		K2	0,86	1,8	0,10	0,33	3
99085		K3	2,7	4,9	0,25	1,6	9,5
99115		Dricksvatten	0,26	1,1	0,82	1,3	3,5
99116		BV-K1	1,9	1,4	0,14	5,7	9,1
99118		BV-K3	1,9	3	0,13	2,8	7,8
99119		BV-K4	4	5,5	0,54	7,8	18
99117		L2	5,9	6,2	2,7	47	62
99127		T2	-	-	-	-	-
99128		T3	3,7	5,5	2,8	29	41
99129		K1	1	1,6	0,10	1	3,6
99130		K3	0,83	1,9	0,10	0,36	3,1
99131	K4	2,5	4,7	0,29	1,7	9,2	

Halter under rapporteringsgränsen markeras i rött.

 Vid beräkning av Σ PFAS4 ingår endast kvantifierbara halter.

BV - Backspolvatten

PFAS-RENING VID DRICKSVATTENPRODUKTION

Pilottester för rening av klarfasen från flotations slam med anjonbytare vid Görvälnverket

Tabell 7. Övriga analyserade PFAS resultat för PFAS4 i de olika provpunkterna vid provtagning 2024-07-11.

PFAS	L2	T2	T3	K1	K2	K3	K4
PFBA	2,1	2,1	2,3	<0,60	<0,60	<0,60	<0,60
PFHxA	1	1,2	1,3	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
PFHpA	0,95	1,1	0,94	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
PFDA	0,68	0,66	0,64	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
PFUnDA	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
PFDoA	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
PFBS	0,57	0,62	0,52	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
PFHpS	0,4	0,35	0,34	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
PFDS	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
FTS, 6:2	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
PFDoS	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFNS	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
PFPeA	1,1	0,98	0,98	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
PFPeS	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
PFTTrDA	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
PFTTrDS	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30
PFUnDS	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30	<0,30

6.2 Analysresultat standardparameter

Tabell 8. Samtliga analysresultat för standardparameter i de olika provpunkterna.

Provnnummer	Provet taget	Provpunkt	Turbiditet		pH	Temperatur	Konduktivitet 25°C	TOC	DOC	
			FNU	UV-Absorbans 254nm 5cm Abs						
85498	2024-07-11	L2	3,20	0,620	6,6	18,7	27,0	10,8	9,6	
85499		T2	2,70	0,652	6,9	18,7	27,0	9,9	9,2	
85500		T3	1,40	0,620	6,9	19,1	27,0	9,2	8,6	
85501		K1	1,30	0,326	6,9	19,0	27,1	7,3	6,8	
85502		K2	1,30	0,214	6,9	19,0	27,1	6,0	5,6	
85503		K3	1,30	0,137	6,9	19,1	27,2	5,3	4,9	
85504		K4	1,30	0,130	6,9	19,7	27,2	5,3	4,9	
86000		L2	3,10	0,539	6,6	19,5	26,6	11,6	9,7	
86001	2024-08-06	T2	1,60	0,575	6,9	19,9	26,7	9,4	8,8	
86002		T3	1,30	0,594	6,9	20,1	26,9	9,0	8,7	
86003		K1	0,85	0,512	6,9	20,3	26,8	8,2	8,0	
86004		K2	0,85	0,452	6,9	20,3	26,8	7,9	7,5	
86005		K3	0,80	0,363	6,9	20,4	26,8	7,0	7,0	
86006		K4	0,90	0,214	6,9	20,7	26,9	6,0	5,7	
86303		2024-08-14	T3						7,6	7,3
86304			K2						6,4	6,2
86305	K3							6,1	5,8	
86306	K4							5,9	5,5	
86307	BV-K1							114,0	9,7	
86308	BV-K2							108,0	8,7	

PFAS-RENING VID DRICKSVATTENPRODUKTION

Pilottester för rening av klarfasen från flotations slam med anjonbytare vid Görvålverket

86309		BV-K3						70,2	9,5
86310		BV-K4						107,0	8,9
86311		K1						6,4	6,5
86312		K2						6,1	6,2
86313		K3						5,7	5,9
86314		K4						5,0	4,8
86479		L2	280,00	0,631	6,7	20,9	26,8	208,0	7,8
86480		T2	24,00	0,704	7,1	21,0	26,6	18,0	7,5
86481		T3	0,60	0,624	7,1	21,1	26,7	7,6	6,9
86482	2024-08-21	K1	0,35	0,572	7,2	21,1	26,7	6,6	6,5
86483		K2	0,30	0,552	7,1	21,1	26,7	6,7	6,2
86484		K3	0,40	0,491	7,2	21,1	26,7	6,3	6,0
86485		K4	0,30	0,366	7,1	21,1	26,7	5,7	5,5
88415		L2	1,43	0,632	6,8	14,7	24,8	8,5	7,9
88416		T3	0,54	0,641	6,9	15,6	25,0	7,9	7,7
88417	2024-11-04	K1	0,35	0,588	6,9	15,9	25,1	7,2	7,0
88418		K2	0,34	0,571	6,9	16,2	25,1	7,0	6,6
88419		K3	0,37	0,528	7,0	16,2	25,1	6,9	6,6
88420		K4	0,37	0,521	6,9	16,7	25,1	7,1	7,0
91582		L2	2,06	0,574	6,9	15,0	26,3	9,0	8,1
91583		T2	2,25	0,570	6,9	15,2	26,4	9,4	8,4
91584		T3	1,15	0,582	6,9	15,1	26,4	8,9	8,6
91585	2025-03-18	K1	0,96	0,557	7,1	15,3	26,4	8,9	8,5
91586		K2	1,01	0,557	7,1	16,1	26,5	9,0	8,6
91587		K3	0,96	0,529	7,1	16,3	26,5	8,9	8,5
91588		K4	1,03	0,508	7,1	16,3	26,4	9,0	8,6
91989		L2	1,54	0,601	7,0	15,9	25,9	8,5	7,9
91990		T2	1,25	0,597	7,0	15,2	25,8	8,1	7,4
91991		T3	0,47	0,597	7,0	15,7	25,8	7,5	7,3
91992	2025-04-01	K1	0,48	0,572	7,2	16,7	25,9	7,2	7,2
91993		K2	0,40	0,569	7,2	17,0	25,9	7,2	7,1
91994		K3	0,39	0,545	7,2	17,4	25,9	7,2	6,7
91995		K4	0,37	0,537	7,2	17,7	25,9	7,3	6,9
93076		L2	1,46	0,606	6,9	16,2	26,1	8,7	7,9
93077		T2	1,53	0,604	6,9	16,2	26,1	8,7	7,7
93078		T3	0,56	0,598	7,0	16,5	26,1	8,1	7,7
93079	2025-05-13	K1	0,46	0,568	7,1	17,4	26,2	7,5	7,2
93080		K2	0,45	0,558	7,2	17,5	26,2	7,4	7,2
93081		K3	0,47	0,544	7,2	17,4	26,2	7,0	7,1
93082		K4	0,55	0,542	7,2	17,7	26,2	7,3	7,3
99134	2025-05-19	Tvättvatten K4	8,34	-	12,93	19,5	9917	944	926
94383		L2	1,55	0,624	7,1	20,3	25,2	8,2	7,0
94384		T2	1,10	0,618	7,3	20,0	25,3	7,7	6,7
94385		T3	0,49	0,649	7,3	20,0	25,8	6,9	6,5
94386	2025-07-01	K1	0,36	0,598	7,2	20,1	25,2	6,4	6,2
94387		K2	0,42	0,602	7,3	20,1	25,2	6,2	6,3
94388		K3	0,34	0,586	7,3	20,1	25,2	6,2	6,2
94389		K4	0,35	0,403	7,2	20,2	25,3	5,3	5,2
96148	2025-09-03	L2	1,14	0,635	7,0	19,8	24,6	7,8	7,4
96149		T2	0,84	0,637	7,1	20,1	24,5	7,5	7,2

PFAS-RENING VID DRICKSVATTENPRODUKTION

Pilottester för rening av klarfasen från flotations slam med anjonbytare vid Görvålverket

96150		T3	0,71	0,646	7,2	20,0	24,5	7,7	7,5
96151		K1	0,50	0,614	7,2	19,8	24,5	6,7	6,7
96152		K2	0,37	0,617	7,2	19,8	24,5	7,1	7,2
96153		K3	0,41	0,603	7,2	19,9	24,5	7,1	7,3
96154		K4	0,46	0,580	7,1	19,7	24,5	6,8	7,0
97685	2025-10-21	T3	1,19	0,6492	6,99	17,9	23,58	8,48	7,54
97686		K1	1,04	0,6606	7,08	17,9	23,52	8,28	7,37
97687		K2	1,07	0,6425	7,03	17,9	23,6	7,78	7,39
97688		K3	1,03	0,636	7,02	18	23,6	8,06	7,97
97689		K4	1,04	0,636	7,07	18,2	23,63	7,81	8,08
97690		Dricksvatten	0,25	0,4657	7,74	18,3	26,57	5,02	4,88
97691		BV-K1	26,1	0,5987	7,15	18,3	24,86	40,49	12,21
97692		BV-K2	17,2	0,6391	7,25	18,4	25,61	27,77	7,97
97693		BV-K3	25,8	0,6608	7,18	18,4	25,29	59,12	9,66
97694		BV-K4	15,7	0,7128	7,35	18,6	25,9	34,65	7,76
97729	2025-10-22	L2	2,47	0,698	6,9	19	23,43	10,18	8,90
97730		T2	2,03	0,6744	6,93	18,9	23,36	8,93	8,52
97731		T3	0,99	0,6744	6,94	19	24,66	8,93	8,46
97732		K1	0,92	0,6434	7,13	18,9	23,35	7,72	7,90
97733		K2	0,89	0,6498	7,1	18,9	23,34	8,05	7,87
97734		K3	0,87	0,637	7,1	19,1	23,33	7,80	8,04
97735		K4	0,88	0,6266	7,15	19,1	23,33	7,78	7,52
99080	2025-12-09	L2	1,16	0,5937	6,79	16,3	21,56	7,31	6,87
99081		T2	0,94	0,5854	6,95	16,4	21,59	7,19	6,53
99082		T3	0,16	0,5999	6,97	16,7	21,6	6,34	6,64
99083		K1	0,14	0,5814	7,13	17,4	21,66	6,22	6,15
99084		K3	0,16	0,5794	7,14	17,6	21,67	6,40	6,14
99085		K4	0,14	0,5814	7,11	17,7	21,67	6,18	6,13
99115		Dricksvatten	0,1	0,4713	8	18,2	24,68	4,93	5,08
99116		BV-K2	4,77	0,5422	7,16	17,8	23,52	11,22	6,99
99117		BV-K2	1,11	0,5927	6,83	17,7	21,95	7,29	6,48
99118		BV-K3	3,22	0,5208	7,12	17,9	23,4	9,75	6,57
99119		BV-K4	5,57	0,5825	7,12	18,2	23,06	12,52	7,51
99127		T2	0,9	0,5825	6,94	15,6	21,85	6,67	6,66
99128		T3	0,19	0,6021	6,94	15,7	21,85	6,20	6,57
99129		K1	0,14	0,5794	7,12	16,2	22,02	6,03	6,36
99130		K3	0,18	0,5675	7,22	16,3	21,89	6,14	6,54
99131	K4	0,2	0,5754	7,24	16,7	21,93	6,03	6,42	

PFAS-RENING VID DRICKSVATTENPRODUKTION

Pilottester för rening av klarfasen från flotations slam med anjonbytare vid Görvålnverket

6.3 Analysresultat metaller och huvudjoner

Tabell 9. Samtliga analysresultat för metaller och huvudjoner i de olika provpunkterna.

Provnummer	Provet taget	Provpunkt	Aluminium	Aluminium syralöslig	Järn	Järn syralöslig	Mangan	Mangan syralöslig	Fluorid	Klorid	Sulfat	
			µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	
85498	2024-07-11	L2		43,0		1,0		150				
85499		T2		51,0		1,9		140				
85500		T3		45,0		1,3		130				
85501		K1		38,0		8,4		130				
85502		K2		38,0		1,2		130				
85503		K3		40,0		<1,0		130				
85504		K4		41,0		<1,0		130				
86000	2024-08-06	L2		32,0		<1,0		68				
86001		T2		42,0		2,2		79				
86002		T3		38,0		2,0		80				
86003		K1		33,0		1,4		79				
86004		K2		28,0		1,1		81				
86005		K3		31,0		1,0		77				
86006		K4		28,0		<1,0		77				
86303	2024-08-14	T3	85,0	27,0	4,2	2,2	41,0	42,0	<0,20	17,0	54,0	
86304		K2	37,0	24,0	1,7	2,3	41,0	39,0	<0,20	17,0	54,0	
86305		K3	53,0	24,0	1,9	2,0	40,0	41,0	<0,20	17,0	54,0	
86306		K4	43,0	24,0	1,4	<1,0	40,0	39,0	<0,20	17,0	54,0	
86307		BV-K1	38 000	52,0	1000	1,6	180,0	24,0	0,2	19,0	59,0	
86308		BV-K2	33 000	30,0	880	1,9	150,0	24,0	0,2	19,0	61,0	
86309		BV-K3	15 000	41,0	390	2,1	94,0	37,0	<0,20	18,0	55,0	
86310		BV-K4	29 000	36,0	660	1,4	150,0	32,0	<0,20	18,0	57,0	
86311		K1	99,0	78,0	1,9	1,0	20,0	19,0	<0,20	16,0	47,0	
86312		K2	97,0	66,0	2,0	<1,0	26,0	24,0	<0,20	16,0	47,0	
86313		K3	72,0	47,0	1,8	<1,0	29,0	28,0	<0,20	16,0	48,0	
86314		K4	65,0	37,0	1,4	<1,0	29,0	28,0	<0,20	16,0	49,0	
86479		2024-08-21	L2		33,0		1,1		37			
86480			T2		71,0		1,1		42			
86481	T3			29,0		2,1		44				
86482	K1			25,0		2,1		43				
86483	K2			24,0		1,3		44				
86484	K3			23,0		1,2		44				
86485	K4			21,0		<1,0		44				
91582	2025-03-18	L2	383,1	33,0	7,1	1,5	15,3	14,2				
91583		T2	366,1	29,0	8,4	2,1	11,0	10,1				
91584		T3	186,0	25,0	5,4	1,6	10,4	10,0				
91585		K1	149,0	28,0	3,8	1,0	9,6	9,4				
91586		K2	152,0	27,0	5,5	1,5	10,2	9,8				
91587		K3	150,0	28,0	3,9	0,9	10,2	9,6				

PFAS-RENING VID DRICKSVATTENPRODUKTION

Pilottester för rening av klarfasen från flotations slam med anjonbytare vid Görvålverket

91588		K4	161,0	25,0	4,1	0,9	10,1	9,7			
91989		L2	264,0	32,4	4,3	<1,0	15,5	14,9	<0,20	17,3	53,8
91990		T2	162,2	26,2	5,4	1,5	8,8	8,3	<0,20	17,3	53,7
91991		T3	38,8	18,5	3,1	2,4	7,8	7,6	<0,20	17,3	53,3
91992	2025-04-01	K1	30,3	21,0	1,8	1,1	7,3	7,2	<0,20	17,2	54,0
91993		K2	34,6	19,5	3,2	2,2	7,5	7,4	<0,20	17,3	53,9
91994		K3	28,3	19,3	1,6	1,0	7,5	7,4	<0,20	17,3	54,0
91995		K4	31,3	19,3	1,7	1,1	7,4	7,3	<0,20	17,2	53,7
93076		L2	179,1	31,8	2,6	0,7	50,6	49,9	<0,20	17,5	52,3
93077		T2	208,1	28,7	5,7	1,3	38,8	38,4	<0,20	17,6	52,1
93078		T3	71,2	21,3	3,1	1,7	38,1	38,0	<0,20	17,6	52,4
93079	2025-05-13	K1	50,4	24,2	2,0	1,0	35,8	34,1	<0,20	17,5	52,2
93080		K2	49,2	23,9	2,8	2,0	35,7	35,4	<0,20	17,6	52,2
93081		K3	46,9	23,9	1,7	0,9	33,5	35,8	<0,20	17,6	52,2
93082		K4	56,2	24,3	1,9	0,9	36,4	35,6	<0,20	17,7	52,1
99134	2025-12-09	Tvättvatten K4	72,8	67,9	2,00	1,53	0,0824	0,0439	-	-	-
94383		L2	0,375	0,042	0,006	0,001	0,086	0,086	<0,20	16,9	51,0
94384		T2	0,202	0,041	0,005	0,002	0,054	0,053	<0,20	17,0	51,3
94385		T3	0,038	0,026	0,003	0,002	0,051	0,052	<0,20	16,9	51,3
94386	2025-07-01	K1	0,031	0,024	0,002	0,001	0,043	0,043	<0,20	16,7	51,4
94387		K2	0,026	0,024	0,002	0,002	0,048	0,047	<0,20	16,7	51,4
94388		K3	0,026	0,023	0,002	0,001	0,048	0,048	<0,20	16,8	51,1
94389		K4	0,021	0,020	0,001	0,001	0,047	0,048	<0,20	16,8	51,6
96148		L2	0,266	0,038	0,004	0,001	0,120	0,117	<0,20	17,0	49,8
96149		T2	0,162	0,037	0,006	0,002	0,085	0,086	<0,20	17,0	49,8
96150		T3	0,106	0,038	0,008	0,003	0,081	0,085	<0,20	17,0	49,6
96151	2025-09-03	K1	0,056	0,037	0,002	0,001	0,074	0,074	<0,20	17,0	49,6
96152		K2	0,055	0,032	0,003	0,002	0,083	0,080	<0,20	17,2	49,8
96153		K3	0,060	0,033	0,002	0,001	0,079	0,077	<0,20	17,1	49,7
96154		K4	0,063	0,026	0,002	0,001	0,082	0,084	<0,20	17,0	49,7
97685		T3	0,0652	0,0249	0,0048	0,0027	0,150	0,138			
97686		K1	0,0311	0,0212	0,0017	0,0011	0,110	0,108			
97687		K2	0,0305	0,0218	0,0028	0,0020	0,105	0,105			
97688		K3	0,0345	0,0220	0,0020	0,0015	0,113	0,111			
97689		K4	0,0294	0,0204	0,0015	0,0011	0,122	0,128			
97690	2025-10-21	Dricksvatten	0,0348	0,0245	0,0059	0,0016	0,0019	0,0014			
97691		BV-K1	5,15	0,0711	0,261	0,0026	0,384	0,0023			
97692		BV-K2	6,27	0,0425	0,326	0,0022	0,284	0,0057			
97693		BV-K3	20,03	0,0625	0,984	0,0025	1,11	0,0028			
97694		BV-K4	3,59	0,0433	0,451	0,0010	0,205	0,0009			
97729		L2	0,331	0,0287	0,0033	0,0008	0,217	0,211			
97730		T2	0,205	0,0245	0,0053	0,0018	0,200	0,192			
97731		T3	0,0998	0,0232	0,0093	0,0029	0,201	0,198			
97732	2025-10-22	K1	0,0263	0,0191	0,0018	0,0012	0,178	0,176			
97733		K2	0,0281	0,0194	0,0028	0,0018	0,175	0,177			
97734		K3	0,0333	0,0207	0,0017	0,0012	0,171	0,171			
97735		K4	0,0276	0,0194	0,0017	0,0011	0,189	0,185			
99080	2025-12-09	L2	0,2275	0,0343	0,0030	0,0007	0,0377	0,0378	<0,20	14,8	42,1
99081		T2	0,1508	0,0261	0,0046	0,0021	0,0274	0,0274	<0,20	14,9	42,2

PFAS-RENING VID DRICKSVATTENPRODUKTION

Pilottester för rening av klarfasen från flotations slam med anjonbytare vid Görvålverket

99082	T3	0,0249	0,0192	0,0031	0,0028	0,0281	0,0282	<0,20	14,9	42,0
99083	K1	0,0174	0,0153	0,0014	0,0022	0,0227	0,0229	<0,20	15,2	42,3
99084	K3	0,0170	0,0143	0,0027	0,0016	0,0233	0,0232	<0,20	15,0	42,4
99085	K4	0,0170	0,0156	0,0014	0,0017	0,0263	0,0264	<0,20	14,9	42,2
99115	Dricksvatten	0,0341	0,0280	0,0084	0,0015	0,0013	0,0008	<0,20	14,3	42,0
99116	BV-K2	1,8882	0,0354	0,1119	0,0017	0,1803	0,0097	0,206	16,3	44,2
99117	BV-K2	0,2304	0,0300	0,0026	0,0014	0,0395	0,0394	<0,20	15,3	42,2
99118	BV-K3	1,0859	0,0205	0,0639	0,0016	0,0714	0,0103	0,204	16,0	45,2
99119	BV-K4	1,6821	0,0209	0,0907	0,0011	0,0471	0,0153	0,204	15,8	45,5
99127	T2	0,1285	0,0209	0,0049	0,0018	0,0271	0,0267	<0,20	15,1	42,3
99128	T3	0,0231	0,0188	0,0030	0,0024	0,0270	0,0270	<0,20	15,1	42,9
99129	K1	0,0170	0,0155	0,0017	0,0014	0,0209	0,0209	<0,20	14,8	42,6
99130	K3	0,0157	0,0152	0,0015	0,0011	0,0201	0,0199	<0,20	14,7	42,3
99131	K4	0,0160	0,0155	0,0012	0,0016	0,0241	0,0241	<0,20	14,8	42,2

PFAS-RENING VID DRICKSVATTENPRODUKTION

Pilottester för rening av klarfasen från flotationslam med anjonbytare vid Görvålverket

**STOCKHOLM**

Box 21060, 100 31 Stockholm

GÖTEBORG

Box 53021, 400 14 Göteborg

MALMÖ

Nordenskiöldsgatan 24
211 19 Malmö

KRISTINEBERG

**(Center för marin forskning
och innovation)**

Kristineberg 566
451 78 Fiskebäckskil

SKELLEFTEÅ

Kanalgatan 59
931 32 Skellefteå

BEIJING, CHINA

Room 612A
InterChina Commercial Building No.33
Dengshikou Dajie
Dongcheng District
Beijing 100006
China

© IVL SVENSKA MILJÖINSTITUTET AB | Tel: 010-788 65 00 | www.ivl.se