



UPPSALA  
UNIVERSITET



UPTEC W 22017

Examensarbete 30 hp  
Juni 2022

Utvärdering av reningseffektivitet och driftstabilitet  
vid kombination av aktivt kol och anjonbytare  
för avskiljning av läkemedel och PFAS i  
avloppsvatten

---

Lovisa Olofsson

## Referat

### Utvärdering av reningseffektivitet och driftstabilitet vid kombination av aktivt kol och anjonbytare för avskiljning av läkemedel och PFAS i avloppsvatten

*Lovisa Olofsson*

Läkemedel och per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) har identifierats i utgående vatten från avloppsvattenverk där förekomsten av dessa mikroföroreningar har fått mycket uppmärksamhet då dessa ämnen har visats kunna leda till negativa effekter på den akvatiska miljön. De traditionella reningsteknikerna som idag används på avloppsreningsverk (ARV) har begränsad reningseffekt på mikroföroreningar där ett särskilt reningssteg för avancerad rening av mikroföroreningar krävs för att minska utsläppen av dessa till miljön.

Denna studie syftade till att undersöka reduktionen av mikroföroreningar vid kombination av granulärt aktivt kol (GAK) och anjonbytare (AIX). Samt att undersöka vilken utformning, uppströmsflöde med fluidiserad bädd eller nedströmsflöde med fixerade bäddar, som fungerade mest effektivt med avseende på driftstabiliteten. Vidare syftade arbetet till att utifrån tidigare insamlade data från liknande kolonnförsök på Uppsala Vatten utreda eventuell korrelation mellan totalt organiskt kol (TOC), löst organiskt kol (DOC) och UVA med läkemedel och PFAS som skulle kunna användas som uppföljningsmetod i det senare fullskaliga reningssteget på Kungsängsverket. Kolonnförsöken bestod av sju kolonner vilka delades in i tre driftlinjer. Driftlinje ett bestod av ett GAK-filter med Cyclecarb 401 följt av ett AIX-filter med Purolite 694E, liknande utformning användes för driftlinje två men där GAK-filter med Filtrasorb 400 användes i stället för Cyclecarb 401. Samtliga filter i driftlinje ett och två drevs med nedströmsflöde. Den sista driftlinjen som undersöktes bestod av Cyclecarb 401 följt av två AIX-filter med uppströmsflöde och fluidiserade bäddar. Till varje driftlinje pumpades utgående vatten från Kungsängsverket ARV genom en förbehandling bestående av två patronfilter. I GAK- och AIX-filtren med nedströmsflöde användes en kontakttid på 15 respektive 5 minuter medan en kontakttid på 2 minuter användes för de fluidiserades AIX-filtren.

Reningseffektiviteten undersöktes med avseende på PFOS, diklofenak, citalopram, metoprolol och oxazepam vid två tillfällen motsvarande 100 respektive 5 000 behandlade bäddvolym i GAK-filtren. Utifrån analyserna beräknades reduktionsgraden över de enskilda filtren samt över varje driftlinje. Driftstabiliteten undersöktes genom att jämföra backspolningsbehovet för de tre driftlinjerna samt genom att undersöka reduktionen av TOC, DOC och UVA över dessa. Resultaten visade på god reduktion av mikroföroreningar över samtliga driftlinjer, där reduktionen var över 80 procent. Vid jämförelse av de olika GAK-filtren uppvisade Cyclecarb 401 högre reduktion av PFOS och diklofenak jämför med Filtrasorb 400. Seriedrift av GAK- och AIX-filter visades komplettera varandra där mikroföroreningar som avskildes sämre av GAK avskildes i efterföljande AIX vilket medför ett mer resurseffektivt användande av adsorbenterna. Stabiliteten med avseende på backspolningsbehov och reduktion var högst för driftlinje tre och viss korrelation mellan TOC och UVA och några mikroföroreningar kunde ses men där fler analyser skulle behövas för att undersöka detta närmare.

**Nyckelord:** Läkemedel, PFAS, Avskiljning, Avloppsreningsverk, Aktivt kol, Anjonbytare

*Institutionen för vatten och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Gerda Nilssons väg 5, SE-756 51 Uppsala, Sverige. ISSN 1401-5765.*

## Abstract

### **Evaluation of treatment efficiency and operational stability for combination of activated carbon and anion exchange filters for removal of pharmaceuticals and PFASs in wastewater**

*Lovisa Olofsson*

Pharmaceuticals and poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) have been detected in outgoing water from wastewater treatment plants (WWTPs) where the presence of these micropollutants (MPs) has received much attention as these substances have been shown to lead to negative effects on the aquatic environment. The traditional treatment techniques currently used at WWTPs have a limited treatment effect on MPs, where an alternative treatment step for advanced treatment of MPs is required to reduce the emission of these to the environment.

This study aimed to investigate the reduction of MPs for the combination of granular activated carbon (GAC) and anion exchange resin (AE) and to investigate which design (i.e., upstream flow with fluidized bed or downstream flow with fixed beds), worked most effectively in terms of operational stability. Furthermore, the work aimed to investigate, based on previously collected data from similar column experiments at Uppsala Water and Waste AB, correlation between total organic carbon (TOC), dissolved organic carbon (DOC) and UVA with pharmaceuticals and PFAS that could be used as a follow-up method in the later full-scale treatment step at Kungsängsverket. The column experiments consisted of seven columns which were divided into three operating lines. Operating line one consisted of a GAC filter with Cyclecarb 401 followed by an AE filter with Purolite 694E, similar design was used for operating line two but with Filtrasorb 400 instead of Cyclecarb 401, both lines with downstream flow. The last operating line consisted of Cyclecarb 401 followed by two AE filters with upstream flow and fluidized beds. Outgoing water from Kungsängsverket WWTP was pumped to each operating line through a pre-treatment consisting of two cartridge filters. In the GAC and AE filters with downstream flow a contact time of 15 and 5 minute respectively, was used, while a contact time of 2 minutes was used for the fluidized AE filters.

The reduction efficacy was examined for five selected MPs PFOS, diclofenac, citalopram, metoprolol and oxazepam on two occasions corresponding to 100 and 5 000 treated bed volumes in the GAC filters. Based on the analyzes, the degree of reduction was calculated over the individual filters and over each operating line. Operational stability was examined by comparing the backwashing need for the three operating lines and by examining the reduction of TOC, DOC and UVA over these. The results showed a good reduction of MPs for all operating lines, where the reduction was over 80 percent. Cyclecarb 401 showed a higher reduction of PFOS and diclofenac compared to Filtrasorb 400. Series operation of GAC and AE filters was shown to complement each other, where MPs that showed lower separation in GAC were separated in subsequent AE, which results in a more resource-efficient use of the adsorbents. The stability seen to backwashing needs and reduction was highest for operating line three. The correlation study showed correlation between TOC and UVA with some of the MPs, but more samples would be needed to investigate this further.

**Keywords:** Pharmaceuticals, PFAS, Removal, Wastewater Treatment, Activated Carbon, Anion Exchange,

*Department of Aquatic Sciences and Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Gerda Nilssons väg 5, SE-756 51 Uppsala, Sweden. ISSN 1401-5765*

## Förord

Detta examensarbete utgjorde den sista delen av civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet och Sveriges lantbruksuniversitet, omfattande 30 högskolepoäng. Arbetet utfördes för Uppsala Vatten och Avfall AB med Anna Maria Sundin, utvecklingsingenjör på Uppsala Vatten, som handledare och Lutz Ahrens på institutionen för vatten och miljö vid SLU Ultuna som ämnesgranskare och Christian Baresel vid IVL som handledare.

Jag skulle vilja ge ett stort tack till min handledare Anna Maria Sundin och min ämnesgranskare Lutz Ahrens för er vägledning och stöttning under projektets gång. Vidare skulle jag vilja tacka Niklas Svanberg, processingenjör på Uppsala vatten, för all hjälp med driften av kolonnerna samt tack till Johanna Andersson, utredningsingenjör på Uppsala Vatten, för hjälp med analysresultat och vägledning av rapporten. Jag skulle också vilja tacka alla på Uppsala Vatten som jag stött på under projektets gång för uppmuntran och intresse i mitt projekt. Ett extra stort tack vill jag också framföra till Christian Baresel på IVL Svenska Miljöinstitutet för ditt otroliga engagemang i mitt projekt och för alla snabba svar och tips du gett mig längs vägen.

Slutligen skulle jag vilja tacka vänner och familj för ert stöd och för att ni funnits vid min sida och hejat på mig från start till mål.

*Lovisa Olofsson*

Uppsala, juni 2022

## Populärvetenskaplig sammanfattning

Förekomst av mikroföroreningar i sjöar och vattendrag har under de senaste åren genererat stor uppmärksamhet. Läkemedel och per- och polyfluorerade alkylsubstanser även kallade PFAS är två typer av mikroföroreningar som identifierats i utgående vatten från avloppsreningsverk. Dagens avloppsreningsverk är designade för att rena vattnet från övergödande ämnen som fosfor och kväve samt organiskt material men är däremot inte utformade för att rena bort just mikroföroreningar. Det finns därför ett behov av ökad kunskap om avancerade reningstekniker som kan komplettera den existerande reningen på dagens avloppsreningsverk.

Läkemedel är något som många människor använder dagligen, till exempel antidepressiva, blodtrycksmediciner eller smärtstillande vilka tas för att lindra eller bota olika symptom eller sjukdomar. Dessa läkemedel följer med urin och avföring ut ur kroppen och hamnar till sist i avloppsreningsverken. Att minska mängden läkemedel som tar sig till avloppsreningsverken är svårt. Även PFAS har identifierats i utgående vatten från avloppsvattenverk där dessa hamnar i avloppsvattnet till följd av vanligen använda produkter innehållande PFAS såsom stekpannor, smink och matförpackningar. Att just dessa mikroföroreningar följer med det rena vattnet ut från avloppsreningsverk beror till stor del på att dessa ämnen är utformade till att motstå nedbrytning men även till följd av att avloppsverken saknar specifika reningssteg för just mikroföroreningar.

För att avskilja mikroföroreningar finns idag olika avancerade tekniker som är mer eller mindre beprövade. Två tekniker som visats, främst inom dricksvattenreningen, vara effektiva är filtrering med aktivt kol och anjonbytare till vilka läkemedel och PFAS visats kunna binda och på så sätt avskiljas från vattnet. Aktivt kol är ett material som har stor förmåga att avskilja ämnen från vatten genom att dessa ämnen adsorberas till materialet, där den höga adsorptionskapaciteten är till följd av materialets porer och stora yta. Även anjonbytare avskiljer ämnen men då främst genom att ämnen byter plats med joner som sitter bundna på materialets yta och på så sätt avskiljs de från vattnet. Idag är erfarenheten gällande kombination av dessa tekniker begränsad vilket detta arbete syftar till att bidra med.

Denna studie har undersökt möjligheten att rena avloppsvattnet från läkemedel och PFAS med kombination av filter bestående av aktivt kol och anjonbytare samt vilken typ av filterutformning som ger den mest stabila driften. Då analys av vatten med avseende på mikroföroreningar är kostsamt och tar mycket tid undersöktes även sambandet mellan parametrar som är enklare att mäta i form av totalt organiskt kol (TOC), löst organiskt kol (DOC) och ultraviolett strålning (UVA) med läkemedel och PFAS. Detta gjordes genom kolonnförsök där aktivt kol och anjonbytare adderades till kolonner vilka fick filtrera utgående vatten från Uppsala Vatten avloppsreningsverk Kungsängsverket. I kolonnförsöken undersöktes reduktionen av fem ämnen, varav fyra läkemedel ett PFAS-ämne med de granulära aktiva kolen Cyclecarb 401 och Filtrasorb 400 samt med anjonbytaren Purolite 694E. Dessa adsorbenter placerades i sju kolonner vilka delades in i tre olika driftlinjer. Driftlinje ett bestod av en kolonn med Cyclecarb 401 följt av en kolonn med Purolite 694E, driftlinje två bestod också av två seriekopplade kolonner men med Filtrasorb 400 i stället för Cyclecarb 401. Driftlinje tre bestod av tre kolonner en med Cyclecarb 400 följt av två kolonner med Purolite 694E till vilka vatten pumpades in i botten av kolonnen för att skapa en svävande bädd av materialet även kallade för fluidiserade filter.

Reningseffektiviteten undersöktes genom analys av vattnet innan samt efter kolonnerna. Provtagning utfördes vid två tillfällen, vid uppstart och efter cirka åtta veckor. Utifrån

analyserna beräknades reduktionsgraden över de enskilda filtren samt över varje driftlinje. Driftstabiliteten undersöktes genom att jämföra backspolningsbehovet för de tre driftlinjerna samt genom att undersöka reduktionen av totalt organiskt kol, löst organiskt kol och UVA över dessa. Där backspolning är då vatten spolas i motsatt riktning genom filtren för att rengöra dessa från partiklar som fastnat och stoppar vattnet från att rinna igenom filtren.

Resultaten visade god reduktion över de tre driftlinjerna där samtliga reducerade de undersökta mikroföroreningarna till över 80 procent. Då reduktionsgraden mellan de olika kombinationerna jämfördes kunde skillnad ses mellan användning av de aktiva kolen Cyclecarb 401 och Filtrasorb 400 där Cyclecarb 401 avlägsnande mikroföroreningarna PFOS och diklofenak bättre än Filtrasorb 400, vilket medför att kombinationen av Cyclecarb 401 och Purolite 694E kan vara ett bättre alternativ än kombination av Filtrasorb 400 och Purolite 694E. Vidare visades de olika materialen komplettera varandra där vissa ämnen som inte togs bort med det granulära aktiva kolet togs bort i den efterföljande kolonnen med anjonbytare. Detta medför att det aktiva kolet kan användas längre innan de behöver bytas jämfört med om bara granulärt aktivt kol används. Totalt organisk kol och UVA visades vidare ha potential att användas som uppföljningsmetod men där mer data skulle krävas för att utreda detta närmare.

## **Begreppslista**

AIX – Anjonbytare

ARV – Avloppsreningsverk

BV – Bäddvolym

DOC – Löst organiskt kol

EBCT – Kontaktid (Empty bed contact time)

GAK – Granulärt aktivt kol

PFAS – Per- och polyfluorerade alkylsubstanter

PFAS-11 – Summa av 11 PFAS (PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFBS, PFHxS, PFOS, 6:2 FTSA)

PFBA- Perfluorbutan syra

PFBS – Perfluorbutansulfonsyra

PFDA – Perfluordekansyra

PFHpA – Perfluorheptansyra

PFHxA – Perfluorhexansyra

PFHxS – Perfluorhexansulfonsyra

PFNA – Perfluoronansyra

PFOA – Perfluoroktansyra

PFOS – Perfluoroktansulfonat

PFPeA – Perfluorpentansyra

TOC – Totalt organiskt kol

UF – Ultrafiltrering

UVA – Ultraviolet strålning

6:2 FTSA – Fluortelomer sulfonat

## Innehållsförteckning

<b>1 Inledning</b> .....	<b>1</b>
1.1 Mål och syfte .....	2
1.1.1 Frågeställningar .....	2
1.1.2 Avgränsningar .....	2
<b>2 Bakgrund</b> .....	<b>3</b>
2.1 Avloppsrening Kungsängsverket .....	3
2.2 Avancerad rening .....	4
2.3 Mikroföroreningar .....	5
2.3.1 Per- och polyfluorerade alkylsubstanser .....	5
2.3.2 Läkemedel .....	7
2.4 Tidigare undersökningar vid Kungsängsverket .....	8
2.4.1 Förstudie Sweco .....	8
2.4.2 Tidigare examensarbete.....	8
2.4.3 Pilotstudieprojekt 2021–2023 .....	8
<b>3 Avancerad rening med aktivt kol och anjonbytare</b> .....	<b>9</b>
3.1 Dimensionering .....	9
3.2 Filterutformning .....	10
3.3 Flerfilterdrift .....	11
3.4 Vattenmatrisen och förbehandling .....	11
3.5 Aktivt kol.....	12
3.6 Anjonbytare .....	13
<b>4 Material och metoder</b> .....	<b>15</b>
4.1 Kolonnförsök.....	15
4.1.1 Val av adsorbent.....	15
4.1.2 Kolonnuppställning .....	16
4.2 Kolonndrift .....	18
4.2.1 Allmän kontroll .....	19
4.2.2 Backspolning .....	19
4.2.3 Belastningstester.....	19
4.3 Provtagning och analyser .....	19
4.4 Korrelation mellan TOC, DOC, UVA och mikroföroreningar .....	20
<b>5 Resultat</b> .....	<b>21</b>
5.1 Drifterfarenhet .....	21
5.1.1 Driftstabilitet .....	21
5.1.2 Förbehandling.....	22



5.1.3 Backspolningsbehov.....	22
5.1.4 Belastningstester.....	25
5.1.5 Reduktionsgrad av TOC, DOC, UVA.....	26
5.1.6 Näringsämnen.....	29
5.1.7 Järn .....	30
5.2 Avskiljning mikroföroreningar.....	31
5.2.1 Läkemedel .....	31
5.2.2 Per- och polyfluorerade alkylsubstanter .....	33
5.2.3 Jämförelse av reduktionsgrad pilotlinjerna .....	35
5.3 Korrelation mellan mikroföroreningar med TOC, DOC och UVA.....	37
<b>6 Diskussion .....</b>	<b>40</b>
6.1 Drifterfarenhet .....	40
6.2 Avskiljning mikroföroreningar.....	41
6.3 Korrelation mellan mikroföroreningar med TOC, DOC och UVA.....	43
<b>7 Slutsatser .....</b>	<b>44</b>
<b>8 Referenser .....</b>	<b>45</b>
<b>9 Bilagor .....</b>	<b>50</b>

## 1 Inledning

Under de senaste decennierna har förekomsten av mikroföroreningar i vattenmiljön fått stor uppmärksamhet. Mikroföroreningar består av en stor grupp olika ämnen vilken inkluderar läkemedel och per- och polyfluorerade alkylsubstanser även kallade PFAS. Utsläpp av mikroföroreningar till miljön har uppmärksammats då dessa utgör en potentiell risk för vattenlevande organismer men kan också i förlängningen via dricksvatten påverka människor (Luo *et al.* 2014). Gemensamt för flera mikroföroreningar är deras stabilitet och resistens mot nedbrytning vilket inkluderar vissa läkemedel och PFAS-ämnen (Gagliano *et al.* 2020; Naturvårdsverket u.å.a). Både läkemedel och PFAS ämnen har identifierats i utgående vatten från avloppsreningsverk (Luo *et al.* 2014; Golovko *et al.* 2021).

Läkemedel utsöndras via urin och fekalier främst i form av metaboliter som sedan hamnar i avloppsreningsverken (Baresel *et al.* 2015). PFAS sprids i stället till miljön via tillverkning av PFAS innehållande produkter, användningen av dessa samt då dessa produkter blir till avfall (Kemikalieinspektionen u.å). Områden där brandskum använts bidrar också med utsläpp till miljön via bland annat dagvatten, där dessa områden kan ses som källor för PFAS långt efter att användningen upphört på platsen (Hansson *et al.* 2016). Förekomst av läkemedel i den akvatiska miljön har visats medföra negativa konsekvenser som hormonstörande effekter hos vattenlevande organismer och risk för ökad spridning av antibiotikaresistens (Naturvårdsverket u.å.a; Kemikalieinspektionen u.å). Även vissa PFAS har visats vara toxiska och bioackumulerande (Kemikalieinspektionen u.å).

De traditionella reningsteknikerna som används i Sverige idag är inte utformade för att avskilja läkemedelsrester och PFAS. För att minska dessa utsläpp från avloppsreningsverk till miljön krävs avancerade reningstekniker (Sundin *et al.* 2017). Vissa lättnedbrytbara läkemedel bryts ner i dagens avloppsreningsverk medan andra går igenom reningsstegen mer eller mindre opåverkade (Wahlberg *et al.* 2010; Hörsing *et al.* 2014). Vid Uppsala Vattens avloppsreningsverk Kungsängsverket avskiljs idag synliga föroreningar, syreförbrukande ämnen och näringsämnen genom mekanisk, biologisk och kemisk rening, men det saknas idag ett särskilt reningssteg för avskiljning av mikroföroreningar (Uppsala Vatten 2020), vilket Uppsala Vatten har som intention att implementera. Som ett steg i utredningen inför ett fullskaligt avancerat reningssteg har Uppsala vatten fått bidrag av Naturvårdsverket för att genomföra en förstudie och uppföra en pilotanläggning. Förstudien utförd av Sweco identifierade möjliga tekniker och utformningar av pilotanläggningen. De teknikerna som ansågs extra lämpade var granulärt aktivt kol samt kombination av ozonering och anjonbytare (Chen *et al.* 2021). En kombination av de adsorptiva reningsteknikerna granulärt aktivt kol (GAK) och anjonbytare (AIX) valdes ut för att undersökas vidare i pilotstudien. Vidare har Uppsala Vatten tillsammans med IVL Svenska Miljöinstitutet fortsatt arbetet med utformningen av pilotprojektet inför kommande avancerat reningssteg.

Viss erfarenhet av GAK för avskiljning av läkemedel vid avloppsreningsverk finns i Sverige idag (Chen *et al.* 2021) men den praktiska erfarenheten av kombination av GAK och AIX för avskiljning av PFAS är begränsad. Vidare innebär implementering av avancerad rening av mikroföroreningar kostsamma och tidskrävande analyser för uppföljning av reningseffektiviteten vilket motiverar utveckling av annan detektionsteknik för lättare och mer kostnadseffektiv uppföljning av dessa i utgående vatten (Malovanyy *et al.* 2021). UVA och DOC har visat potential som möjliga alternativa parametrar för att undersöka reduktionen av PFAS och läkemedel vid avskiljning med GAK (Malovanyy *et al.* 2021; Anumol *et al.* 2015).

## 1.1 Mål och syfte

Syftet med detta projekt var att undersöka reduktionen av mikroföroreningar vid kombination av GAK- och AIX-filter samt undersöka vilken teknisk utformning som fungerar mest effektivt med avseende på driftstabiliteten. Arbetet syftade också till att undersöka eventuell korrelation mellan TOC, DOC och UVA med läkemedel och PFAS för att undersöka om dessa skulle kunna användas som uppföljningsmetod i det senare fullskaliga reningssteget på Kungsängsverket.

### 1.1.1 Frågeställningar

- Vilken kombination av aktivt kol och anjonbytare ger högst reduktion av läkemedel och PFAS och kan seriedrift av GAK- och AIX-filter bidra med en mer resurseffektiv rening?
- Vilken metod, uppströms-/nedströmsfilter med anjonbytare fungerar mest effektivt med avseende på driftstabilitet?
- Finns det en korrelation mellan TOC, DOC och UVA med läkemedel och PFAS som skulle kunna användas som uppföljningsmetod i det fullskaliga reningssteget?

### 1.1.2 Avgränsningar

I denna studie analyserades vattenproverna med avseende på 32 PFAS-ämnen och 24 läkemedel som på förhand bestämts av Uppsala Vatten. Fokus ligger på reduktionsgraden av metoprolol, citalopram, diklofenak, oxazepam och PFOS som pekats ut vid tidigare utförd riskbedömning att vara av särskilt intresse (Chen *et al.* 2021). Två typer av GAK, Cyclecarb 401 och Filtrasorb 400, och en typ av AIX, Purolite 694E undersöks vilka bestämts av Uppsala Vatten tillsammans med IVL. Cyclecarb 401 valdes till följd av god reduktion av mikroföroreningar i tidigare examensarbete av Kalecinska (2021) och Filtrasorb 400 till följd av att det redan används i Uppsala vattens dricksvattenrening.

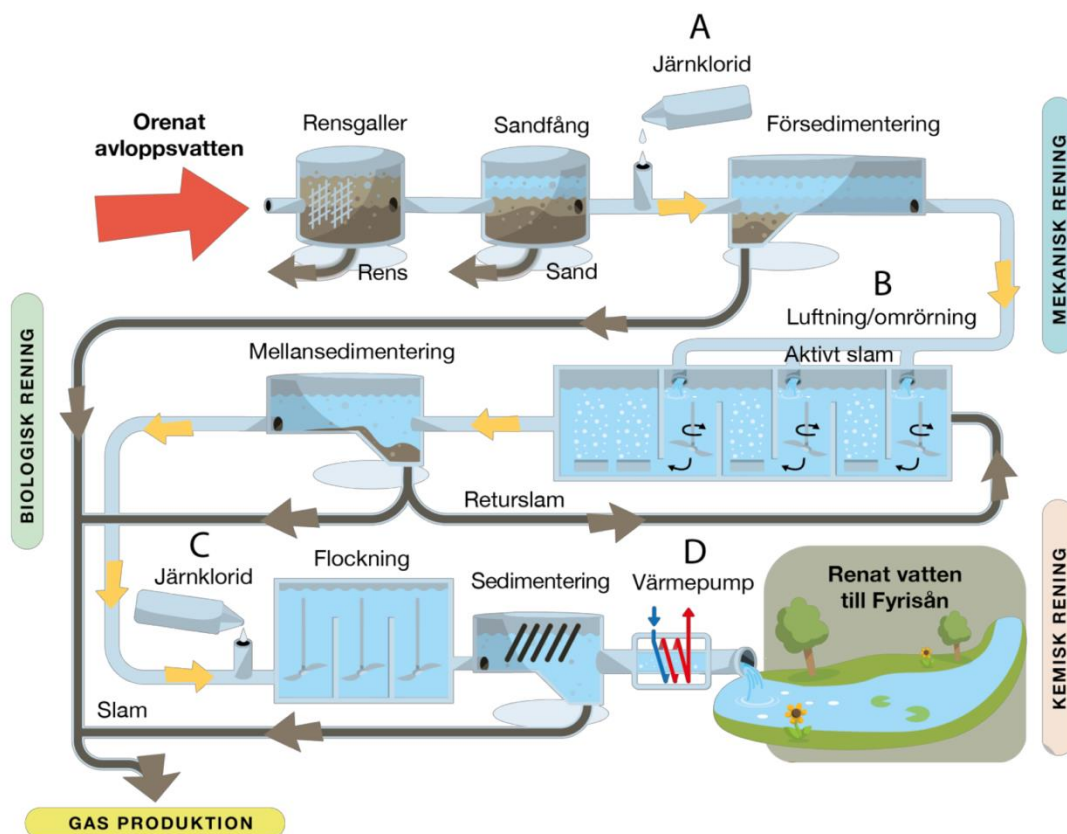
Korrelation mellan DOC, TOC och UVA undersöks tidigare benämnda ämnen samt flukonazol utifrån data insamlad vid tidigare examensarbete på Uppsala Vatten av Kalecinska (2021). Studien fokuserar vidare enbart på avancerad rening i form av kombinationen av GAK och AIX där ozonering som avancerad reningsteknik endast nämns översiktligt. Kostnader av implementering av avancerad rening samt miljöpåverkan kopplad till dessa bortses ifrån i denna studie.

Kolonnförsöken ger vidare endast en förenklad bild av de fortsatta pilotförsöken, där en förenklad förbehandling används vilken är tänkt att simulera den framtida förbehandlingen. Denna studie är vidare enbart en del av långtidstester, hur resultaten tas in i framtida reningssteg kommer bero på val av slutgiltiga tekniker i fullskaleimplementeringen.

## 2 Bakgrund

### 2.1 Avloppsrening Kungsängsverket

Kungsängsverket är Uppsala Vatten och Avfalls största reningsverk som ligger beläget sydost om Uppsala centrum i anslutning till Fyrisån. Avloppsvattenbehandlingen på Kungsängsverket består idag av tre huvudsakliga reningssteg; mekanisk, biologisk och kemisk rening, se Figur 1. Synliga föroreningar, syreförbrukande ämnen samt näringsämnen fosfor och kväve avskiljs innan det renade vattnet släpps ut till recipienten Fyrisån (Uppsala Vatten 2020).



**Figur 1.** Kungsängsverkets avloppsvattenrening. Inkommande vatten genomgår mekanisk-, biologisk och kemisk rening innan det släpps ut till recipienten Fyrisån (Uppsala Vatten 2020).

Orenat avloppsvatten inkommer först till det mekaniska reningssteget där grövre partiklar såsom papper avskiljs. De grövre föroreningarna avskiljs i rensgallret medan de tyngre partiklarna som inte avskiljs i rensgallret avskiljs i det efterföljande luftade sandfånget. Det sista steget i den mekaniska reningen består av en försedimentering där lättare partiklar avskiljs i sedimenteringsbassänger innan det mekaniskt renade avloppsvattnet fortsätter till den biologiska reningen. För att öka avskiljningen av de lättare partiklarna samt för att fälla ut fosfor och kol tillsätts järnklorid som fällningskemikalie innan försedimenteringen. Det slam som avskiljs i försedimenteringen, så kallat primärslam, pumpas till slambehandlingen där det rötas för att sedan avvattnas (Uppsala Vatten 2020).

Efter den mekaniska reningen avskiljs organiskt material och kväve i det biologiska reningssteget genom en aktiv slamprocess. Inkommande vatten blandas med aktivt slam i växelvis luftade bassänger (Uppsala Vatten 2020). Aktiva-slamprocesser kan se olika ut beroende på vad som ska avskiljas, där det vanligaste är att kväve avskiljs genom nitrifikation och denitrifikation i olika zoner där den ena är luftad medan den andra endast har omrörning. Nitrifikation är en process där bakterier med hjälp av syre oxiderar ammonium till nitrit som sedan oxiderar nitrit vidare till nitrat. I de anoxiska zonerna, vilka uppstår då syre saknas men nitrat finns, omvandlar bakterier nitraten som bildats vid nitrifikationen till kvävgas vilket kallas för denitrifikation (Bengtsson *et al.* 2019).

Det sista reningssteget består av ett kemiskt reningssteg. Fosfor och restflockar som blivit kvar från den biologiska reningen fälls ut genom tillsats av järnklorid. Utfällningen sker i flockningsbassänger där vattnet rörs om med propelleromrörare och flockar bildas. Dessa flockar avskiljs sedan i efterföljande slutsedimenteringsbassänger. I slutsedimenteringsbassängerna används vinklade rörlameller vilket ger en större yta för sedimentering och möjliggör en effektivare avskiljning. När vattnet genomgått den kemiska reningen leds det ut till Fyrisån (Uppsala Vatten 2020).

Kungsängsverket planeras byggas ut och om för att utöka kapaciteten från 200 000 person ekvivalenter till 330 000 person ekvivalenter. Om- och nybyggnation kommer bestå av bland annat ett nytt biologiskt reningssteg, efterpolering med avseende på fosforrening samt förbättrad vattenkvaliteten på inkommande vatten till framtida avancerat reningssteg av mikroföroreningar (Sundin 2022).

## 2.2 Avancerad rening

Majoriteten av Sveriges avloppsreningsverk är byggda för att möta dagens utsläppsvillkor med avseende på avskiljning av fosfor och kväve samt för att avskilja syreförbrukande ämnen men saknar rening av mikroföroreningar såsom läkemedel. De traditionella reningsteknikerna har en begränsad effekt på reduktionen av mikroföroreningar där viss biologisk nedbrytning samt adsorption till slampartiklar kan ske (Sundin *et al.* 2017). Läkemedel såsom ibuprofen och paracetamol är exempel på läkemedel som kan brytas ner fullständigt i dagens avloppsreningsverk medan mer svårnedbrytbara och vattenlösliga läkemedel bryts ner delvis eller inte alls utan följer med det renade vattnet ut till recipienten (Wahlberg *et al.* 2010; Hörsing *et al.* 2014). Behovet av avancerad rening för avskiljning av läkemedel ökar med ökat utsläpp av läkemedel samt faktorer som påverkar recipientens känslighet för belastning av dessa (Sundin *et al.* 2017).

Det finns flertalet avancerade reningstekniker som kan komplettera den befintliga reningen antingen genom att implementeras som en del av befintlig reningsprocess eller genom att adderas som ett reningssteg efter den befintliga reningen. Avskiljningsmekanismerna bakom de avancerade reningsteknikerna varierar där avskiljning kan ske genom fysisk-, oxidativ-, biologisk- eller adsorptiv avskiljning. Effektiv avskiljning av mikroföroreningar som läkemedel kan uppnås vid kombination av ultrafiltrering (UF) och GAK där UF är en fysikalisk reningsmetod och GAK är en adsorptiv reningsmetod, samt genom kombination av ozonering och GAK (Baresel *et al.* 2017b).

Val av teknik för avancerad rening beror bland annat på vilka målsubstanserna för avskiljning är, den aktuella vattenmatrisen på avloppsreningsverket samt infrastruktur på platsen (Baltic

Eye 2017). Vattenmatrisen är av stor vikt då kvaliteten av reningen med de olika teknikerna påverkas av bland annat mängden suspenderat- och nedbrytbart material i det inkommande vattnet. Användningen av ozon och aktivt kol som avancerad reningsteknik påverkas negativt vid högre halter av biologiskt material i inkommande vatten och därför är det viktigt att detta reduceras redan innan det når de avancerade reningsstegen (Baresel *et al.* 2017b).

Ozonering och GAK-filtrer är de två vanligaste avancerade reningsteknikerna som idag används i fullskala för att rena avloppsvatten (Baltic Eye 2017). Kombinationen av GAK och ozon har också visats vara effektiv med avseende på mikroföroreningar men även vara en kostnadseffektiv teknikkombination. Adsorptiv rening med GAK är en välbeprövad reningsteknik inom dricksvattenproduktionen där mikroföroreningar avskiljs via adsorption till filtrets aktiva yta (Baresel *et al.* 2017b). På liknande sätt kan anjonbytare användas för avancerad rening där anjonbytare lik GAK är en teknik som används inom dricksvattenreningen men som däremot är en obeprövad reningsteknik på avloppsvatten i fullskala (Chen *et al.* 2021).

Ett problem vid användning av avancerade reningstekniker är den kostsamma och tidskrävande analysen av mikroföroreningar som används för uppföljning av reningseffektiviteten av dessa. Detta gör att enklare teknik behövs för att underlätta övervakningen som kan uppskatta reduktionen av mikroföroreningar (Malovanyy *et al.* 2021). I en studie av Malovanyy *et al.* (2021) undersöktes korrelationen mellan UVA och DOC med reduktionen av PFAS-11 i lakvatten där högre korrelation sågs mellan dessa vid avskiljning med GAK jämfört med avskiljning med AIX. Absorbansen kunde ses öka i utgående vatten allt eftersom GAK blir mättat och då materialet mättats avskiljer det också PFAS sämre. Studien visade på möjlighet att använda UVA som parameter för grov uppskattning av mikroföroreningar vid användning av GAK.

## **2.3 Mikroföroreningar**

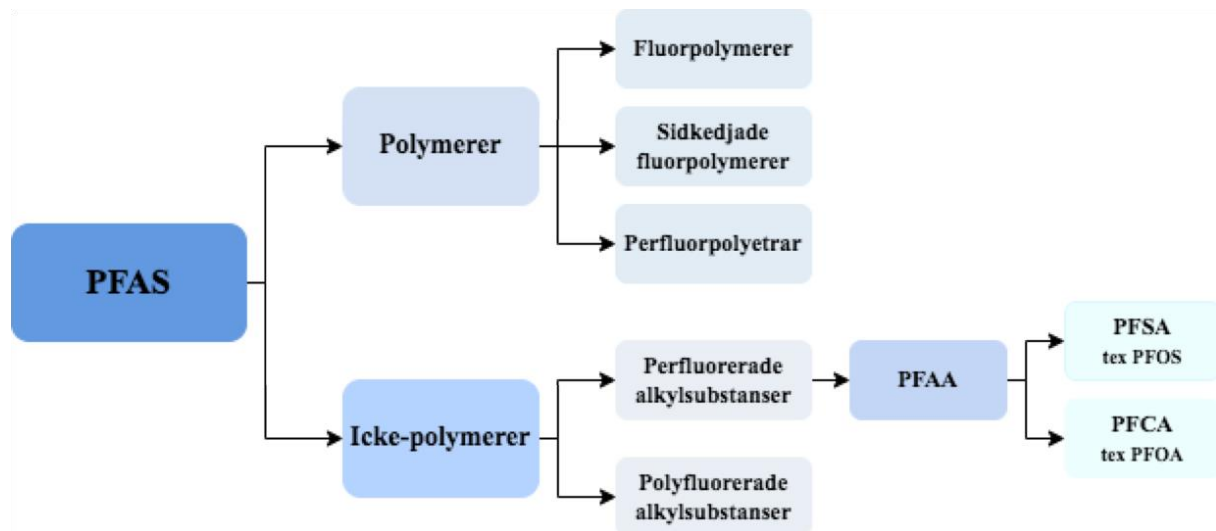
Mikroföroreningar inkluderar en mängd olika ämnen såsom läkemedel, flamskyddsmedel, fenoler, PFAS och mikroplaster med flera. Läkemedel och PFAS är två grupper av mikroföroreningar som kräver förbättrad reningsteknik vid dagens avloppsreningsverk (Baresel *et al.* 2017a).

### **2.3.1 Per- och polyfluorerade alkylsubstanser**

PFAS eller per- och polyfluorerade alkylsubstanser består av fler än 4 700 ämnen. Dessa mänskligt framställda ämnen används i en mängd olika produkter så som skidvalla, matförpackningar, smink, stekpannor och brandskum. Deras stora användningsområde kommer till följd av dess fett-, vatten- och smutsavvisande förmåga (Naturskyddsföreningen 2021; Kemikalieinspektionen u.å.). PFAS-ämnen består av en kolkedja till vilken fluoratomer ersatt väteatomerna till olika grad. Dessa ämnen är mycket stabila och resistent mot nedbrytning där stabiliteten hos PFAS främst beror på den starka bindningen mellan kol- och fluoratomer (Zaggia *et al.* 2016; Gagliano *et al.* 2020; Kemikalieinspektionen u.å.). Till följd av den stora användningen och stabiliteten har PFAS hittats vid provtagning av både yt- och grundvatten i varierande koncentrationer (Zaggia *et al.* 2016; Marfil-Vega *et al.* 2021).

Till följd av det stora antalet PFAS-ämnen som finns delas ämnen in i olika subgrupper, se Figur 2. Den första indelningen består av uppdelning mellan polymerer och icke-polymerer. Gruppen icke-polymerer delas vidare in i två undergrupper; perfluorerade alkylsubstanser och

polyfluorerade alkylsubstanser. Perfluorerade alkylsubstanser är ämnen där alla väteatomer bundna till kolatomerna i kedjan ersatts av fluoratomer med undantag för kolatomer till vilka funktionella-grupper är bundna. Till denna grupp hör perfluorerade alkylsyror (PFAA) som delas in i ytterligare två undergrupper perfluorerade karboxylsyror (PFCA) och perfluorerade sulfonsyror. Polyfluorerade alkylsubstanser skiljer sig från perfluorerade alkylsubstanser till antalet inbundna fluoratomer där polyfluorerade alkylsubstanser har minst en kolatom i kedjan till vilken väteatomer fortfarande är bundna (Buck *et al.* 2011; Kemikalieinspektionen u.å.). Till de polyfluorerade alkylsubstanserna hör prekursorer till både PFSA och PFCA (Kemikalieinspektionen u.å.).



**Figur 2.** Klassificering av PFAS i undergrupper (Buck *et al.* 2011; Kemikalieinspektionen u.å.).

PFAS ämnen benämns ofta som lång- eller kortkedjade (Zaggia *et al.* 2016; McCleaf *et al.* 2017) där PFOA och PFOS med åtta kolatomer vardera tillhör de länkade medan PFHxA med 6 kolatomer tillhör de kortkedjade PFAS-ämnena (Kemikalieinspektionen u.å.). Kedjelängden påverkar ämnets hydrofobicitet där PFAS-ämnena med längre kedja är mer hydrofoba än de med korta kedjor (Zaggia *et al.* 2016). PFOA och PFOS, vilka är toxiska och bioackumulativa, är de mest kända och studerade PFAS-ämnena vilka båda tillhör gruppen perfluorerade alkylsyror (PFAA) (Marfil-Vega *et al.* 2021; Naturskyddsföreningen 2021). PFAAs kan formas under behandlingen i reningsverket från prekursorer. Transformationen av prekursorer i den biologiska reningen på avloppsreningsverk bidrar stort till flödet av PFAS som uppmätts i utgående vatten. Det är främst PFAAs med korta kedjor som följer med det utgående vattnet medan de långkedjade istället avskiljs med slammet (Li *et al.* 2022).

Spridningsvägarna av PFAS till miljön är många. Atmosfärisk deposition står för en stor del av den globala spridningen av PFAS, där PFAS sprids via produktionen till luften och till följd av sin persistens kan färdas långt från produktionsplatsen. PFAS sprids också genom användning av produkterna i hushållen och tar sig via hushåll till avloppsvatten och sen ut i miljön. En annan uppmärksam spridningsväg av PFAS till miljön är användningen av brandskum vilket orsakar förorenad mark från vilken PFAS kan spridas vidare. Då PFAS från olika källor hamnar i avloppsvattenverken står de för en stor del av spridningen från samhället till miljön (Hansson *et al.* 2016).

### 2.3.2 Läkemedel

I Sverige hämtade 2021 65 procent av befolkningen ut minst ett receptbelagt läkemedel där de vanligaste läkemedlen som hämtades ut tillhörde grupperna blodtrycksmedicin, smärtstillande, antibiotika, allergimedien och antidepressiva läkemedel. Av dessa kategorier av läkemedel ökade användningen av samtliga bortsett från antibiotika, jämfört med tidigare år (Socialstyrelsen 2022). Läkemedel kan ta sig ut till miljön via avloppsreningsverk vilket kan leda till negativa konsekvenser på vattenlevande organismer (Svenskt Vatten 2019), där antibiotikaresistenta bakterier hittats i utgående vatten från dessa (Fatta-Kassinós *et al.* 2019). Till följd av denna problematik och med syfte att bidra till uppfyllandet av globala såväl som nationella miljömål har Naturvårdsverket fått i uppdrag att ge bidrag till arbete för att minska utsläppen av läkemedel till vattenmiljön. Dessa bidrag är tänkta leda till bland annat införandet av avancerad rening av läkemedel vid kommunala avloppsreningsverk (Naturvårdsverket u.å.b).

Läkemedel skiljer sig från andra mikroföroreningar i att de behövs för att bota och lindra sjukdomar vilket gör dem oundgängliga i dagens samhälle. Detta medför också att det är svårt att minska koncentrationerna av läkemedelsrester till avloppsreningsverken. För att minska belastningen av läkemedelsrester på miljön krävs uppströmsarbete i form av bland annat ett förändrat användande av läkemedel samt införandet av avancerad reningsteknik för att förhindra spridningen av dessa via avloppsvattenverken till miljön (Svenskt Vatten 2019).

Många läkemedel intas oralt och måste kunna motstå syran i magsäcken utan att brytas ner för att inte förlora sin effekt. Detta medför att läkemedel måste vara stabila för att motstå denna nedbrytning. Många läkemedel är också fettlösliga att de lättare ska tas upp i tarmarna. Både stabiliteten och fettlösligheten kan vara negativt då läkemedel når miljön (Wennmalm 2019). Läkemedel metaboliseras i kroppen vilket kan förändra läkemedlets aktivitet och vattenlöslighet. Nedbrytningen är i de flesta fall ofärdig vilket resulterar i att metaboliter av läkemedel tar sig ut ur kroppen via urin och fekalier mer eller mindre påverkade av nedbrytning. Dessa läkemedelsmolekyler kan vara neutrala, katjoner eller anjoner och på grund av den komplexa sammansättningen hos läkemedel är de ofta polära och joniserbara molekyler (Fatta-Kassinós *et al.* 2019).

Två signifikanta vägar ut i miljön är via avloppsvatten från hushåll och sjukhus (Fatta-Kassinós *et al.* 2019; Wennmalm 2019). Förutom avloppsvatten från hushåll och sjukhus kan läkemedel spridas till miljön via läckage från läkemedelsavfall samt genom medicinering av djur via deras exkretion (Fatta-Kassinós *et al.* 2019). I en studie av Sedvall *et al.* (2022) undersöktes koncentrationer av läkemedel i fem insekter i Fyrisån. 33 läkemedel hittades i insekterna där de vanligaste läkemedelsgrupper som identifierades var antidepressiva, psykoleptiker och antihistaminer. Vidare nämns risken att dessa kan komma upp i högre trofiska nivåer till följd av bioackumulation (Sedvall *et al.* 2022).

Fortsatt nedbrytning eller förändring av läkemedelssubstanserna kan ske då substanserna tagit sig till avloppsverken (Fatta-Kassinós *et al.* 2019; Wennmalm 2019). Hur läkemedel reagerar på reningen i avloppsvattenverken varierar beroende på läkemedel där vissa lättnedbrytbara läkemedel som ibuprofen och paracetamol bryts ner effektivt medan andra vattenlösliga och mer persistenta läkemedel inte påverkas av reningen (Wahlberg *et al.* 2010; Hörsing *et al.* 2014). Partikulärt bundna läkemedel kan avskiljas i det kemiska reningssteget där det är speciellt fettlösliga läkemedel som är partikelbundna. Fortsatt kan viss nedbrytning av läkemedel ske i det biologiska reningssteget (Wennmalm 2019). Dessa produkter av



nedbrytning är ofta ännu mer persistenta och toxiska än deras ursprungliga form (Fatta-Kassinou *et al.* 2019).

## **2.4 Tidigare undersökningar vid Kungsängsverket**

Under 2021 genomförde Sweco en förstudie i vilken möjliga avancerade reningstekniker för avskiljning av mikroföroreningar för implementering på Kungsängsverket utreddes vilket Uppsala vatten fått bidrag av Naturvårdsverket att utreda (Chen *et al.* 2021). Vidare undersöktes reduktionsgraden av två av dessa reningstekniker, GAK- och AIX-filtrer, i ett examensarbete av Kalecinska (2021) vilket utfördes under våren 2021. Fortsatt arbete med försöksplaneringen av pilotstudien har IVL tagit fram tillsammans med Uppsala Vatten och Avfall.

### **2.4.1 Förstudie Sweco**

I förstudien av Sweco undersöktes olika reningstekniker och kombinationer av reningstekniker för avskiljning av mikroföroreningar. I en riskbedömning identifierades 8 målsubstanser som ansågs utgöra en särskild risk för Uppsala Vatten och Avfalls recipient. Dessa var citalopram, diklofenak, flukonazol, ibuprofen, metoprolol, propranolol, PFOS och 4-nonylfenol (Chen *et al.* 2021).

Teknikerna som presenterades som extra lämpade för Kungsängsverket var GAK-filtrer samt kombination av ozonering och AIX-filtrer. AIX-filtrer rekommenderades som komplement till ozonering med avseende på avskiljning av PFOS som identifierats som problematisk vid tidigare riskbedömning utförd på Kungsängsverket och då PFOS inte bryts ner med ozon (Chen *et al.* 2021).

### **2.4.2 Tidigare examensarbete**

I tidigare examensarbete utfört av Kalecinska (2021) utvärderades reduktionsgraden av PFAS och läkemedelssubstanser vid användning av 5 olika granulära aktiva kol samt en anjonbytare. Studien innefattade bägarförsök samt kolonnförsök för utredning av reduktionsgraden av mikroföroreningar. I studien användes en kontakttid (EBCT) på 5 minuter för samtliga adsorbenter vilket är en icke representerbar kontakttid vilken användes för att hinna med fler provtagningar under studien. I det inledande bägarförsöket visades det regenererade aktiva kolet Cyclecarb 401 den högsta reduktionsgraden. Det kompletterande bägarförsöket visade på en god avskiljning av negativt laddade läkemedel samt PFAS vid användning av AIX jämfört med GAK som däremot visade på högre reduktion av positiva läkemedelssubstanser.

I kolonnförsöken undersöktes reduktionen över två kolonner innehållande två olika GAK, en kolonn med AIX samt två kolonner i serie innehållande GAK följt av AIX. Kolonnförsöken visade likt det inledande bägarförsöket på högst reduktionsgrad vid användning av Cyclecarb 401. Vidare kunde en hög reduktionsgrad ses vid användning av GAK följt av AIX där diklofenak som inkluderades i tidigare riskbedömning av Chen *et al.* (2021) reducerades väl i efterföljande AIX-kolonn innehållande Purolite 694E (Kalecinska 2021).

### **2.4.3 Pilotstudieprojekt 2021–2023**

IVL har tillsammans med Uppsala Vatten och Avfall tagit fram en fortsatt försöksplanering för utformning av pilotstudien. Pilotstudien föreslogs bestå av tre driftlinjer, driftlinje ett med två GAK-filtrer i serie följt av tre fluidiserade AIX-filtrer med uppströmsflöde, driftlinje 2 föreslogs

bestå av samma två GAK filter men där utgående vattnet i stället filtreras i ett AIX-filter med nedströmsflöde. Driftlinje 3 föreslås vidare bestå av GAK- och AIX-filter i serie båda med nedströmsflöde. Förbehandling föreslogs bestå av flockulering och trum- eller skivfilter. Utöver pilotstudien föreslog IVL kompletterande kolonnförsök, då dessa kunde startas tidigare än piloten studien, för att samla information och kunskap inför piloten och implementeringen av det framtida avancerade reningssteget för avskiljning av läkemedel och PFAS.

De kompletterande kolonnförsöken föreslogs bestå av tre kolonnuppställningar, två med kombinationen GAK och AIX med olika sorters kol och en uppställning med GAK följt av två uppströmskolonner innehållande AIX. Vidare föreslog IVL en mer realistisk kontakttid i GAK kolonnerna på 15 minuter och kolbäddsdjup på 80 cm jämfört med den kortare kontakttiden som användes i de tidigare kolonnförsöken.

### 3 Avancerad rening med aktivt kol och anjonbytare

GAK och AIX är två sorptionstekniker som kan användas för att avskilja mikroföroreningar från vatten. Avskiljningen sker genom två huvudsakliga processer, sorption vilket är avskiljning av hela molekyler och jonbyte då en jon i vattnet byts mot en jon bunden till adsorbentens yta, där båda processer sker i både GAK och AIX (Malovanyy *et al.* 2021).

#### 3.1 Dimensionering

Den främsta parametern för dimensionering av GAK-filter är kontakttiden (EBCT) vilken påverkar bland annat frekvensen för byte av filtermaterialen (Baresel *et al.* 2017b). kontakttiden är tiden vattnet är i kontakt med adsorbenten vilket kan beräknas genom att dividera bäddvolymen med flödet, se Ekvation 1 (Malovanyy *et al.* 2021).

$$EBCT = \frac{V_{bädd}}{q} \quad (1)$$

$V_{bädd}$  är volymen av filtrebädden och  $q$  är flödet (Malovanyy *et al.* 2021). Kontakttiden varierar beroende på om GAK- eller AIX-filter används. För GAK har kontakttid mellan 10-14 minuter visats effektiva för avskiljning av mikroföroreningar i avloppsvatten med GAK (Baresel & Malovanyy 2019; Edefell *et al.* 2019). Vid försök med AIX-filter för avskiljning av PFAS i lakvatten har en kontakttid på 3-10 minuter använts (Malovanyy *et al.* 2021).

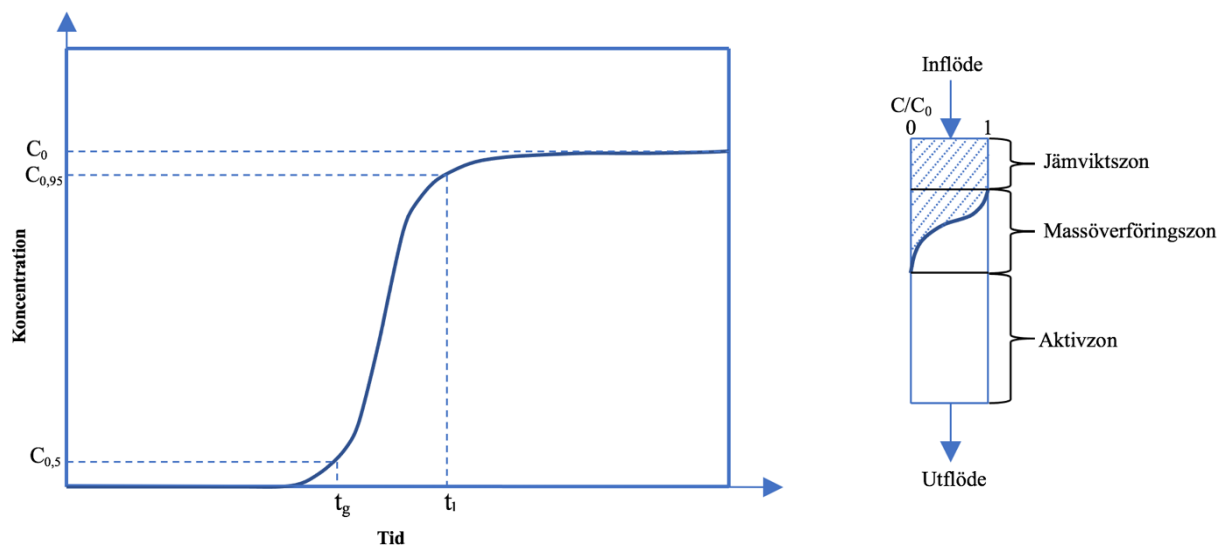
För att kunna jämföra olika försök där varierande volym adsorbent används uttrycks den behandlade vattenmängden ofta i bäddvolym (BV) vilket är volymen av behandlat vatten dividerat med volymen av adsorbent (Malovanyy *et al.* 2021), se Ekvation 2.

$$BV = \frac{V_a}{V_{bädd}} \quad (2)$$

Där  $V_a$  är volymen behandlat vatten och  $V_{bädd}$  är bäddvolymen. Antalet bäddvolym som kan behandlas innan byte krävs, till följd av genombrott då koncentrationen av målsubstansen ökar i vattnet, skiljer sig åt mellan GAK- och AIX-filter. Antalet bäddvolym som kan behandlas är ofta betydligt högre vid användning av AIX jämfört med GAK (Malovanyy *et al.* 2021).

### 3.2 Filterutformning

Flera studier som undersöker avskiljningen av olika mikroföreningar gör det genom kolonnförsök med nedströmsflöde i fixerade bäddar av adsorbent, se Figur 3 (Zaggia *et al.* 2016; McCleaf *et al.* 2017; Lavonen 2020). I fixerade bäddar skapas en koncentrationsgradient (Baresel *et al.* 2017b), där koncentrationen vid start är hög i toppen av den fixerade bädden och målsubstansen avskiljs fullständigt vilket innebär att målsubstansen inte kan detekteras i det utgående vattnet. Med tiden ökar koncentrationen av ämnet längre ner i bädden till dess att det översta lagret är helt mättat och då saknar lediga aktiva platser till vilka ämnet kan adsorbiera (Bonilla-Petriciolet *et al.* 2019; Lavonen 2020). Genombrott nås då koncentrationen av målsubstansen ökar i det utgående vattnet och sätts ofta till 10 eller 20 procent av koncentrationen av målsubstansen i det inkommande vattnet, se Figur 2. Tiden till dess att mätnad nås sätts till den tiden det tar tills att utgående koncentration är 80 eller 90 procent av den ingående koncentrationen (Bonilla-Petriciolet *et al.* 2019).



**Figur 3.** (Vänster) Visar en genombrottskurva där  $t_g$  visar tid för genombrott och  $t_i$  tidpunkt då materialet är mättat.  $C_0$  är den koncentrationen av adsorbatet i inkommande vatten. (Höger) Visar hur koncentrationen varierar i en kolonn, där jämviktssonen visar där adsorbenten är mättad, massöverföringszonen är där adsorption sker och den aktiva zonen är den zon dit målsubstansen ännu inte nått (Chowdhury *et al.* 2013; Ray & Das 2020).

Den del av adsorbenten där adsorption sker kallas för massöverföringszonen. När mätnad eller jämvikt sker, då en del av adsorbenten saknar lediga aktiva platser för adsorption, transporterar vattnet adsorbatet längre ner i bädden. Delen av bädden där adsorbenten är mättad kallas för jämviktssonen (Ray & Das 2020). Med tiden förflyttas jämvikts- och massöverföringszonen ner i bädden och koncentrationen i det utgående vattnet förblir noll till dess att massöverföringszonen når botten av kolonnen (Ray & Das 2020). Ökningen är först låg sedan snabb då genombrott skett till dess att koncentrationen i det utgående vattnet är lika med den i det inkommande vattnet. Detta ger en S-formad kurva som kallas för genombrottskurva (Lavonen 2020; Ray & Das 2020).

Flera faktorer påverkar utseende och tidpunkt för genombrott där ökning av koncentrationen i ingående vatten samt ökning av flödet båda leder till att genombrott sker tidigare (Bonilla-Petriciolet *et al.* 2019; Lavonen 2020), medan antalet behandlade bäddvolymeter vid genombrott

är väldigt likt och på så sätt inte påverkas av ändringen i koncentration eller flöde (Hedén *et al.* 2020). Högre koncentration eller flöde medför att kurvan får ett brantare utseende. Detta till följd av kortare kontakttid när flödet ökar medans adsorptionsplatserna snabbare fylls då koncentrationen i ingående vatten ökas (Bonilla-Petriciolet *et al.* 2019; Lavonen 2020). Om målsubstansen har högre adsorptionskapacitet och flödet ökas, tar det längre tid till genombrott och kurvan förskjuts istället framåt i tiden (Lavonen 2020).

Totalomblandade system kan också användas vilket är när vatten och adsorbent blandas. I totalomblandade system minskar koncentrationen av adsorbatet i vattnet medan koncentrationen i adsorbenten ökar till dess att jämvikt nås. Detta innebär att totalomblandade system saknar variationen i koncentration som fås då fixerade bäddar används. (Malovanyy *et al.* 2021). Filtren kan även drivas som fluidiserade bäddar med uppströmsflöde vilket resulterar i att adsorbenten blir rörlig. En fördel med att använda fluidiserad bäddfiltrering i stället för fixerad bäddfiltrering är att den förstnämnda inte kräver backspolning vilket medför mindre driftunderhåll. Backspolning utförs genom att vatten spolats i motsatt riktning genom filtret för att rensa filtret från partiklar som ansamlats och orsakat igensättning. Det är därför till exempel fördelaktigt att använda fluidiserade filter då vattenmatrisen innehåller högre halter av suspenderat material som annars skulle leda till igensättning av filtret och kräva frekvent backspolning. En nackdel med fluidiserade filter jämfört med fixerade filter är avsaknaden av koncentrationsgradienten (Baresel *et al.* 2017b). Eftersom adsorptionen påverkas av koncentrationsgradienten, kan det utgå ifrån att samma adsorbent har en högre adsorptionsförmåga i en fixerad bädd jämfört med ett totalomblandat filter så som vid användning av fluidiserade bäddar.

### 3.3 Flerfilterdrift

Att använda flera filter i serie möjliggör att adsorbenten kan användas till dess fulla kapacitet innan byte krävs (Malovanyy *et al.* 2021). Antalet behandlade bäddvolymeter kan på så sätt ökas vilket möjliggör en mer resurseffektivt hanterande av adsorbenten. Då genombrott nås i det första filtret kan det efterföljande filtret fortsätta adsorbentmikroföroreningarna och på så sätt vidhålls reduktionen på en hög nivå. Detta gör att det första filtret kan användas längre innan det byts ut och på så sätt nyttjas det bättre än vid enfilterdrift (Lemström *et al.* 2021).

Investeringskostnaden samt driftunderhållet ökar med flera filter i serie jämfört med då bara ett filter används. Kostnaderna kan däremot utjämnas till följd av lägre driftkostnader vid flerfilterdrift då det möjliggör ett mer resurseffektivt användande av adsorbenten (Baresel *et al.* 2021).

### 3.4 Vattenmatrisen och förbehandling

Livslängden, eller antalet behandlade bäddvolymeter innan genombrott sker, påverkas även av vattenmatrisen (Fundneider *et al.* 2021). Vattenmatrisen inkluderar allt som finns i vattnet såsom joner och DOC, med undantag från målsubstanserna (Chen *et al.* 2021). Avskiljningen av mikroföroreningar med både GAK- och AIX-filter påverkas av vattenmatrisen. Organiskt material och joner konkurrerar med mikroföroreningarna om lediga platser på ytan vilket kan medföra en minskad adsorptionskapacitet av dessa. Joner så som nitrat och sulfater är exempel på joner som konkurrerar med mikroföroreningar vid avskiljning med AIX-filter (Appleman *et al.* 2013; Du *et al.* 2015; Zaggia *et al.* 2016). Vid jämförelse av de två adsorbenterna har jonbytare visats påverkas mindre av höga halter av DOC i inkommande vatten än aktivt kol (Malovanyy *et al.* 2021).

Närvaro av nedbrytbart organiskt material i vattenmatrisen kan också leda till formation av biofilm på det aktiva kolet (Baresel *et al.* 2017b). Biofilmen kan ha både positiva och negativa effekter på avskiljningen. Då biofilmen får växa till kan den sätta igen porer vilket kräver backspolning för att förhindra denna igensättning. Däremot kan biofilm också leda till högre avskiljning av DOC till följd av nedbrytning vilket kan medföra att filtret kan användas längre (Fundneider *et al.* 2021). Ek *et al.* (2014) liksom Betsholtz *et al.* (2021) fann att med mer biofilm ökade avskiljningen av vissa mikroföroreningar genom nedbrytning. Vidare kunde även nedbrytning av redan adsorberade mikroföroreningar ses vilket kan förlänga livstiden av GAK genom att det frigör adsorptionsplatser på ytan (Betsholtz *et al.* 2021).

Förbehandling av vattnet är viktig då vattenmatrisens innehåll påverkar avskiljningens effektivitet och adsorbentens livslängd. Tillsats av kemikalier tillsammans med mikro- eller nanofiltrering är exempel på möjlig förbehandling för att minska mängden fosfor och suspenderat material i inkommande vatten till filtret (Fundneider *et al.* 2021). Förbehandling kan även vara i form av sandfiltrering (Malovanyy *et al.* 2021). En bra förbehandling minskar också frekvensen av igensättning och därmed underhållsbehovet i form av backspolningar där Fundneider *et al.* (2021) visade att förbehandling med koagulering följt av filterduk krävde tätare backspolningar jämfört med koagulering följt av mikrofiltrering. Detta på grund av igensättning till följd av tillväxt av biofilm på det aktiva kolet.

### 3.5 Aktivt kol

Adsorption till aktivt kol sker genom olika krafter mellan adsorbenten och adsorbatet och kan delas in i två typer av krafter; fysikaliska krafter och kemiska krafter. Fysikaliska krafter ger upphov till fysisorption och kemiska krafter upphov till kemisorption, där kemisorption är betydligt starkare än fysisorption (Bansal & Goyal 2005). Det aktiva kolets adsorptionsförmåga beror på materialets ytarea, porstorleksdistribution och kemiska ytstruktur. Dessa egenskaper är beroende av vilket material som används vid tillverkning av det aktiva kolet och under vilka förhållanden det aktiva kolet tillverkas samt aktiveras (Bansal & Goyal 2005; Belhachemi 2021). Porerne i aktivt kol delas in i tre grupper efter deras storlek. Mikroporerne är de minsta porerne som finns i högst andel i aktivt kol samt bidrar mest till adsorptionskapaciteten hos det aktiva kolet. Mesoporerne och makroporerne utgör en betydligt mindre andel av ytan och bidrar inte betydligt till adsorptionen (Bansal & Goyal 2005).

Adsorptionskapaciteten påverkas förutom av den porösa strukturen även av det aktiva kolets kemiska struktur. Oparade elektronerna på ytan gör dessa platser på kolets yta mycket reaktiva och kallas därför för aktiva platser. De aktiva platserna ger upphov till kol-syre och kolväteföreningar på ytan. Kol-syregrupperna har störst inverkan på karaktären av det aktiva kolet såsom hydrofobicitet, polaritet, aciditet och reaktivitet hos materialet (Bansal & Goyal 2005). Aktivt kol kan delas in i olika typer baserat på deras kornstorlek där granulärt aktivt kol (GAK) är en typ av aktivt kol med en kornstorlek på 0.6 till 4 millimeter (Bansal & Goyal 2005) vilken ofta används inom olika typer av vattenrening (Belhachemi 2021).

I en studie av Edefell *et al.* (2019) testades kombinationen av ultrafiltrering och GAK för avskiljning av läkemedel där 18 000 bäddvolymter kunde behandlas innan kolet behövde bytas ut. Medelreduktionen över 15 000 -18 000 behandlade bäddvolymter var över 90 procent för citalopram och över 70 procent med avseende på diklofenak då en kontakttid på 16-21 minuter användes (Edefell *et al.* 2019). Rostvall *et al.* (2018) visade också på god reduktion vid avskiljning med GAK. De undersökta mikroföroreningarna inkluderade läkemedel och PFAS-

ämnen i avloppsvatten från en on-site avloppsbehandling med GAK-filter. Studien visade på en genomsnittlig reduktionsgrad för 62 behandlade bäddvolymmer på 90 procent. Altmann *et al.* (2016) testade GAK i avloppsvatten, där reduktionen varierade beroende på mikroförorening där genombrott av svagt adsorberande mikroföroreningar sågs vid 5 000 bäddvolymmer medan vissa reducerades upp till 40 procent vid 25 000 bäddvolymmer. Under försöken höjdes kontakttiden från 14 minuter till 19 minuter vilket inte hade någon inverkan på avskiljningen.

Avskiljningen av mikroföroreningar är beroende av egenskaper hos adsorbenten och målsubstanserna. GAKs hydrofoba yta medför att GAK har hög affinitet för just hydrofoba ämnen vilket ökar avskiljningen av dessa (Du *et al.* 2015; McCleaf *et al.* 2017; Jamil *et al.* 2021). Avskiljningen av PFAS påverkas av ämnets egenskaper såsom kedjelängd, funktionell grupp och struktur (McCleaf *et al.* 2017; Belkouteb *et al.* 2020). Studier visar på en selektiv adsorption av PFAS till GAK med avseende på kedjelängd, där reduktionsgraden ökar med antal kolatomer i kedjan och därmed längd av kedjan (Appleman *et al.* 2013, 2014; McCleaf *et al.* 2017; Rostvall *et al.* 2018; Belkouteb *et al.* 2020). Ökad kedjelängd medför ökad hydrofobicitet vilket gör det möjligt med avskiljning genom hydrofoba interaktioner mellan ämnet och det aktiva kolet (Du *et al.* 2015; McCleaf *et al.* 2017). Förutom kedjelängdens inverkan på avskiljningen påverkar även PFAS struktur reduktionsgraden, där reduktionsgraden visats vara högre för linjära PFAS isomerer än grenade. Den lägre reduktionsgraden av grenade PFAS kan bero på att de är mindre hydrofoba än de linjära (McCleaf *et al.* 2017). Utöver påverkan av kedjelängd och struktur kan den funktionella gruppen hos PFAS påverka adsorptionen till GAK, där reduktionsgraden av PFSA visats vara högre än reduktionsgraden för PFCA med samma kedjelängd (McCleaf *et al.* 2017; Belkouteb *et al.* 2020). I en studie av McCleaf *et al.* (2017) sågs desorption av kortkedjade PFAS som PFBA och PFPeA. Likt PFAS avskiljs mer hydrofoba läkemedelsrester bättre än de som är mer hydrofila vid användning av GAK (Jamil *et al.* 2021).

### 3.6 Anjonbytare

Jonbytare finns i form av fasta material och som vätskor vilka har funktionella grupper bundna till ytan. Jonbytare avskiljer effektivast joner och molekyler med en laddning motsatt till den funktionella gruppens laddning bunden till dess yta. Anjonbytare är jonbytare som har positivt laddade funktionella grupper på ytan vilket gör att de främst avskiljer negativt laddade molekyler genom jonbyte. Anjonbytare kan antingen vara starka eller svaga baser beroende på vilken funktionell grupp som är bunden till ytan, där de som kallas för starka baser ofta har ammonium som funktionell grupp. Adsorptionen till jonbytare sker genom elektrostatiska krafter så som jonbyte, jon-dipol och jon inducerade dipoler (Nesterenko 2019).

En studie utförd på dricksvatten av McCleaf *et al.* (2017) visade på en genomsnittlig avskiljning på 66 procent av PFAS vid användning av AIX jämför med 62 procent vid användning av GAK, där den genomsnittliga reduktionsgraden beräknades för 60 000 respektive 50 000 behandlade bäddvolymmer för AIX och GAK. I försöken användes en kontakttid på 6,1 minuter för GAK och 4,9 minuter för AIX. Malovanyy *et al.* (2021) visade också på god reduktion av PFAS, där PFOS reducerades med 80 procent upp till 10 000 behandlade bäddvolymmer i lakvatten då en kontakttid på 10 minuter användes. En studie av Zaggia *et al.* (2016) visade vidare på liknande resultat med avseende på PFOS också med en kontakttid på 10 minuter, där reduktionen var hög fram till drygt 10 000 behandlade bäddvolymmer. Wang *et al.* (2016) visade vidare att negativt laddade läkemedel avskildes effektivare med AIX än andra läkemedel samt att AIX jämfört med GAK även avskiljer hydrofila ämnen effektivare (Jamil *et al.* 2021).

Likt avskiljning av mikroföroreningar med GAK påverkas avskiljningen av egenskaper hos AIX samt egenskaper hos mikroföroreningarna. Egenskaper hos jonbytarmaterialet som påverkar avskiljningen är de funktionella grupperna bundna till materialet (Wang *et al.* 2016; Zaggia *et al.* 2016). Funktionella grupper med hög hydrofobicitet ökar adsorptionen av PFAS med långa samt korta kedjor (Zaggia *et al.* 2016). De egenskaper hos PFAS som påverkar adsorptionen till jonbytare är längden på kolkedjan där adsorptionskapaciteten ökar med kedjelängden vilket också är fallet vid användning av GAK (Appleman *et al.* 2014; Zaggia *et al.* 2016). Även den funktionella gruppen hos PFAS påverkar till vilken grad ämnet avskiljs där adsorptionskapaciteten av PFAS med tillhörande karboxylgrupp är lägre än för PFAS med sulfonsyragrupp (Zaggia *et al.* 2016; McCleaf *et al.* 2017; Malovanyy *et al.* 2021). I en studie av McCleaf *et al.* (2017) ökade reduktionsgraden av långkedjade PFASs i slutet av undersökningen. Det diskuteras kunna bero på att PFAS med långa kedjor bildar aggregat så kallade miceller medan desorption, vilket är då ett tidigare adsorberade ämnen släpps, sågs för kortkedjade PFAS som PFBA och PFPeA vilka inte bildar dessa miceller.

Jonbyte av enskilda molekyler och kvarhållning av molekylära aggregat är mekanismer som ligger bakom den varierande avskiljningen av olika PFAS. PFAS binds först till ytan genom elektrostatiske krafter och hydrofoba PFAS attraherar sedan varandra vilket ökar koncentrationen av dessa på ytan vilket kan leda till micellbildning. Detta kan ske för de hydrofoba PFAS (de med långa kedjor) som PFOS medan de med korta kedjor (mer hydrofila) som PFBA avskiljs genom jonbyte av en molekyl i taget. Detta medför att de mer hydrofila ämnena är beroende av att det finns lediga aktiva platser till skillnad från de hydrofoba ämnena (Zaggia *et al.* 2016; McCleaf *et al.* 2017).



## 4 Material och metoder

### 4.1 Kolonnförsök

Kolonnuppställningen bestod av sju kolonner i plexiglas vardera 200 centimeter långa med en innerdiameter på 5,5 centimeter, vilka delades in i tre driftlinjer, se Figur 4. Driftlinje ett bestod av två nedströmskolonner en innehållande GAK följt av en kolonn innehållande AIX. Driftlinje två bestod även den av två nedströmskolonner en med GAK följt av en med AIX där GAK-materialet var av olika typ i driftlinje ett och två. För använda adsorbenter se Tabell 1. Driftlinje tre bestod vidare av tre kolonner; en nedströmskolonn med GAK följt av två uppströmskolonner med AIX. Driftstabiliteten för filtren utreddes genom att dokumentera backspolningsfrekvens samt genom veckovis provtagning av TOC, DOC och UV-254 (UVA).



**Figur 4.** Kolonn uppställning numrerade från höger till vänster, för innehåll i respektive kolonn K1-K7 se Tabell 2.

#### 4.1.1 Val av adsorbent

Cyclecarb 401 valdes utifrån goda resultat med avseende på reduktionen av mikroföroreningar i tidigare studie av Kalecinska (2021) och Filtrasorb 400 valdes ut till följd av att det redan används vid Uppsala Vattens dricksvattenrening. Cyclecarb är regenererad GAK medan Filtrasorb är nytt GAK där kostnaden per ton är mindre för regenererad än ny GAK (Kazner 2011; Baresel *et al.* 2017a).



**Tabell 1.** Använda adsorbenter, adsorbenttyp, tillverkare, effektiv storlek samt ytarea (Kazner 2011; Purolite u.å).

Produktnamn	Adsorbent	Tillverkare	Partikelstorlek [mm]	Ytarea [m <sup>2</sup> /g]
Cyclecarb 401	Regenererad GAK	Chemvicon	0,43 - 2,36	900
Filtrisorb 400	Ny GAK	Chemvicon	0,55 - 0,75	1050
Purolite 694E	AIX	Purolite	0,68 ± 0,075 <sup>a</sup>	-

<sup>a</sup>medelvärde

#### 4.1.2 Kolonnuppställning

Kolonnuppställningen som användes i tidigare examensarbete av Kalecinska (2021) byggdes om för vidare utvärdering och kompletterades med två uppströmskolonner. Den slutgiltiga uppställningen bestod av sju kolonner varav fem nedströmskolonner med fasta bäddar av adsorbent samt två uppströmskolonner med fluidiserade bäddar, se Figur 4. De adsorbenter som användes i respektive kolonn finns listade i Tabell 2.

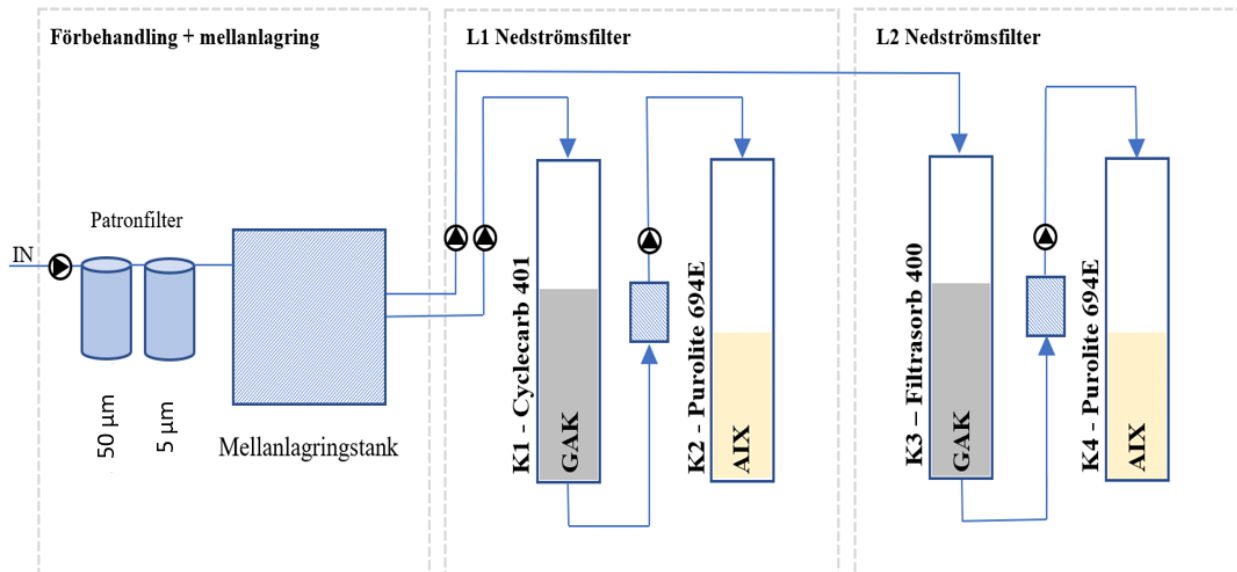
**Tabell 2.** De tre driftlinjerna L1-L3 med tillhörande kolonner, typ av adsorbent samt produktnamn, uppmätt bädddjup efter adderad adsorbent och riktning av flödet i respektive kolonn.

Driftlinje	Kolonn	Adsorbent	Bädddjup [cm]	Produktnamn	Flödesriktning
L1	K1	GAK	79	Cyclecarb 401	Nedströms
	K2	AIX	27	Purolite 694E	Nedströms
L2	K3	GAK	78	Filtrisorb 400	Nedströms
	K4	AIX	28	Purolite 694E	Nedströms
L3	K5	GAK	80	Cyclecarb 401	Nedströms
	K6	AIX	17	Purolite 694E	Uppströms
	K7	AIX	17	Purolite 694E	Uppströms

Vattnet som användes var det utgående renade vattnet från Kungsängsverket som förbehandlades innan det mellanlagrades i en tank från vilken vatten pumpades till samtliga GAK-kolonner. Förbehandlingen bestod av fyra patronfilter seriekopplade två och två. I det första patronfiltret användes ett filter på 50 mikrometer följt av ett filter på 5 mikrometer, se Figur 5. Förbehandling användes för att reducera koncentrationen av suspenderat material i inkommande vatten till kolonnerna för att minska risken för igensättning och behov av backspolning samt för att simulera den förväntade vattenkvaliteten vid framtida avancerat reningssteg.

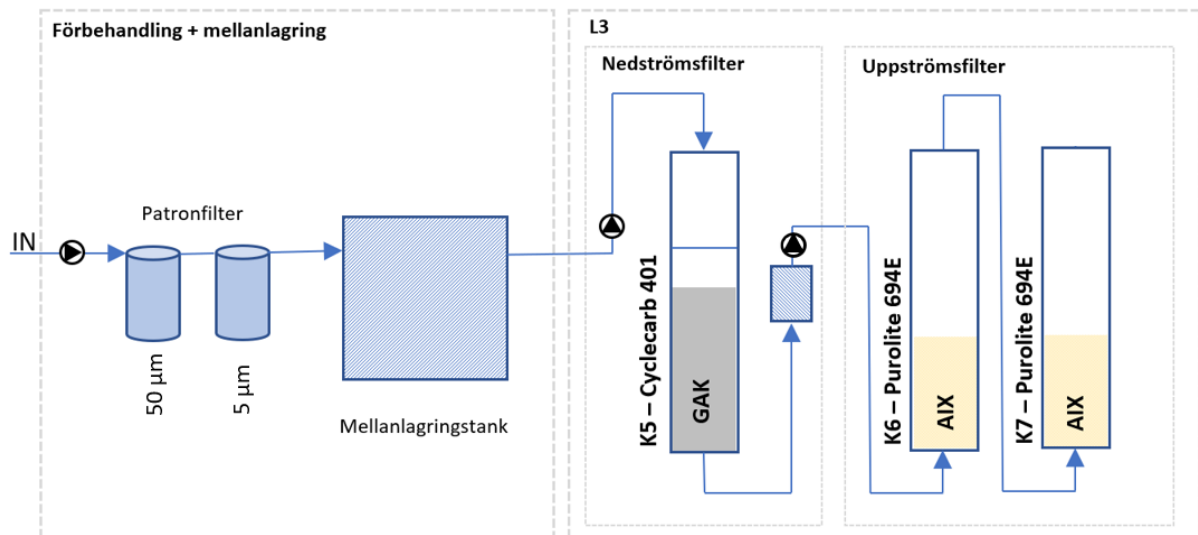
De fyra första kolonnerna drevs två i serie samtliga med nedströmsflöde, med en första kolonn med GAK följt av en kolonn med AIX, se Figur 5. De tre sista kolonnerna drevs också i serie men bestående av en GAK kolonn med nedströmsflöde följt av två kolonner med AIX drivna som fluidiserade bäddar med uppströmsflöde, se Figur 6.

Till driftlinje ett och två bestående av en kolonn med GAK följt av en kolonn med AIX pumpades vatten från mellanlagringstanken till toppen av de två GAK- kolonnerna. Utgående vatten från GAK-kolonnerna leddes sedan till en mellanlagringstank från vilken vatten pumpades in till toppen av efterföljande AIX-kolonn, se Figur 5.



**Figur 5.** Driftlinje ett och två benämnda som L1 respektive L2 bestående av två seriekopplade GAK- och AIX-filter, samt förbehandling. Pumparna markeras i figuren.

Till driftlinje tre bestående av en GAK-kolonn och två AIX-uppstörmskolonner pumpades vatten från mellanlagringstanken in till toppen av GAK kolonnen. Det utgående vattnet från GAK kolonnen samlades upp i en mellanlagringstank från vilken vatten pumpades in i botten av efterföljande AIX-kolonn och vidare från den till botten av den sista AIX kolonnen innan det leddes bort, se Figur 6.



**Figur 6.** Driftlinje tre benämnd som L3 bestående av tre seriekopplade filter, ett GAK-filter följt av två fluidiserade AIX-filer.

#### 4.1.1.1 Uppstart kolonnupställning

Bäddjupet och flödet bestämdes efter den kontakttid som föreslagits av IVL på 15 minuter för GAK, 5 minuter för nedströmskolonnerna med AIX och 2 minuter för uppströmskolonnerna innehållande AIX. För att uppnå den önskade kontaktiden beräknades ett vattenflöde på 7,4 l/h, se Ekvation 1.

Innan adsorbent adderades till kolonnerna kontrollerades flödet från pumparna och ställdes in efter det flöde som beräknats utifrån önskad kontaktid till 7,4 l/h. Flödet kontrollerades genom att mäta volymen vatten i ett mätglas under 5 minuter. För att förhindra torrläggning av mellanlagringstankarna sattes flödet in till GAK kolonnerna något högre än flödet in till efterföljande AIX-kolonn. Efter att flödet ställts in stängdes bottenventilen och kolonnerna fick fyllas upp med vatten innan adsorbent adderades enligt Tabell 2. Adsorbenten adderades från toppen av kolonnen till dess att den förbestämda materialnivån uppnåts. GAK-kolonnerna fylldes till cirka 80 cm med GAK och nedströms AIX-kolonnerna fylldes till cirka 27 cm med adsorbent. De två uppströmskolonnerna fylldes med AIX till ett bäddjup på 21 cm vilket förväntades expandera med 40–45 procent till en nivå på 30 cm vid ett flöde på 7,4 l/h. För faktiskt bäddjup efter adderad adsorbent, se Tabell 2. Detta bedömdes vara en tillräcklig expansion för att små partiklar skulle kunna passera genom materialet utan att orsaka igensättning. Den faktiska kontaktiden efter addering av adsorbenterna beräknades med Ekvation 1 utifrån volymen av bäddarna i kolonnerna och de uppmätta flödena. Bäddvolymen beräknades också för varje kolonn utifrån Ekvation 2.

#### 4.2 Kolonndrift

Driften av kolonnerna bestod av visuell kontroll av kolonnerna, byte av patronfilter och pumphuvud, kontroll av vattennivån i kolonnerna, backspolning av nedströmskolonner samt belastningstester på uppströmskolonner.

### **4.2.1 Allmän kontroll**

Den visuella kontrollen bestod av att kontrollera att vattennivån var konstant i samtliga mellanlagringstankar, samt notera utseendeförändringar i kolonnerna, så som algpåväxt och utfällningar. Vid sjunkande nivå i mellanlagringstanken byttes pumphuvud på inloppspumpen. Vid sjunkande nivå i mellanlagringstankarna mellan kolonnerna mättes flödet och justerades in- och utflödet från tanken. Patronfilterbyte skedde då trycket över filtren ökade eller cirka var tredje vecka. Flödet till kolonnerna uppmättes en gång i veckan för att kontrollera att det var konstant och att de önskade kontakttiderna bibehölls.

Vattennivån i nedströmskolonnerna noterades och utifrån det, samt höjden för utloppen från kolonnerna, beräknades mottrycket. Vattennivån användes för att bestämma när det var dags att backspola kolonnerna. Höjden i materialet antecknades för att utifrån det beräkna kontakttid och antalet behandlade bäddvolymmer.

### **4.2.2 Backspolning**

Backspolning utfördes på de fem nedströmskolonnerna K1-K5 för att motverka bräddning av vattnet till följd av igensättning och utfördes då vattennivån översteg 170 cm eller då nivån översteg 150 cm på fredagar för att motverka bräddning under helg. Samtliga nedströmskolonner var utrustade med en tumstock monterad till kolonnerna från vilken vattennivån uppmättes. Kolonnerna backspolades genom att ansluta en pump till en ventil i botten av kolonnerna. GAK- och AIX-kolonnerna backspolades initialt med ett flöde på 30 l/h respektive 15 l/h men flödet ökades för att uppnå en mer effektiv rening av filtren genom att sätta flödet till 50 l/h respektive 30 l/h i GAK- och AIX-kolonnerna. Vid de högre flödena backspolades kolonnerna tills det att en tydlig klarvattenfas kunde observeras vilket motsvarade en backspolning på cirka 10–15 minuter. För att blanda materialet och undvika materialförlust fick pumpen pumpa in luft under korta intervall. Om luften inte räckte för omblandning användes en slang för omrörning av materialet från toppen av kolonnen. För att utvärdera behovet av backspolning antecknades datum och tid för backspolning för kolonnerna.

### **4.2.3 Belastningstester**

Belastningstester utfördes på de två uppströmskolonnerna (K6 och K7) och syftade till att utvärdera hur expansionen av adsorbenten i kolonnerna förändrades över tid. Adsorption till partiklarna medför att de blir tyngre med tiden vilket minskar expansionen och ökar risk för igensättning. Belastningstesterna utfördes vid sex tillfällen under studien.

Belastningstesterna utfördes genom att undersöka expansionen av AIX-bäddarna i de två uppströmskolonnerna vid olika flöden. Vid tre de första belastningstesterna användes flöden på 3,7 l/h, 5 l/h, 15 l/h och 11 l/h vilka motsvarade en ytbelastning på 1,6 m/h, 2,1 m/h, 4,6 m/h, 6,3 m/h i kolonnerna. Fortsatta belastningstester utfördes vid högre ytbelastning på 6,3 m/h, 8,4 m/h, 10,5 m/h till följd av att en starkare pump användes. Den resulterande materialhöjden vid de olika flödena samt utan flöde mättes.

## **4.3 Provtagning och analyser**

Stickprov på utgående vatten från kolonnerna togs en gång i veckan och analyserades på ackrediterat labb med avseende på TOC, DOC, UVA, ammonium och fosfor samt järn. Analyserna utfördes av det ackrediterade labbet på Uppsala vatten och Avfall AB.

Analys av mikroföroreningar togs vid två tillfällen under studien, vilket motsvarade cirka 100 behandlade bäddvolymmer i GAK-filtren vid den första provtagningen och cirka 5 000 behandlade bäddvolymmer vid den andra provtagningen. Proverna analyserades med avseende på 32 PFAS-ämnen och 24 läkemedel, se Bilaga 1. Analys av proverna utfördes av ackrediterat laboratorium ALS.

Utifrån uppmätta koncentrationer beräknades reduktionsgraden av TOC, DOC, UVA, citalopram, metoprolol, oxazepam, diklofenak och PFOS, se Ekvation 3.

$$\text{Reduktionsgrad} = 1 - \frac{C_{ut}}{C_{in}} \quad (3)$$

$C_{ut}$  är koncentrationen av substansen uppmätt i utgående vatten efter filtren och  $C_{in}$  är koncentrationen av substansen i inkommande vatten till filtret.

#### 4.4 Korrelation mellan TOC, DOC, UVA och mikroföroreningar

I tidigare examensarbete av Kalecinska (2021) undersöktes reduktionen av 12 PFAS och 18 läkemedel i kolonnförsök men inte korrelation mellan denna reduktion och TOC, DOC och UVA. I dessa kolonnförsök undersöktes reduktionen vid enfilterdrift av Brennsorb 1240, Purolite 694E och Cyclecarb 401 samt vid seriedrift av Cyclecarb 401 följt av Purolite 694E, samtliga som fixerade bäddar med nedströmsflöde.

I denna studie undersöktes korrelationen för fem läkemedel och ett PFAS-ämne, metoprolol, citalopram, flukonazol, diklofenak, oxazepam och PFOS, vilka pekats ut vara av särskilt intresse för Uppsala Vatten vid tidigare utförd riskbedömning (Chen *et al.* 2021), och TOC, DOC och UVA. Korrelationen mellan UVA, TOC, DOC och mikroföroreningar undersöktes genom regressionsanalys i Excel utifrån data från tidigare examenarbete av Kalecinska (2021). Där uppmätt koncentration av TOC, DOC, UVA och mikroföroreningar från fem analystillfällen motsvarade provtagning av kolonnerna vid 3 700, 5 700, 14 000, 26 000 och 34 000 behandlade bäddvolymmer användes för att undersöka korrelationen.

Reduktionen beräknades utifrån skillnaden mellan inkommande och utgående koncentration eller absorbans av TOC, DOC, UVA, metoprolol, citalopram, flukonazol, diklofenak, oxazepam och PFOS vid de fem bäddvolymerna, se Ekvation 3. Reduktionen av de utvalda mikroföroreningarna plottades mot reduktionen av TOC, DOC och UVA utifrån dessa beräknades determinationskoefficienten  $R^2$  i Excel. För att avgöra om korrelationen var signifikant beräknades p-värdena genom att genomföra en regressionsanalys, där korrelationen anses vara signifikant då p-värdet är mindre än 0,05 (Di Leo & Sardanelli 2020).

## 5 Resultat

Under studien varierade volymen behandlat vatten och antal behandlade bäddvolymmer mellan kolonnerna och driftlinjerna till följd av skillnader i kontakttid mellan GAK- och AIX-kolonnerna men även mellan kolonnerna med samma innehåll. Kontakttiden varierade till följd av variationer i adderad mängd adsorbent. Behandlad vattenmängd och antalet behandlade bäddvolymmer i respektive kolonn kan ses i Tabell 3.

**Tabell 3.** Den genomsnittliga kontakttiden i varje kolonn, den totala mängden behandlat vatten i liter och antalet behandlade bäddvolymmer som behandlades under studien i kolonn 1–7 uppdelat i de tre driftlinjerna.

Driftlinje	Kolonn och adsorbent	Kontakttid [min]	Behandlad vattenmängd [l]	Antal behandlade bäddvolymmer
L1	K1 (1/2) - Cyclecarb 401	15	17 300	9 200
	K2 (2/2) - Purolite 694E	5,1	16 600	26 300
L2	K3 (1/2) - Filtrasorb 400	14	17 700	9 600
	K4 (2/2) - Purolite 694E	5,2	17 000	25 600
L3	K5 (1/3) - Cyclecarb 401	14	18 600	9 800
	K6 (2/3) - Purolite 694E	4,8	13 700	28 400
	K7 (3/3) - Purolite 694E	4,8	13 600	28 600

### 5.1 Drifterfarenhet

Drifterfarenhet utreddes med avseende på observationer som gjordes under studien, backspolningsbehov, belastningstester och provtagningar med avseende på uppföljningsparametrarna TOC, DOC och UVA samt näringsämnen och järn.

#### 5.1.1 Driftstabilitet

Kolonnförsöken utfördes under 13 veckor från januari till maj 2022. Under studien spolades delar av adsorbenten i uppströmskolonnerna ut till följd av att mellanlagringstanken torrlades. För att undvika risk för ytterligare materialflykt installerades en automatisk avstängning av pumparna då vattennivån i mellanlagringstanken sjönk under en viss nivå. Efter installation skedde pumpstopp vid ett tillfälle till följd av låg vattennivå i mellanlagringstanken. Nivåminskningen i mellanlagringstanken var till följd av att pumpens sughöjd överskreds vid uppumpning av vatten från brunnen med utgående vatten från Kungsängsverket och åtgärdades genom att byta pumphuvud på inloppspumpen.

### **5.1.2 Förbehandling**

Under studien skedde igensättning av de seriekopplade patronfiltren. Igensättning noterades ske tidigare i det första filtret med filterstorlek 50 mikrometer jämfört med det efterföljande filtret med filterstorlek 5 mikrometer. Trots förbehandling i form av patronfilter kunde variationer av suspenderat material ses i mellanlagringstanken vilket kan ha påverkat backspolningsfrekvensen.

Förbehandlingen benämns som förfilter i efterföljande figurer.

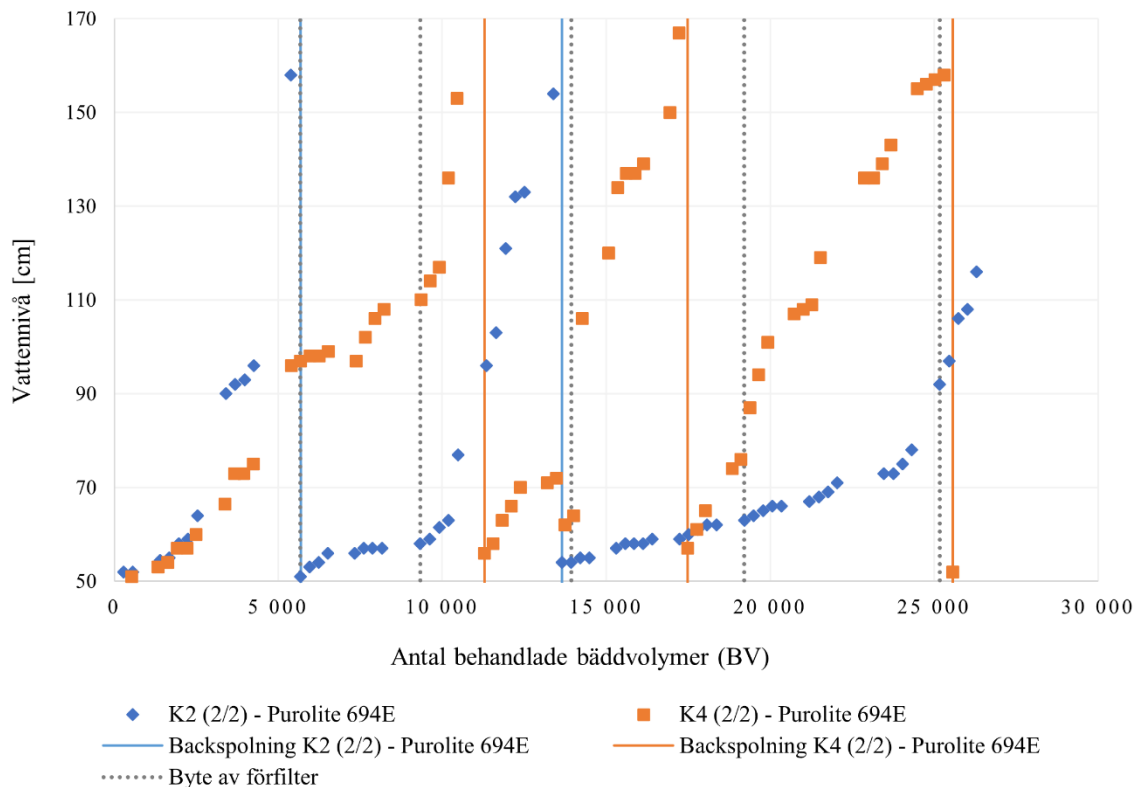
### **5.1.3 Backspolningsbehov**

Vattennivån i nedströmskolonnerna användes som primär parameter för att följa tryckökningen över bädden i kolonnerna och som parameter för när backspolning skulle ske. Detta eftersom vattennivån succesivt ökade över bädden och därmed trycket till följd av igensättning av adsorbenterna i nedströmskolonnerna. Förändringen av vattennivån kan ses i Figur 7 och 8 i nedströmskolonnerna med GAK- respektive AIX-filter, där linjerna visar antalet behandlade bäddvolymeter som uppnåtts vid backspolning. Vattennivån kan ses öka med ökat antal behandlade bäddvolymeter till följd av igensättning. Efter backspolning kan en lägre vattennivå ses som med tiden ökar igen tills nästa backspolning.

Backspolningsbehovet var högre för GAK-kolonnerna än för efterföljande AIX-kolonnerna där frekvensen av backspolning varierade under studien, se Figur 7 och 8. Kolonn 1 innehållande Cyclecarb 401 backspolades första gången vid 778 bäddvolymeter jämfört med kolonn 5 också innehållande Cyclecarb 401 som backspolades först vid 1567 bäddvolymeter, se Figur 7. Kolonn 3 innehållande Filtrasorb 400 backspolades sist av de tre GAK-kolonnerna där den första backspolningen skedde efter 1973 bäddvolymeter.

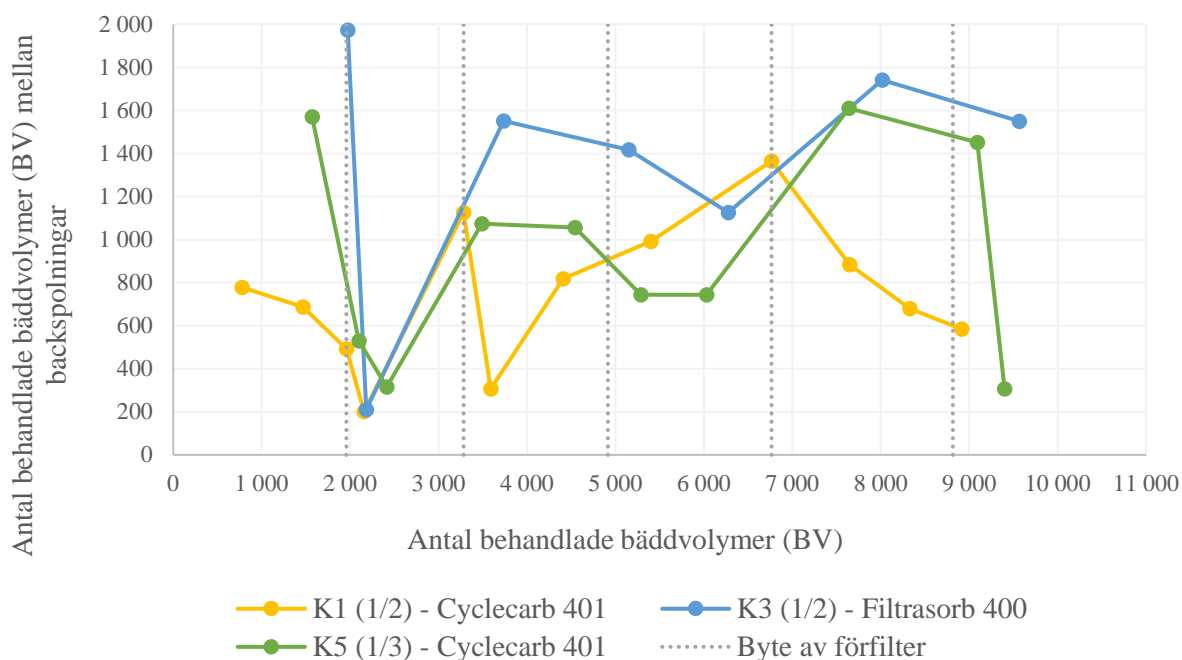






**Figur 8.** Uppmätt vattennivå mot antalet behandlade bäddvolym för nedströms AIX-kolonner innehållande Purolite 694E. Heldragna linjer markerar vid vilket antal behandlade bäddvolym backspolning har utförts och streckade linjer visar när patronfiltren bytts.

Figur 9 visar antalet behandlade bäddvolym mellan backspolningar mot antalet behandlade bäddvolym vid backspolning där brantare lutning kan ses i början för de tre GAK-kolonnerna samt i slutet för kolonn 5 innehållande Cyclecarb 401. Antalet behandlade bäddvolym mellan backspolningar varierade i samma kolonn och mellan kolonnerna där den kortaste backspolningsintervallet sågs för kolonn 1 och kolonn 3 vilket var ca 200 behandlade bäddvolym mellan backspolningar.

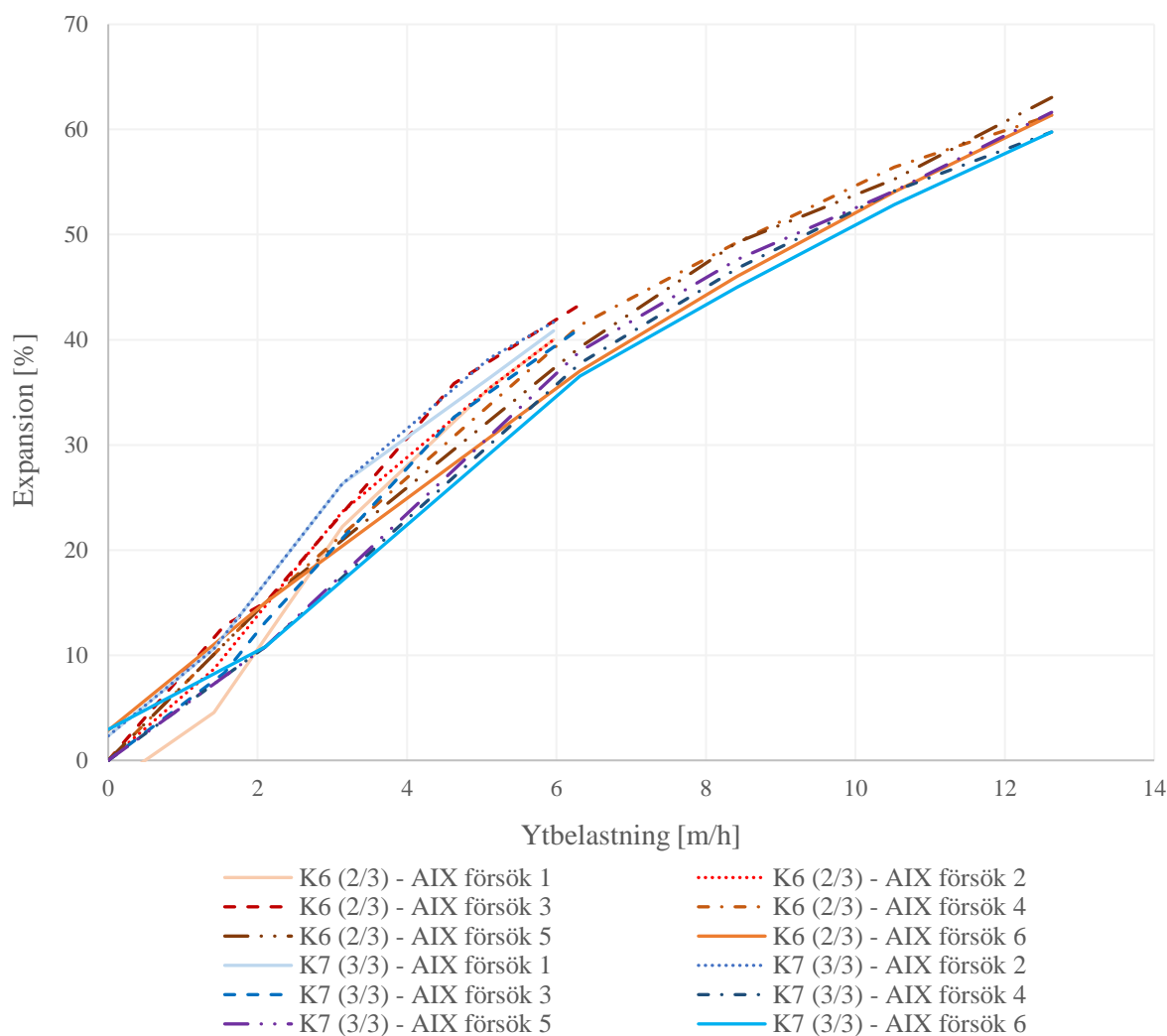


**Figur 9.** Antal behandlade bäddvolym mellan backspolningar mot antalet behandlade bäddvolym vid backspolning för de tre GAK-kolonnerna två innehållande Cyclecarb 401 och en innehållande Filtrasorb 400. Brytpunkterna markerar utförda backspolningar. Byte av patronfilter markeras i figuren där antalet behandlade bäddvolym i kolonn 1 markerar vid vilka bäddvolym filtren byttes.

#### 5.1.4 Belastningstester

Figur 10 visar de belastningstester som utfördes på uppströmskolonnerna K6 och K7 båda innehållande Puro-lite 694E. Testerna utfördes vid sex tillfällen vilka motsvarade cirka 3 500, 7 000, 13 000, 14 500, 18 700 och 23 000 behandlade bäddvolym, där antalet bäddvolym skiljde sig något åt mellan kolonn 6 och 7 till följd av olika bädddjup. Expansionen av anjonbäddarna ses vid varierande ytbelastning där linjer med röd färg visar expansionen i kolonn 6 och linjer i blå färg markerar expansionen i kolonn 7. De kortare linjerna representerar de tre första försöken vid vilka en svagare pump användes jämfört med övriga försök vilket resulterade i ett kortare intervall av testade ytbelastningar i dessa. Försök ett och två utfördes innan utspolningen av delar av adsorbenten i kolonn 6 och 7.

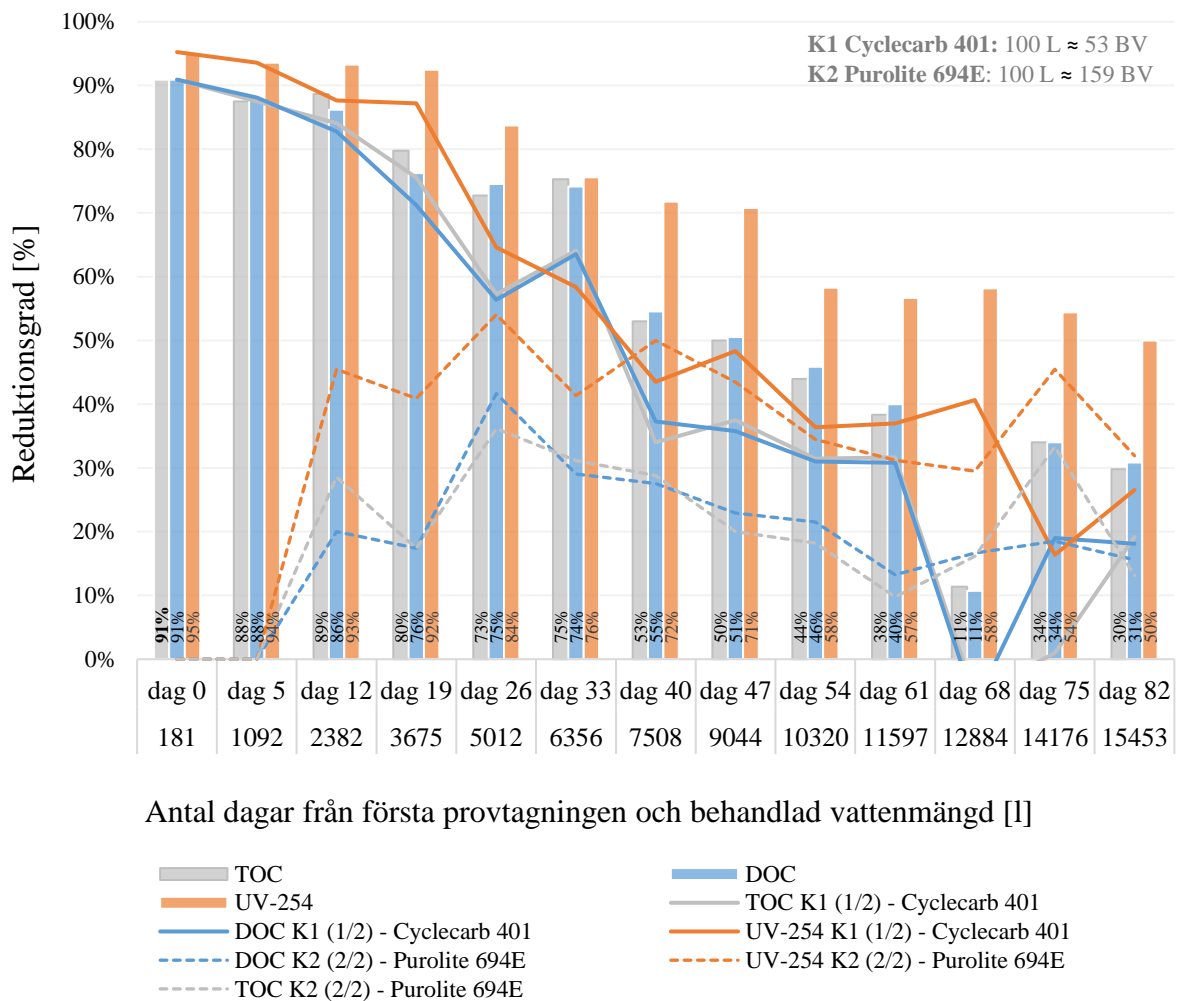
Vid använt flöde på 5 l/h och en ytbelastning på 2,1 m/h expanderade jonbytarbäddarna mellan 10–15 procent, se Figur 10. En något lägre expansion kunde ses för försök sex jämfört med tidigare försök vid vissa ytbelastningar. Bäddjupet i kolonn 6 och 7 observerades också minska något mot slutet av studien jämfört med tidigare uppmätt bädddjup vid samma flöde.



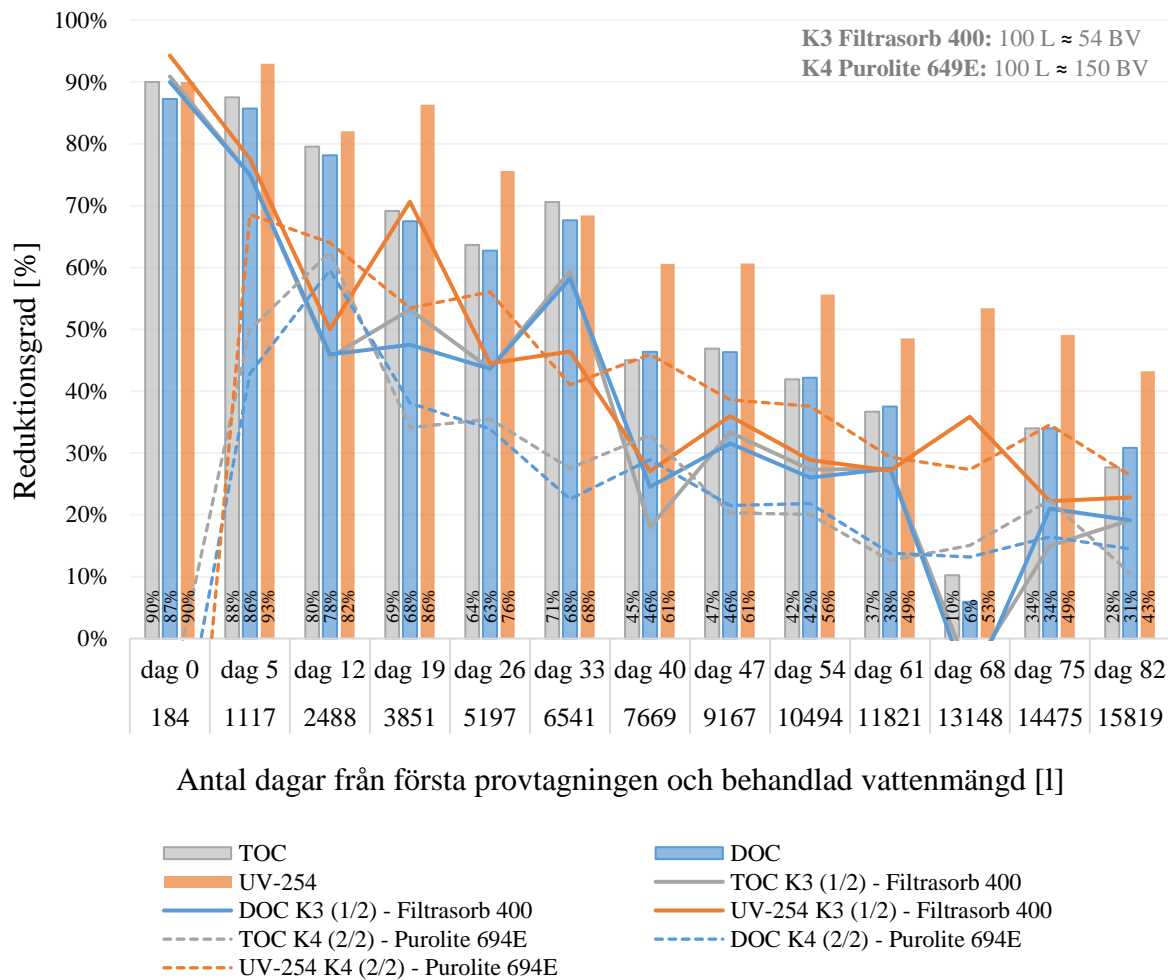
**Figur 10.** Hydrauliska försök uppströmskolonner K6 och K7. Linjer med röd färg visar expansionen i kolonn 6 och linjer i blå färg markerar expansionen i kolonn 7 vid olika ytbelastning. De hydrauliska försöken utfördes vid cirka 3 500, 7000, 13 000, 14 500, 18 700 och 23 000 behandlade bäddvolymmer.

### 5.1.5 Reduktionsgrad av TOC, DOC, UVA

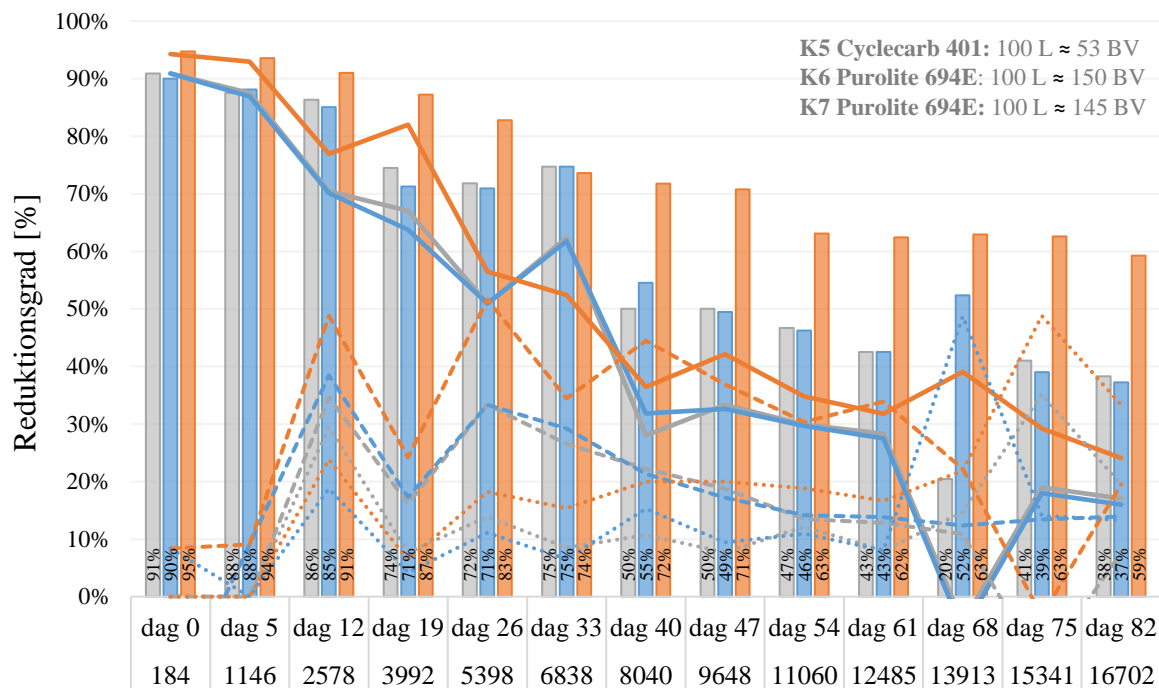
I Figur 11, 12 och 13 visas reduktionsgraden av TOC, DOC och UV-254 (UVA) över hela driftlinjerna (staplarna) samt reduktionen separat för GAK- (heldragna linjer) och AIX-filtren (streckade linjer). Reduktionsgraden visas för behandlad vattenmängd då antalet bäddvolymmer skilde sig åt mellan GAK- och AIX-kolonnerna till följd av olika kontakttid. För samtliga driftlinjer var reduktionsgraden hög vid de första provtagningarna men minskade generellt med ökad volym behandlat vatten. En liknande trend kan ses för reduktionen över samtliga GAK-filtren. I AIX-filtren ses i stället en ökning av reduktionsgraden då reduktionsgraden över GAK-filtren minskar. En liknande reduktionsgrad av TOC, DOC och UVA kan ses för samtliga driftlinjer vid de första provtagningarna. Reduktionsgraden sjunker mer över tid för driftlinje ett och två, bestående av två nedströmskolonner med GAK följt av AIX, jämfört med driftlinje tre bestående av en GAK-kolonn följt av två uppströmskolonner med AIX. För samtliga linjer kan en minskad reduktionsgrad av TOC och DOC ses 68 dagar efter den första provtagningen men koncentrationen av dessa i utgående vatten var endast marginellt högre än vid tidigare provtagningar, se Bilaga 2.



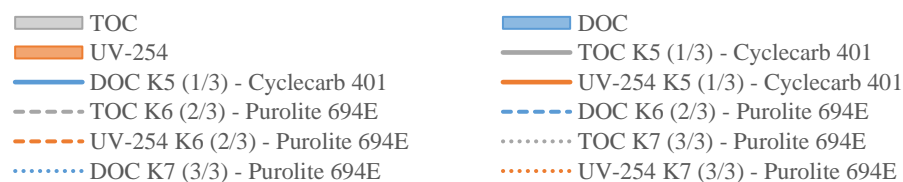
**Figur 11.** Reduktionsgraden av TOC, DOC och UV-254 för driftlinje ett bestående av Cyclecarb 401 följt av Purolite 694E. Reduktionsgraden av TOC (grå), DOC (blå) och UV-254 (orange) för driftlinje ett (L1). Staplarna visar den totala reduktionen över driftlinje ett, heldragna linjer visar reduktionen över Cyclecarb 401 och streckade linjer visar reduktionsgraden över Purolite 694E.



**Figur 12.** Reduktionsgraden av TOC, DOC och UV-254 för driftlinje två bestående av Filtrasorb 400 följt av Purolite 694E. Reduktionsgraden av TOC (grå), DOC (blå) och UV-254 (orange) för driftlinje två (L2). Staplarna visar den totala reduktionen över driftlinje två, heldragna linjer visar reduktionen över Filtrasorb 400 och streckade linjer visar reduktionsgraden över Purolite 694E.



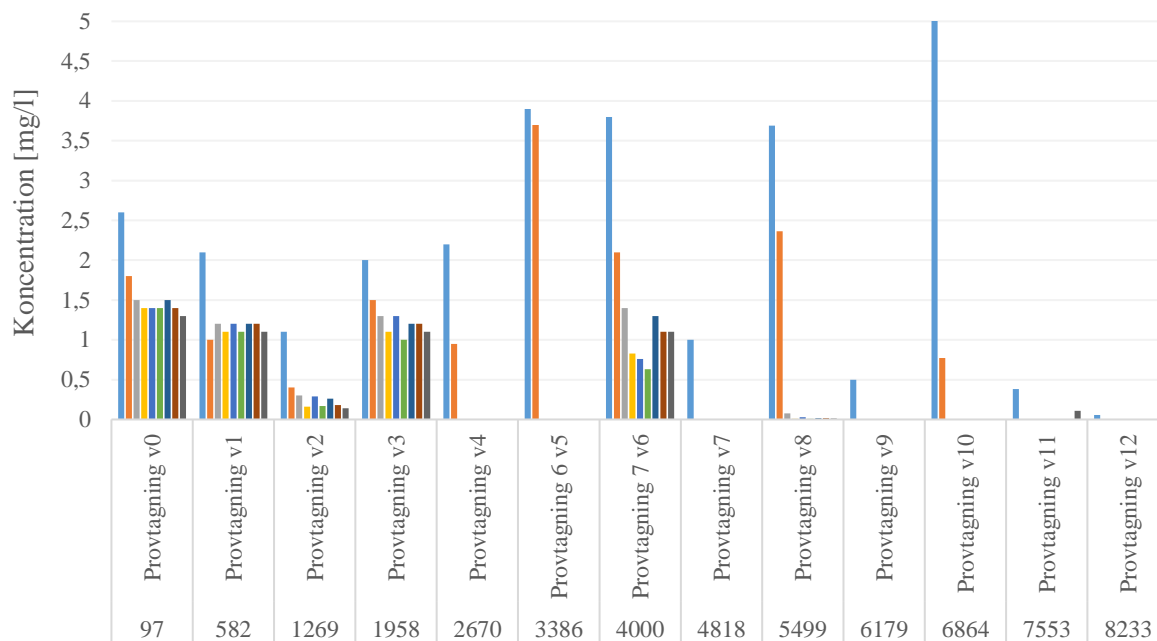
Antal dagar från första provtagningen och behandlad vattenmängd [l]



**Figur 13.** Reduktionsgraden av TOC (grå), DOC (blå) och UV-254 (orange) för driftlinje tre (L3). Staplarna visar den totala reduktionen över driftlinje tre, heldragna linjer visar reduktionen över Cyclecarb 401, streckade linjer visar reduktionsgraden över den första uppströmskolonnen innehållande Purolite 694E och punktade linjer visar reduktionsgraden över den sista uppströmskolonnen innehållande Purolite 694E.

### 5.1.6 Näringsämnen

Koncentrationen av näringsämnen i form av ammonium och fosfor varierade under studien. I Figur 14 visas koncentrationen av ammonium både i inkommande vatten, efter förbehandling samt efter kolonn 1–7. Koncentrationen ses minska i utgående vatten från kolonnerna där koncentrationen var under detektionsgränsen vid provtagning v4 samt provtagning v7-12 och därför inte ses i figuren. Koncentrationen i inkommande vatten kan också ses variera där stor skillnad kan ses mellan inkommande koncentration innan filter vid provtagning 10 jämfört med koncentrationen av ammonium uppmätt innan filter vid provtagning vecka 11 och vecka 12. Koncentrationen av fosfor efter förbehandlingen samt efter filtren var låg men där en ökning sågs i slutet av studien, se Bilaga 4.



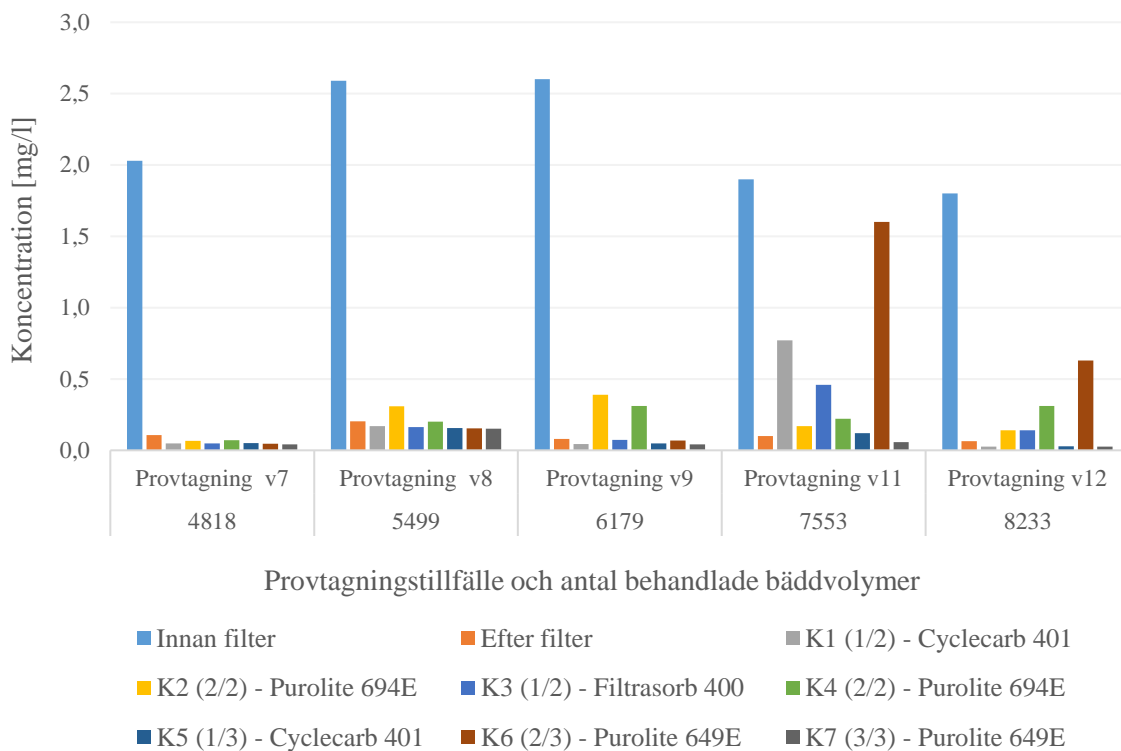
Provtagningsstillfälle och antal behandlade bäddvolym (BV)

- Innan filter
- Efter filter
- K1 (1/2) - Cyclecarb 401
- K2 (2/2) - Purolite 694E
- K3 (1/2) - Filtrasorb 400
- K4 (2/2) - Purolite 694E
- K5 (1/3) - Cyclecarb 401
- K6 (2/3) - Purolite 694E
- K7 (3/3) - Purolite 694E

**Figur 14.** Koncentration ammonium som kväve i innan filter, efter filter samt efter kolonn 1–7. Antal behandlade bäddvolym i kolonn 1 innehållande Cyclecarb 401 anges för respektive provtagningsstillfälle. Uppmätta koncentrationer under detektionsgränsen visas ej.

### 5.1.7 Järn

I Figur 15 ses koncentrationen av järn i inkommande vatten, efter förbehandling och efter kolonn 1–7. Analys med avseende på järn utfördes först från vecka 7. Koncentrationen kan ses öka efter kolonnerna från provtagning 11 till 13. En viss ökning av uppmätt järn kan ses där koncentrationen järn i utgående vatten från kolonn 6 innehållande Purolite 694E är högre än för andra kolonner efter provtagning 11 och framåt.



**Figur 15.** Koncentration av järn utan uppslutning innan filter, efter filter samt efter kolonn 1–7. Antal behandlade bäddvolymmer i kolonn 1 innehållande Cyclecarb 401 anges för respektive provtagningstillfälle.

## 5.2 Avskiljning mikroföroreningar

Koncentrationen av TOC och DOC samt pH var likt vid de två provtagningarna. Vid den första provtagningen var pH i inkommande vatten 7,1 och koncentrationen av TOC samt DOC 12 mg/l. Vid den andra provtagningen var pH i inkommande vatten 7 och koncentrationen TOC 11 mg/l och koncentrationen DOC 10 mg/l.

För analysresultat med avseende på läkemedel och PFAS se Bilaga 3.

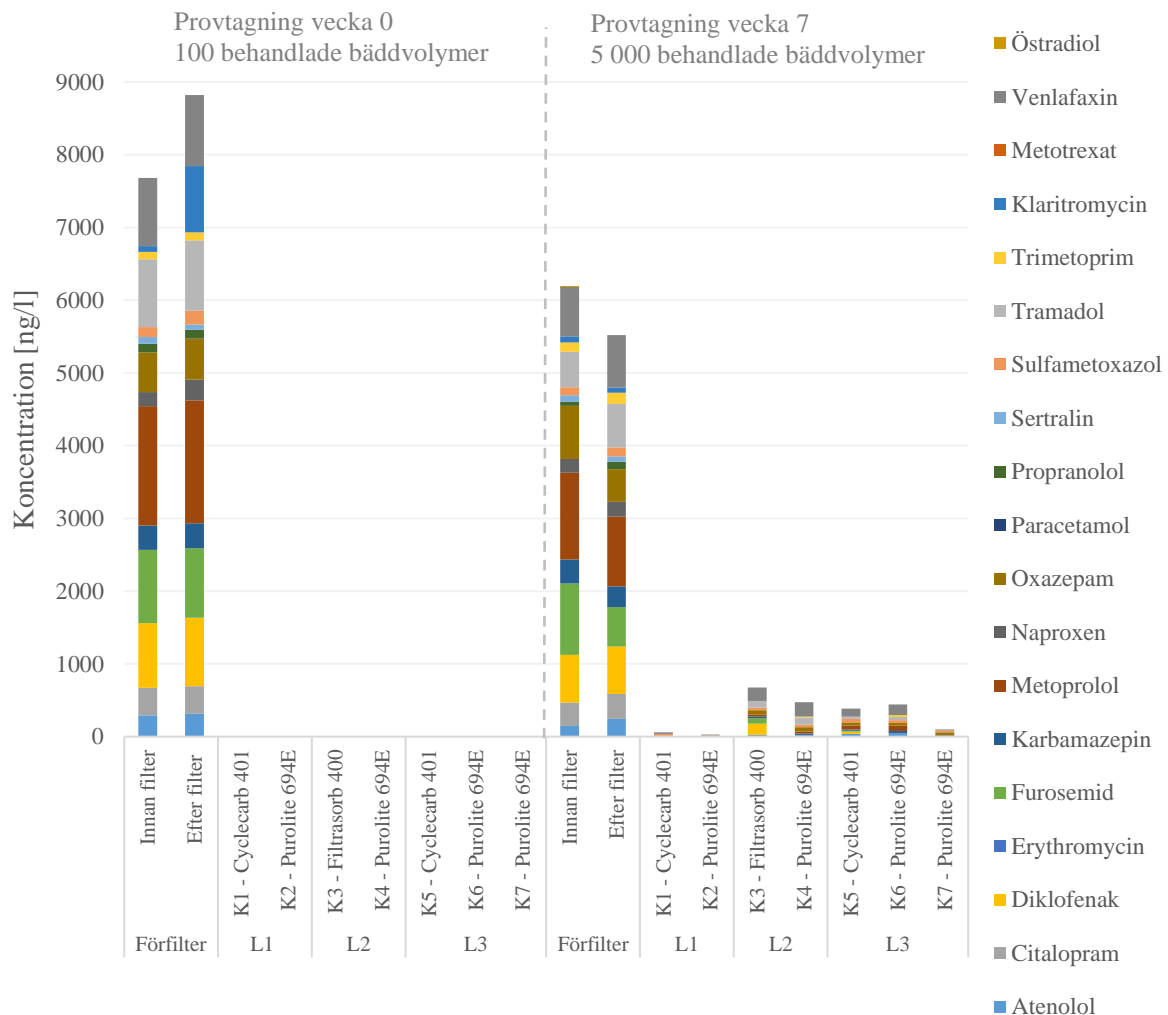
### 5.2.1 Läkemedel

I Figur 16 visas koncentrationen av läkemedel innan och efter förbehandlingen och i utgående vatten från kolonn 1–7, koncentrationer under detektionsgränsen visas ej. Koncentrationen av läkemedel i inkommande vatten till kolonnerna varierade något mellan de två provtagningstillfällena men där koncentrationen var högst för samma sex ämnen, metoprolol, furosemid, venlaflaxin, tramadol, diklofenak och oxazepam. Vid den första provtagningen var koncentrationen högst av metoprolol följt av furosemid, venlaflaxin, tramadol, diklofenak och oxazepam.

Koncentrationen av läkemedel i inkommande vatten innan filter och i utgående vatten efter förbehandlingen (efter filter) var lik vid de två provtagningstillfällena, se Figur 16. Vid den första provtagningen var den sammanlagda halten av läkemedelssubstanser högre efter förbehandlingen än innan där skillnaden beror framför allt på en högre halt klaritromycin efter

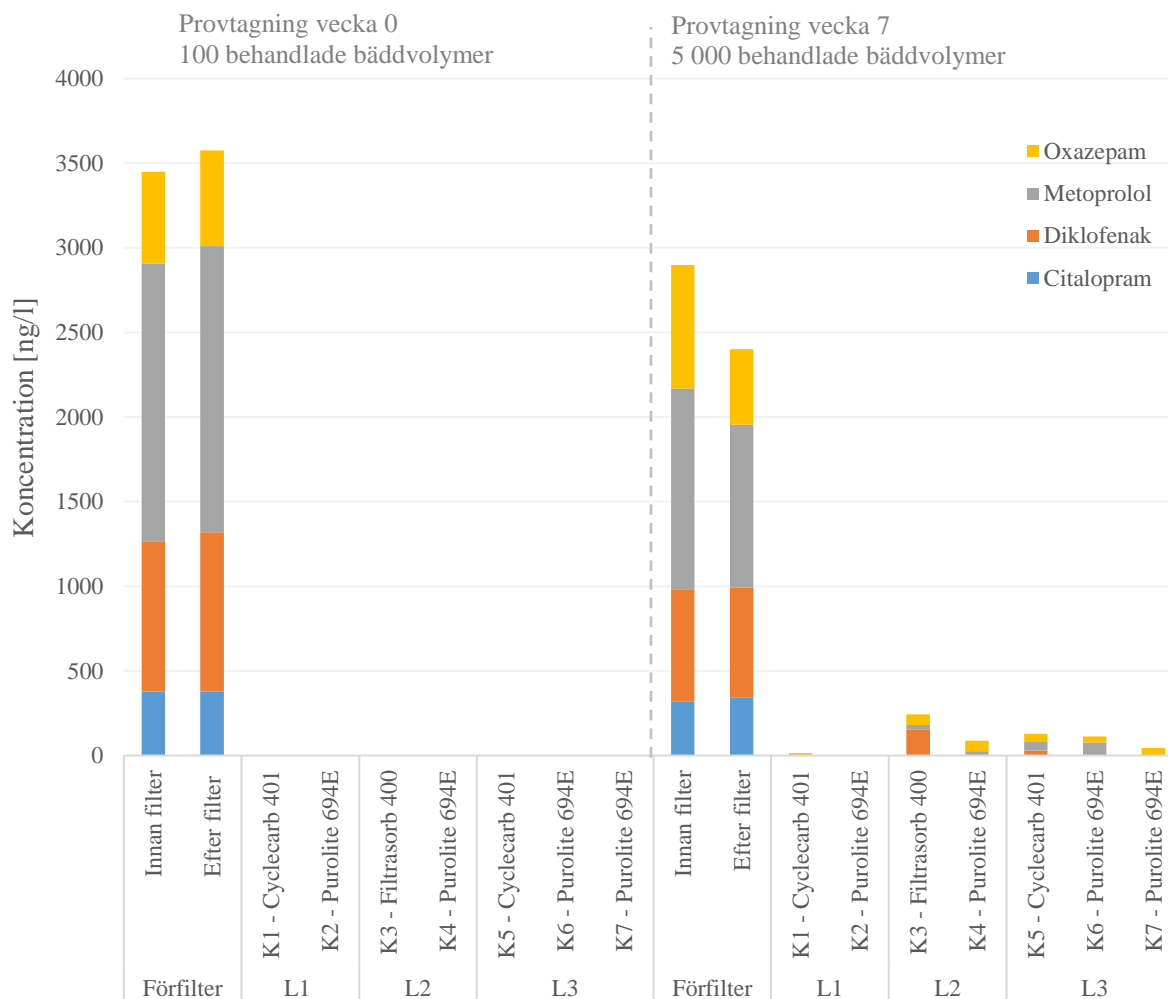


patronfiltren. Den uppmätta koncentrationen efter samtliga kolonner var under detektionsgränsen för de undersökta läkemedlen vid den första provtagningen medan högre koncentration ses i utgående vatten från kolonnerna vid den andra provtagningen.



**Figur 16.** Koncentrationen av samtliga analyserade läkemedel, för vilka koncentration över detektionsgränsen uppmättes, innan filter, efter filter och efter samtliga kolonner vid de två provtagningarna. Det första provtagningstillfället vid cirka 100 och det andra var vid cirka 5 000 behandlade bäddvolym för GAK-filtren. Uppmätta koncentrationer under detektionsgränsen visas ej.

Utav de utvalda läkemedelssubstanserna citalopram, diklofenak, metoprolol och oxazepam var samtliga uppmätta koncentrationer efter kolonn 1–7 under detektionsgränsen vid den första provtagningen, se Figur 17. Vid den andra provtagningen uppmättes koncentration över detektionsgränsen av diklofenak efter kolonn 3 och 5 som båda innehöll GAK medan koncentrationen var under detektionsgränsen efter att vattnet behandlats i de efterföljande AIX-kolonner. Oxazepam kunde ses släppas igenom samtliga kolonner med undantag från kolonn 2, vilket även kunde ses för metoprolol efter kolonn 3–6. Citalopram avskildes däremot där koncentrationen efter samtliga kolonner var under detektionsgränsen vid den andra provtagningen.



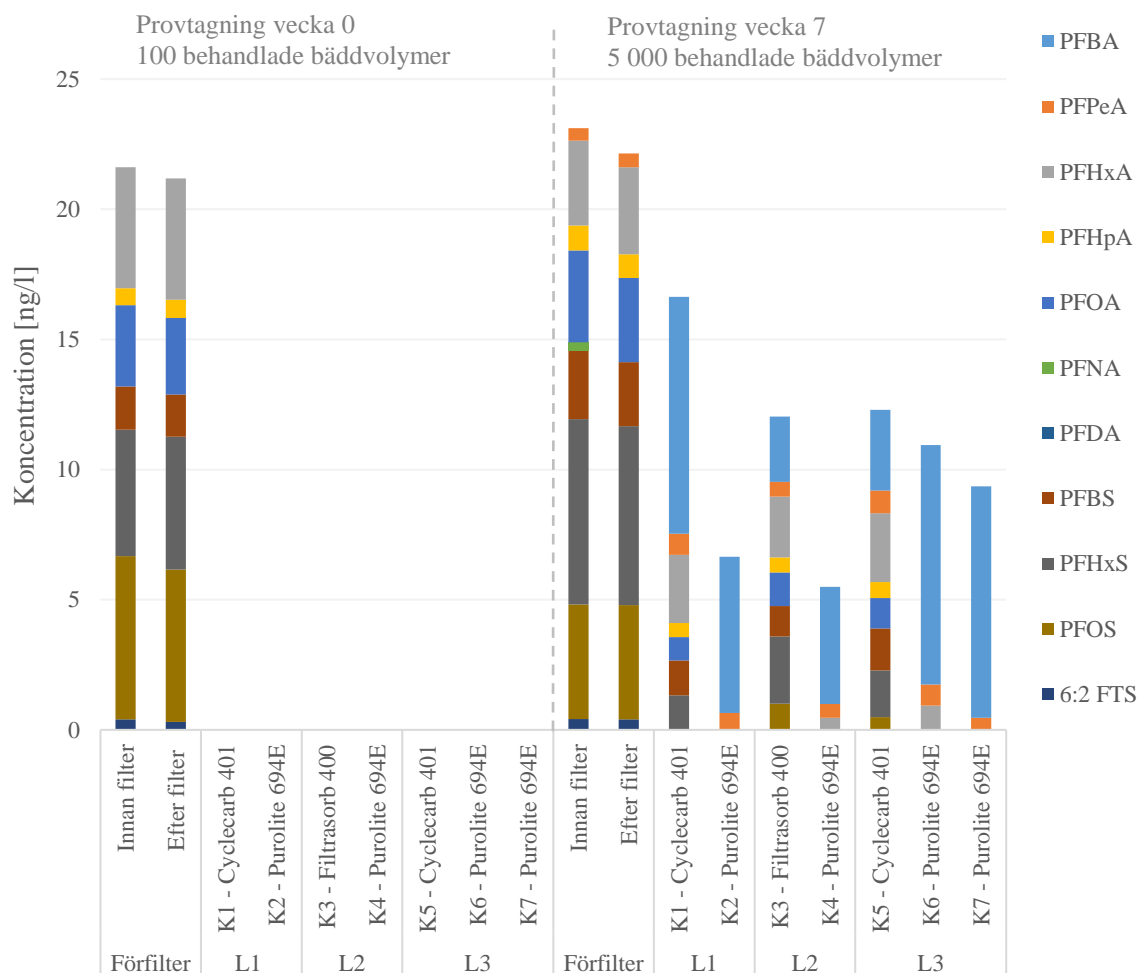
**Figur 17.** Koncentration av citalopram, diklofenak, metoprolol och oxazepam innan filter, efter filter samt efter kolonn 1–7. Första provtagningen vid uppstart motsvarande cirka 100 behandlade bäddvolym och den andra vid cirka 5 000 behandlade bäddvolym i GAK-kolonnerna. Uppmätt koncentration under detektionsgränsen visas ej.

### 5.2.2 Per- och polyfluorerade alkylsubstanter

Uppmätta koncentrationer av PFAS innan och efter förbehandling samt efter kolonn 1–7 visas i Figur 18, där den första provtagningen utfördes då cirka 100 bäddvolym behandlats i GAK-kolonnerna och den andra provtagningen vid cirka 5 000 behandlade bäddvolym. Koncentrationen var högst av PFOS, PFHxA och PFHxS i inkommande vatten till kolonnerna vid de två provtagningarna. Den sammanlagda halten efter samtliga kolonner av alla ingående PFAS-ämnen var högre vid den andra provtagningen jämfört med den första provtagningen då större andel av halterna som uppmättes var under detektionsgränsen.

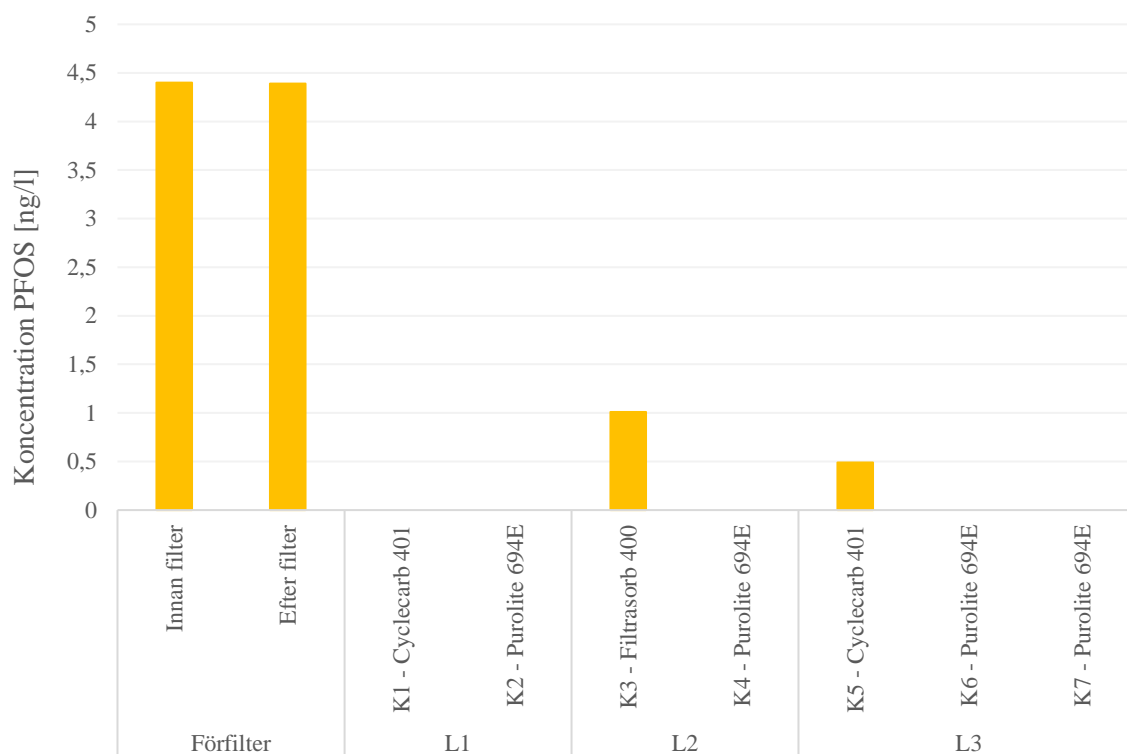
Koncentrationen av samtliga PFAS-ämnen vilka ingår i PFAS-11 kan ses i Figur 18, där alla var under detektionsgränsen efter kolonn 1–7 vid den första provtagningen. Däremot ses koncentrationer över detektionsgräns av flertalet av dessa i utgående vatten vid provtagning två. Vid den andra provtagningen kan PFHpA, PFOA, PFBS, PFHxS och PFOS ses släppas igenom GAK-filtren för att sedan avskiljas under detektionsgränsen i efterföljande AIX-filter. Koncentrationen av PFBA och PFPeA var högre efter avskiljning med både GAK och AIX än i inkommande vatten innan samt efter filter med undantag för kolonn 4 och 5 för PFPeA. Den

sammanlagda koncentrationen av PFAS kan ses vara lägre efter AIX-filtren jämfört med GAK-filtren där samtliga PFAS som inte avskiljs med GAK avskiljs av efterföljande AIX-filer med undantag för PFBA, PFPeA och PFHxA, se Figur 18.



**Figur 18.** Koncentrationer under detektionsgränsen visas ej. Koncentrationen av 32 PFAS över förbehandling (benämnd som förfilter) samt över de tre driftlinjerna L1-L3 vid de två provtagningarna då cirka 100 respektive 5 000 bäddvolym behandlats i GAK-kolonnerna. Koncentrationer under detektionsgränsen visas ej.

Koncentrationen av PFOS var under detektionsgränsen efter kolonn 1–7 vid den första provtagningen. För PFOS kan det ses att koncentrationen efter GAK kolonn 3 och 5 var högre än koncentrationen efter efterföljande AIX-filer vilket visar på att PFOS som inte avskiljs i GAK-filer däremot avskiljs i efterföljande AIX-filer, se Figur 19.



**Figur 19.** Koncentration av PFOS vid den andra läkemedelsprovtagningen vid cirka 5 000 behandlade bäddvolymmer i GAK-kolonnerna, uppdelad i förbehandling och driftlinjerna benämnda som L1, L2 och L3. Uppmätt koncentration under detektionsgränsen visas ej.

### 5.2.3 Jämförelse av reduktionsgrad pilotlinjerna

Tabell 4 och 5 visar reduktionsgraden över de olika filtren vid de två provtagning av mikroföroreningar som gjorde. Då inga mätbara koncentrationer fanns beräknades reduktionsgraden utifrån detektionsgränsen. Vid de två provtagningarna var reduktionsgraden hög över GAK-kolonnerna där samtliga visade en reduktionsgrad över 90 procent med undantag för Filtrasorb 400 för PFOS och diklofenak, se Tabell 4.

**Tabell 4.** Reduktionsgraden över GAK-filtren av PFOS, citalopram, diklofenak, metoprolol och oxazepam vid de två provtagningarna. Antalet behandlade bäddvolymmer i GAK vid provtagningstillfällena är markerade i tabellen. Reduktionsgrad över 80 procent markeras med grön färg.

Bäddvolymmer	K1 (1/2) – Cyclecarb 401		K3 (1/2) – Filtrasorb 400		K5 (1/3) – Cyclecarb 401	
	97	4 818	100	4 947	97	5 076
<b>PFOS</b>	95%	93%	95%	77%	95%	89%
<b>Citalopram</b>	97%	97%	97%	97%	97%	97%
<b>Diklofenak</b>	99%	98%	99%	76%	99%	95%
<b>Metoprolol</b>	99%	99%	99%	97%	99%	94%
<b>Oxazepam</b>	98%	97%	98%	86%	98%	90%

Ingen skillnad i reduktionsgrad kunde ses mellan de olika AIX-filtren vid den första provtagningen då ingen reduktion observerades till följd av att koncentrationerna var under detektionsgränsen både innan och efter AIX-filtren, se Tabell 5. Den lägre reduktionsgraden av PFOS och diklofenak för Filtrasorb 400 kan ses kompletteras av en högre reduktionsgrad av dessa över efterföljande AIX-filter, där reduktionsgraden av PFOS för kolonn 4 var 70 procent respektive 93 procent för diklofenak, se Tabell 5. En negativ reduktionsgrad beräknades för kolonn 6 och 7 vid den andra provtagningen för metoprolol respektive oxazepam, då koncentration över detektionsgränsen uppmättes efter dessa filter.

**Tabell 5.** Reduktionsgraden över AIX-filtren av PFOS, citalopram, diklofenak, metoprolol och oxazepam vid de två provtagningarna. Antalet behandlade bäddvolymmer i AIX vid provtagningstillfällena är markerade i tabellen. Reduktionsgrad över 80 procent markeras med grön färg och – markerar då koncentrationen i inkommande och utgående vatten var under detektionsgränsen.

	K2 (2/2) - Purolite 649E		K4 (2/2) - Purolite 694E		K6 (2/3) – Purolite 694E		K7 (3/3) – Purolite 694E	
Bäddvolymmer	279	13 658	268	13 477	273	14 544	255	14 337
<b>PFOS</b>	-	-	-	70%	-	39%	-	-
<b>Citalopram</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Diklofenak</b>	-	-	-	93%	-	67%	-	-
<b>Metoprolol</b>	-	-	-	7%	-	-43%*	-	87%
<b>Oxazepam</b>	-	29%	-	2%	-	18%	-	-22%*

\* Negativ koncentration kan vara till följd av mätosäkerheter eller desorption

Tabell 6 visar reduktionsgraden för de utvalda ämnena över de tre driftlinjerna (L1-L3) vid provtagning ett och två. Reduktionsgraden av PFOS, citalopram, diklofenak, metoprolol och oxazepam var hög vid de två provtagningarna. Vid den första provtagningen då cirka 100 bäddvolymmer behandlats i GAK-kolonnerna var reduktionsgraden över 90 procent för samtliga driftlinjer där lägst reduktionsgrad kan ses för PFOS. Ingen skillnad mellan driftlinjerna kan ses vid den första provtagningen till följd av att koncentrationen av samtliga ämnen var under detektionsgränsen efter dessa. Likt den första provtagningen var reduktionsgraden över 90 procent för samtliga driftlinjer vid den andra provtagningen med undantag för reduktionsgraden av oxazepam över driftlinje två vilken var 86 procent.

**Tabell 6.** Reduktionsgraden över driftlinjerna L1, L2 och L3 av PFOS, citalopram, diklofenak, metoprolol och oxazepam vid de två provtagningarna. Antalet behandlade bäddvolymmer i GAK vid provtagningstillfällena är markerade i tabellen. Reduktionsgrad över 80 procent markeras med grön färg.

	<b>L1</b>		<b>L2</b>		<b>L3</b>	
	K1 Cyclecarb 401 + K2 Purolite 694E		K3 Filtrasorb 400 + K4 Purolite 694E		K5 Cyclecarb 401 + K6 Purolite 694E + K7 Purolite 694E	
<b>Bäddvolymmer</b>	<b>97</b>	<b>4818</b>	<b>100</b>	<b>4947</b>	<b>97</b>	<b>5076</b>
<b>PFOS</b>	95%	93%	95%	93%	95%	93%
<b>Citalopram</b>	97%	97%	97%	97%	97%	97%
<b>Diklofenak</b>	99%	98%	99%	98%	99%	98%
<b>Metoprolol</b>	99%	99%	99%	97%	99%	99%
<b>Oxazepam</b>	98%	98%	98%	86%	98%	90%

### 5.3 Korrelation mellan mikroföroreningar med TOC, DOC och UVA

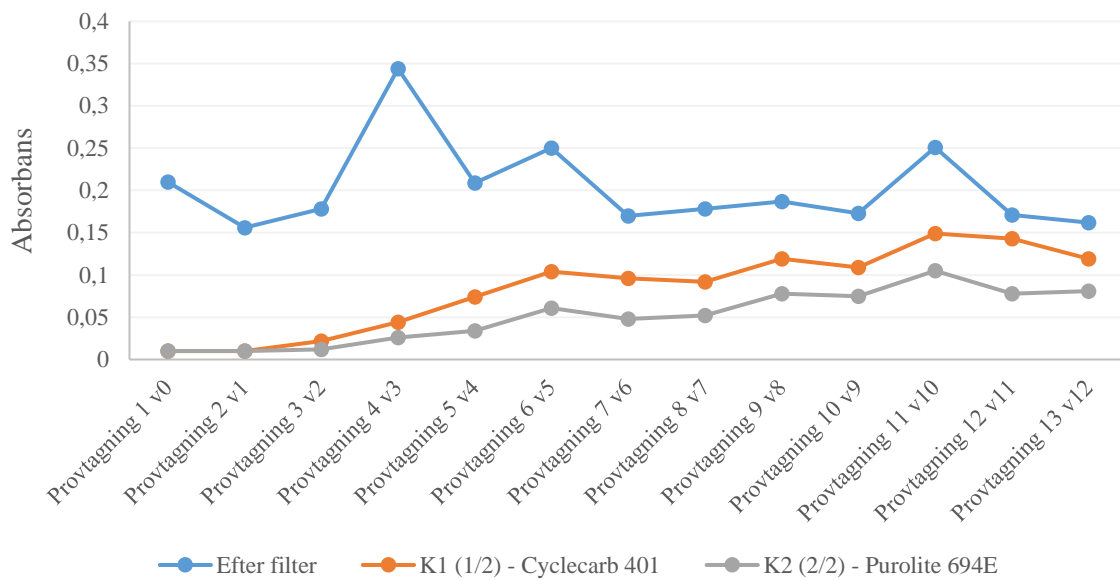
För samtliga kolonner K2, K3, K4 och kombination av GAK och AIX (K4+K5) minskade reduktionen generellt av TOC, DOC och UVA med ökat antal behandlade bäddvolymmer. Reduktionsgraden för de utvalda mikroföroreningarna metoprolol, citalopram, flukonazol, oxazepam, diklofenak och PFOS visade däremot på större variation i reduktionen över spannet av undersökta bäddvolymmer.

Tabell 7 visar determinationskoefficienten  $R^2$  för kvoten mellan utgående och inkommande koncentration och absorbans av DOC, TOC, UVA och kvoten mellan utgående och inkommande koncentration av de utvalda mikroföroreningarna samt beräknade p-värden inom parentes. Låga  $R^2$  kan ses över kolonn 2 och 3 innehållande Brennsorb 1240 (GAK) och Purolite 694E medan  $R^2$  över 0,8 kan ses för kolonn 4 och kombinationen av Cyclecarb 401 och Purolite 694E (K4+K5) mellan metoprolol, citalopram, oxazepam och UVA och TOC. För samtliga  $R^2$  större än 0,8 kan korrelationen sägas vara signifikant då de beräknade p-värdena är mindre än 0,05.

**Tabell 7.**  $R^2$  för förhållandet mellan ingående och utgående koncentration och absorptions av DOC, TOC, UVA och förhållandet mellan ingående och utgående koncentration av utvalda läkemedel. Fem provpunkter har använts vid beräkningen vilka motsvarade analysresultat vid 3 700, 5 700, 14 000, 26 000 och 34 000 behandlade bäddvolymeter. P-värdet visas inom parentes och  $R^2 > 0,8$  är markerad med gul färg.

		$R^2$ (p-värde)			
		<b>K2 - Brennsorb 1240</b>	<b>K3 - Purolite 694E</b>	<b>K4 - Cyclecarb 401</b>	<b>K4+K5 - Cyclecarb 401+Purolite 694E</b>
<b>Metoprolol</b>	DOC	0,028 (0,79)	0,012 (0,86)	0,54 (0,16)	0,85 (0,025)
	UVA	0,18 (0,48)	0,48 (0,20)	0,84 (0,028)	0,94 (0,0062)
	TOC	0,032 (0,77)	0,11 (0,58)	0,83 (0,031)	0,93 (0,0078)
<b>Citalopram</b>	DOC	0,30 (0,34)	0,00045 (0,97)	0,57 (0,14)	0,69 (0,080)
	UVA	0,39 (0,26)	0,34 (0,30)	0,94 (0,0071)	0,85 (0,026)
	TOC	0,23 (0,42)	0,28 (0,36)	0,91 (0,012)	0,90 (0,014)
<b>Flukonazol</b>	DOC	0,41 (0,25)	0,046 (0,73)	0,47 (0,20)	0,30 (0,34)
	UVA	0,62 (0,11)	0,22 (0,43)	0,77 (0,051)	0,27 (0,37)
	TOC	0,46 (0,21)	0,061 (0,69)	0,75 (0,059)	0,33 (0,31)
<b>Oxazepam</b>	DOC	0,037 (0,76)	0,099 (0,61)	0,66 (0,095)	0,92 (0,010)
	UVA	0,45 (0,21)	0,046 (0,73)	0,81 (0,037)	0,91 (0,011)
	TOC	0,22 (0,42)	0,36 (0,28)	0,80 (0,040)	0,90 (0,013)
<b>Diklofenak</b>	DOC	0,0099 (0,87)	0,13 (0,55)	0,13 (0,55)	0,063 (0,69)
	UVA	0,0086 (0,88)	0,38 (0,27)	0,33 (0,31)	0,37 (0,28)
	TOC	0,011 (0,87)	0,71 (0,072)	0,27 (0,37)	0,39 (0,26)
<b>PFOS</b>	DOC	0,039 (0,75)	0,39 (0,26)	0,0039 (0,92)	0,42 (0,24)
	UVA	0,15 (0,52)	0,22 (0,42)	0,18 (0,48)	0,13 (0,55)
	TOC	0,043 (0,74)	0,015 (0,84)	0,15 (0,52)	0,092 (0,62)

Figur 20 visar uppmätt absorptions efter patronfilter och efter kolonn 1 och kolonn 2 innehållande Cyclecarb 401 respektive Purolite 694E från denna studies kolonnförsök. Som kan ses i figuren varierar uppmätt absorptions mer efter filtret jämfört med absorptionsen efter kolonn 1 och 2 som visar på en långsam ökning av absorptionsen i utgående vatten efter GAK- och AIX-filtren. Likt UVA visar DOC på en liknande trend efter GAK- och AIX-filtren.



**Figur 20.** Uppmätt absorbans vid kolonnprovtagning för driftlinje 1 (L1) bestående av två nedströmskolonner innehållande Cyclecarb 401 följt av Purolite 694E.



## 6 Diskussion

### 6.1 Drifterfarenhet

Backspolningsbehovet för GAK-filtren varierade under studien där behovet var större vid uppstart och sedan stabiliserades något efter 3 000 bäddvolymmer, se Figur 9. Antalet behandlade bäddvolymmer mellan backspolningar ökade efter 2 000 bäddvolymmer vilket kan vara till följd av byte av patronfilter vilket kan ha minskat koncentrationen av suspenderat material i inkommande vatten till GAK-filtren. Variationen i antal behandlade bäddvolymmer till första backspolning mellan de tre GAK-filtren kan vidare bero på att inloppen från vilka vatten pumpades in i kolonnerna till början låg på olika nivåer i mellanlagringstanken, vilket kan ha resulterat i att vatten av olika kvalitet pumpades in i kolonnerna, se Figur 7. Detta skulle kunna ha bidragit till att kolonn 1 krävde backspolning betydligt tidigare än kolonn 5 båda innehållande samma material, Cyclecarb 401. Edefell *et al.* (2019) visade också på frekvent backspolningsbehov, detta trots förbehandling i form av ultrafiltrering med porstorlek på 0,02 mikrometer jämfört med det 50 och 5 mikrometer filter vilket användes som förbehandling i denna studie. Backspolningar krävdes till följd av tillväxt av biofilm vilket medförde igensättning av GAK-filtren. Hedén *et al.* (2020) visade på varierande behov av backspolning av GAK-filtren beroende på bland annat kontakttid, där GAK-filter med lägre kontakttid krävde frekventare backspolningar, vilket då antagligen beror på att filtren med kortare kontakttid behandlar mer vatten och på så tar emot mer suspenderat material som kan sätta igen filtren.

Vid jämförelse av driftlinjerna krävdes minst backspolningar för driftlinje två bestående av Filtrasorb 401 och Purolite 694E. Trots att uppströmskolonnerna i driftlinje tre inte krävde backspolning krävde GAK-filtret i driftlinje tre bestående av Cyclecarb 401 fler backspolningar än vad GAK- och AIX-filtren i driftlinje två krävde sammanlagt. Då reduktionsgraden av DOC och TOC i GAK-filtren minskade under studien är det troligt att backspolningsbehovet för nedströms AIX-kolonnerna kommer öka vid längre drift vilket skulle medföra att det med avseende på driftunderhåll finns en fördel med att använda uppströmskolonner med fluidiserad bädd i stället för nedströmskolonner. GAK-filtren visades också ha ett betydligt större backspolningsbehov än AIX-filtren. Denna skillnad beror sannolikt främst på att GAK-filtren fungerade som en andra förbehandling vilket medförde att vatten med lägre halt organiskt material och partiklar pumpades in till AIX-filtren. Malovanyy *et al.* (2021) visade också på att med effektiv förbehandling kunde AIX-filter drivas länge utan behov av backspolning.

Under studien uppstod problem med uppströmskolonnerna där delar av materialet spolades ut till följd av att mellanlagringstanken torrlades. Materialminskningen medförde att flödet in till uppströmskolonnerna behövde sänkas för att bibehålla liknande kontakttid som innan materialförlusten. Detta medförde att driftlinje tre behandlade mindre vatten än övriga driftlinjer vilket också påverkar jämförelsen av dessa. Belastningstesterna visade också på en något minskad expansion av bäddarna i uppströmskolonnerna vid slutet av studien vilket kan bero på att materialet blivit tyngre till följd av adsorption, se Figur 10. Den lägre expansionen skulle i förlängningen kunna medföra högre risk för igensättning och materialförlust och på så sätt påverka driftstabiliteten för driftlinje tre.

Samtliga driftlinjer reducerade TOC, DOC och UVA väl till en början men där reduktionsgraden succesivt minskade under studien, se Figur 11, 12 och 13. Detta har observerats i tidigare studie av Edefell *et al.* (2019) och Lemström *et al.* (2021) där avskiljningen av DOC först var hög för att sedan minska. GAK- och AIX-filtren kunde ses komplettera varandra då reduktionsgraden över GAK-filtren minskade ökade den däremot över

AIX-filtren. Detta medför att trots minskad kapaciteten i GAK-filtren kunde AIX-filtren delvis motverka denna minskning vilket möjliggör förlängd livslängd för GAK-filtren. Resultaten från provtagning 68 dagar efter den första provtagningen sig från tidigare och senare resultat för reduktionsgraden av TOC, DOC och UVA, se Figur 11, 12 och 13, där denna avvikelse kan bero på pumpstoppet som skedde dagen innan provtagningen vilket kan ha påverkat avskiljningen.

Koncentrationen av ammonium kunde ses minska i utgående vatten i slutet av studien vilket skulle kunna indikera att biofilm växt fram på adsorbenterna vilken använder näringsämnen som ammonium för tillväxt, se Figur 14. Om så är fallet kan det både ha positiva och negativa effekter på avskiljningen där biologisk nedbrytning av mikroföroreningar kan ske men då behöver koncentrationen av lättnedbrytbart material vara litet i inkommande vatten. Tillväxt av biofilm kan också innebära att kolonnerna kan kräva frekventare backspolningar till följd av igensättning vilket observerades av Fundneider *et al.* (2021).

Järn undersöktes till följd av att det används för att falla ut fosfor på Kungsängsverket vilket medför att det finns risk för höga halter järn i utgående vatten vilket kan medföra igensättning av filtren till följd av utfällningar. Höga halter av järn i inkommande vatten kan också ha påverkat avskiljningen om järn konkurrerar om adsorptionsplatser vilket skulle kunna leda till snabbare igensättning och därmed att högre driftunderhåll krävs, studie som undersökt detta saknas. Koncentrationen järn ökade också i utgående vatten från kolonnerna vilket kan tyda på desorption av järn, se Figur 15. De högre halterna som observerades kolonn 6 tros kunna vara till följd av ansamling i slangen vilken kopplade ihop kolonn 6 och 7.

## 6.2 Avskiljning mikroföroreningar

Reduktionsgraden av PFOS, citalopram, diklofenak, metoprolol och oxazepam var mycket lik för de tre driftlinjerna där samtliga linjer visade på en reduktionsgrad av de utvalda ämnena på över 80 procent vid de två provtagningstillfällena. Den höga reduktionsgraden gör det svårt att dra några slutsatser angående vilken driftlinje som mest effektivt avskiljer mikroföroreningar samt att se skillnader i avskiljning av dessa mellan drift med AIX-filter som upp- mot nedströmskolonner. Fler provtagningar med avseende på mikroföroreningar skulle därför krävas för att komma fram till denna slutsats. Osäkerheter finns även i beräkning av reduktionsgraden då detektionsgränsen användes men det bör innebära att de beräknade reduktionsgraderna snarare är underskattade. Trots att reduktionsgraden var hög över samtliga driftlinjer kunde viss skillnad ses mellan de olika GAK-filtren, där reduktionsgraden av diklofenak och PFOS var lägre över GAK-filtret bestående av Filtrasorb 400 vid den andra provtagningen jämfört med det andra GAK-filtret Cyclecarb 401, se Figur 3. Hög reduktion med avseende på mikroföroreningar som läkemedel och PFAS vid användning av GAK i avloppsvatten har setts i tidigare studier av Rostvall *et al.* (2018) och Edefell *et al.* (2019). Edefell *et al.* (2019) visade på hög reduktionsgrad för läkemedel upp till 10 000 behandlade bäddvolymeter där minskad reduktion av till exempel diklofenak sågs först efter att 10 000 bäddvolymeter behandlats. God reduktion med avseende på läkemedel vid användning av GAK-filter observerades även av Hedén *et al.* (2020) och likt Lemström *et al.* (2021) som även visade på god reduktion av PFAS.

Vid den första provtagningen var koncentrationen av samtliga undersökta läkemedel och PFAS under detektionsgränsen efter samtliga kolonner och reduktionsgraden god för samtliga ämnen, detta medförde att ingen skillnad kunde ses mellan avskiljning med GAK-filter jämfört med avskiljning i efterföljande AIX-filter. Vid den andra provtagningen kunde däremot skillnader i

reduktionsgrad av ämnen ses över GAK- och AIX-filtren där högre koncentrationer av vissa ämnen kunde ses efter GAK-filtren som sedan minskade över AIX-filtren, se Figur 16 och 18. Ökad avskiljning till följd av seriedrift av GAK- och AIX-filter kunde ses för avskiljning med avseende på PFAS-ämnen och diklofenak. PFHpA, PFOA, PFBS och PFHxS, PFOS samt diklofenak släpptes igenom GAK-filtren men avskildes sedan till under detektionsgränsen i efterföljande AIX-filter. För PFOS uppmättes koncentrationer över detektionsgränsen efter GAK-filtren i driftlinje 2 och 3 vid den andra provtagningen men avskiljades till under detektionsgränsen i AIX-filtren, se Figur 20. Detta stämmer med Chen *et al.* (2021) resonemang att AIX-filter kan användas för att minska risken att PFOS följer med i utgående vatten. Liknande resultat sågs även i tidigare kolonnförsök på Kungsängsverket genomfört av Kalecinska (2021) där AIX-filter reducerade PFOS effektivare än GAK-filter och god reduktion av PFOS sågs vid användning av GAK- och AIX-filter i serie. Även McCleaf *et al.* (2017) visade på senare genombrott av PFOS vid användning av AIX jämfört med vid användning av GAK för dricksvatten, där antalet behandlade bäddvolymen vid genombrott var betydligt lägre med GAK. Detta gör att den större investeringskostnaden som blir till följd av seriedrift kan leda till mindre driftunderhåll och mer resurseffektivt användande av GAK då byte inte krävs så fort GAK släpper igenom PFOS. Tidigare genombrott av PFAS sågs även i studien av Malovanyy *et al.* (2021) vid användning av GAK jämfört med AIX, där AIX kunde behandla en betydligt större volymvatten innan genombrott sågs. Negativ reduktionsgrad sågs vid den andra provtagningen med avseende på metoprolol och oxazepam över kolonn 6 respektive kolonn 7, se Tabell 5. Denna negativa reduktionsgrad kan bero på analysosäkerheter eller desorption där fler provtagningar skulle krävas för att se om detta fortsätter att observeras.

PFBA och PFPeA, båda PFAS med korta kedjor, sågs släppas igenom filtren till skillnad från tidigare nämnda PFAS-ämnen efter samtliga driftlinjer vid den andra provtagningen. Där utgående koncentration efter kolonnerna var högre än koncentrationen i inkommande vatten till kolonnerna. Att den inkommande koncentrationen var lägre än utgående koncentration av dessa efter samtliga kolonner med avseende på PFBA och PFPeA med undantag för efter kolonn 4 och 7 båda AIX-filter kan bero på desorption av dessa. En studie av McCleaf *et al.* (2017) visade på liknande beteende för samma ämnen där desorption observerades vid avskiljning med GAK- och AIX-filter. Även i studien av Franke *et al.* (2019) där GAK och AIX användes för avskiljning av PFAS från råvatten sågs desorption av kortkedjade PFAS både för GAK och AIX-filter. Då halveringstiden är kort för både PFBA och PFPeA utgör utsläpp av dessa inte samma miljörisk som utsläpp av till exempel PFOS skulle medföra. Då avskiljningen av korta PFAS även i tidigare studier visats vara svår är det viktigt att innan implementering att bestämma vad som ska fokuseras på då dimensioneringen samt kostnader blir annorlunda då det skulle kräva mer frekvent materialbyte för att möjliggöra god reduktion av de kortkedjade PFAS-ämnena.

Resultaten från analyserna av mikroföroreningar kan ha påverkats av hur nära inpå backspolningar utfördes något som man skulle kunna ta hänsyn till vid fortsatta undersökningar och åtgärdas genom att till exempel låta samtliga filter backspolas dagen innan provtagning för att undvika osäkerheter i resultaten till följd av detta. Osäkerheten i dessa resultat är vidare stora främst till följd av att enbart två provtagningstillfällen hanns med under studien och bör därför enbart ses som en uppskattning av avskiljning av mikroföroreningar med GAK- och AIX-filter.

### 6.3 Korrelation mellan mikroföroreningar med TOC, DOC och UVA

Reduktionsgraden av DOC, TOC och UVA sjönk generellt över antalet behandlade bäddvolymmer i denna studie där minskad reduktion även kunde ses för flertalet mikroföroreningar där koncentrationen i utgående vatten var högre vid den andra provtagningen jämfört med den första. Detta möjliggör ett eventuellt samband mellan dessa parametrar och reduktionen av mikroföroreningar. För att närmare undersöka förhållandet mellan DOC, TOC och UVA och med avseende på data från denna studie skulle ytterligare provtagning med avseende på mikroföroreningar krävas där provtagning utförs till dess att genombrott kan ses och på så sätt kunna se om DOC, TOC eller UVA skulle kunna användas för som indikator för när dessa genombrott sker.

Viss korrelation mellan DOC, TOC, UVA och mikroföroreningar kunde ses utifrån data från tidigare examensarbete av Kalecinska (2021). Korrelationen mellan DOC, TOC, UVA och de undersökta mikroföroreningarna varierade vilket även visades av Anumol *et al.* (2015) där korrelationen varierade mellan DOC och mikroföroreningar och UVA och mikroföroreningar men även beroende på mikroförorening. Den högsta korrelationen kunde ses för UVA och TOC för kombinationen av GAK- och AIX-filter, detta indikerar att UVA och TOC skulle kunna användas för uppföljning av reduktionen av mikroföroreningar, se Tabell 7. Korrelation mellan UVA och reduktion av PFAS-11 har visats i tidigare studie av Malovanyy *et al.* (2021). Även Aung *et al.* (2022) visade på möjlighet att använda UVA som uppföljningsmetod av PFAS vid användning av aktivt kol i vatten med varierande innehåll av DOC. Anumol *et al.* (2015) visade också på höga  $R^2$  för reduktionsgrad av mikroföroreningar inklusive PFAS-ämnen och läkemedel mot UVA, där UVA visades kunna användas för att indikera reduktion samt genombrott för dessa. Korrelationen visades också vara högre för UVA än DOC.

Osäkerhet i korrelation mellan mikroföroreningar och DOC, TOC och UVA beror främst på det begränsande antalet provpunkter från vilka  $R^2$  beräknades samt att korrelationen endast undersöktes för sex utvalda ämnen. Viss osäkerhet finns även till följd av den orealistiska kontakttiden på fem minuter som användes vid de kolonnförsöken vilka data för korrelationsundersökningen tagits ifrån.

## 7 Slutsatser

Samtliga undersökta driftlinjer visade på god reduktionsgrad för mikroföroreningar både med avseende på PFAS och läkemedel där reduktionsgraden var över 80 procent för de undersökta mikroföroreningarna. En lägre reduktion av diklofenak och PFOS kunde ses vid den andra provtagningen för Filtrasorb 400 jämfört med Cyclecarb 401 medan reduktionen trots detta var hög för driftlinje två till följd av att dessa ämnen reducerades i efterföljande AIX-filer. Då endast provtagning av läkemedel och PFAS utfördes vid två tillfällen och reduktionsgraden var hög över samtliga linjer kan ingen slutsats angående vilken kombination av aktivt kol och anjonbytare som ger högst reduktion av dessa, men sett till enbart reduktionen över GAK-filtren visades kombinationen av Cyclecarb 401 och Purolite 694E vara effektivare än kombinationen Filtrasorb 400 och Purolite 694E.

Seriedrift av GAK- och AIX-filtren visar på en högre reduktionsgrad av mikroföroreningar än enfilterdrift där ämnen som PFOS, PFOA och diklofenak vilka släpptes igenom av GAK-filtren reducerades till under detektionsgränsen i efterföljande AIX-filtren. Dessa adsorbenter kan på så sätt komplettera varandra för att uppnå en mångsidig avskiljning av mikroföroreningar och bidra till ett mer resurseffektivt nyttjande av materialen då frekvensen för materialbyte kan minskas. GAK- och AIX-filtren kompletterade även varandra med avseende på reduktionsgrad av TOC, DOC och UVA. Då reduktionsgraden ökade över AIX-filtren och minskade effekten av minskande reduktionsgrad över GAK-filtren vilket medförde att reduktionsgraden höll en stabilare nivå än vid enfilterdrift. Reduktionsgraden var stabilare över driftlinje tre bestående av två uppströms AIX-filtren med avseende på TOC, DOC och UVA jämfört med driftlinje ett och två båda med nedströmsfilter. Förutom stabilare reduktion krävde uppströmskolonnerna mindre driftunderhåll då de inte kräver backspolning vilket nedströmskolonnerna med AIX-filtren gjorde.

Viss korrelation kunde ses mellan avskiljning av TOC, DOC, UVA och de undersökta mikroföroreningarna. TOC och UVA visade på större potential som uppföljningsmetod för metoprolol, citalopram, flukonazol och oxazepam jämfört med DOC. Detta gör det möjligt att TOC och UVA skulle kunna användas för grov uppskattning av mikroföroreningar i utgående vatten efter kombinationen av GAK- och AIX-filtren men där längre studier med fler provtagningar krävs för att vidare undersöka förhållandet mellan dessa.

Fler provtagningar under en längre period rekommenderas, vilket Uppsala Vatten och Avfall har som intention, då denna studie endast är en del av långtidsförsök. Det hade också varit intressant att vidare undersöka framväxt av biofilm och möjlig nedbrytning av mikroföroreningar i de fortsatta kolonnförsöken. Vidare rekommenderas att korrelationen av TOC, DOC och UVA med mikroföroreningar undersöks utifrån data insamlade från de fortsatta kolonnförsöken.

## 8 Referenser

- Anumol, T., Sgroi, M., Park, M., Roccaro, P. & Snyder, S.A. (2015). *Predicting trace organic compound breakthrough in granular activated carbon using fluorescence and UV absorbance as surrogates*. Water Research, vol. 76, ss. 76-87 Pergamon.
- Appleman, T.D., Dickenson, E.R.V., Bellona, C. & Higgins, C.P. (2013). *Nanofiltration and granular activated carbon treatment of perfluoroalkyl acids*. Journal of Hazardous Materials, vol. 260, ss. 740–746 Elsevier.
- Appleman, T.D., Higgins, C.P., Quiñones, O., Vanderford, B.J., Kolstad, C., Zeigler-Holady, J.C. & Dickenson, E.R.V. (2014). *Treatment of poly- and perfluoroalkyl substances in U.S. full-scale water treatment systems*. Water Research, vol. 51, ss. 246–255 Pergamon.
- Aung, M.T., Shimabuku, K.K., Soares-Quinete, N. & Kearns, J.P. (2022). *Leveraging DOM UV absorbance and fluorescence to accurately predict and monitor short-chain PFAS removal by fixed-bed carbon adsorbers*. Water Research, vol 213, s. 118146 Pergamon.
- Baltic Eye (2017). *Avancerad rening av avloppsvatten*. Tillgänglig: [https://balticeye.org/sv/farliga-amnen/policy-brief-avancerad-rening-av-avloppsvatten/\[2022-04-05\]](https://balticeye.org/sv/farliga-amnen/policy-brief-avancerad-rening-av-avloppsvatten/[2022-04-05])
- Bansal, R.C. & Goyal, M. (2005). *Activated Carbon Adsorption*. Taylor & Francis Group CRC Press: Boca Raton.
- Baresel, C., Cousins, A.P., Hörsing, M., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.-S., Magnér, J., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U. & Söhr, S. (2015). *Läkemedelsrester och andra skadliga ämnen i avloppsreningsverk-koncentrationer, kvantifiering, beteende och reningsalternativ* - Svensk sammanfattning av Rapport B2226. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2226-P, Stockholm.
- Baresel, C., Ek, M., Ejhed, H., Allard, A.-S., Magnér, J., Dahlgren, L., Westling, K., Wahlberg, C., Fortkamp, U. & Söhr, S. (2017a). *Handbok för rening av mikroföroreningar vid avloppsreningsverk - Planering och installation av reningstekniker för läkemedelsrester och andra mikroföroreningar*. IVL Svenska Miljöinstitutets Slutrapporter, (B2288), ss. 1–112.
- Baresel, C., Hedman, F., Bornold, N., Harding, M., Wahlund, A., Nygren, H. & Sedman, H. (2021). *Innovativ rening av läkemedelsrester vid återvinning av avloppsvatten vid Visby reningsverk*. Region Gotland, IVL Svenska Miljöinstitutet. Rapport N 2021/196.
- Baresel, C., Magnér, J., Magnusson, K. & Olshammar, M. (2017b). *Tekniska lösningar för avancerad rening av avloppsvatten* [In Swedish: Technologies for advanced treatment of wastewater]. IVL Swedish Environmental Research Institute Reports. Tillgänglig: <http://www.ivl.se/download/18.3016a17415acdd0b1f49cc/1493365924862/C235.pdf>
- Baresel, C. & Malovanyy, A. (2019). *Införande av läkemedelsrening vid Himmerfjärdsverket*. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2339.
- Belhachemi, M. (2021). *Adsorption of organic compounds on activated carbons. Sorbents Materials for Controlling Environmental Pollution*. Elsevier, ss. 355–385.

- 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*, vol. 182, s. 115913 Pergamon.
- Bengtsson, S., Fujii, D., Arnell, M., Andersson, S., Carlsson, B., Held, H. & Gustavsson, D.J.I. (2019). *Effektiv luftning - Design, drift, underhåll och upphandling av luftningsutrustning för kommunala avloppsreningsverk*. Svenskt Vatten Utveckling, Rapport nr 2019-23.
- Bonilla-Petriciolet, A., Mendoza-Castillo, D.I., Dotto, G.L. & Duran-Valle, C.J. (2019). *Adsorption in Water Treatment*. Reference Module in Chemistry, Molecular Sciences and Chemical Engineering.
- Buck, R.C., Franklin, J., Berger, U., Conder, J.M., Cousins, I.T., Voogt, P. De, Jensen, A.A., Kannan, K., Mabury, S.A. & van Leeuwen, S.P.J. (2011). *Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: Terminology, classification, and origins*. *Integrated Environmental Assessment and Management*, vol. 7 (4), ss. 513–541.
- Chen, Y., Karlsson, L., Holm, G., Robertson, S., Selmer, A., Öhrström, E. & Önnby, L. (2021). *Rening av mikroföroreningar vid Kungsängsverket i Uppsala*. Uppsala: Sweco Environment AB.
- Chowdhury, Z.Z., Zain, S.M., Rashid, A.K., Rafique, R.F. & Khalid, K. (2013). *Breakthrough curve analysis for column dynamics sorption of Mn(II) ions from wastewater by using Mangostana garcinia peel-based granular-activated carbon*. *Journal of Chemistry*, vol. 2013 Hindawi Publishing Corporation.
- Di Leo, G. & Sardanelli, F. (2020). *Statistical significance: p value, 0.05 threshold, and applications to radiomics - reasons for a conservative approach*. *European Radiology Experimental*, vol. 4 (1).
- Du, Z., Deng, S., Chen, Y., Wang, B., Huang, J., Wang, Y. & Yu, G. (2015). *Removal of perfluorinated carboxylates from washing wastewater of perfluorooctanesulfonyl fluoride using activated carbons and resins*. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 286, ss. 136–143.
- Edefell, E., Ullman, R. & Bengtsson, E. (2019). *Ultrafilter och granulerat aktivt kol för avskiljning av mikroföroreningar*. Svenskt Vatten Utveckling, Rapport nr 2019-1.
- Ek, M., Baresel, C., Magnér, J., Bergström, R & Harding, M. (2014). *Activated carbon for the removal of pharmaceutical residues from treated wastewater*. *Water Science & Technology*, vol 69 (11), ss. 2372-2380.
- Fatta-Kassinos, D., Nikolaou, A. & Ioannou-Ttofa, L. (2019). *Advances in analytical methods for the determination of pharmaceutical residues in waters and wastewaters*. *Encyclopedia of Environmental Health*. Elsevier, ss. 1–12.
- Franke, V., McCleaf, P., Lindegren, K. & Ahrens, L. (2019). *Efficient removal of per- And polyfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water treatment: Nanofiltration combined with active carbon or anion exchange*. *Environmental Science: Water Research and Technology*, vol. 5 (11), ss. 1836 - 1843.

- Fundneider, T., Acevedo Alonso, V., Wick, A., Albrecht, D. & Lackner, S. (2021). *Implications of biological activated carbon filters for micropollutant removal in wastewater treatment*. Water Research, vol. 189, s. 116588 Pergamon.
- Gagliano, E., Sgroi, M., Falciglia, P.P., Vagliasindi, F.G.A. & Roccaro, P. (2020). *Removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) from water by adsorption: Role of PFAS chain length, effect of organic matter and challenges in adsorbent regeneration*. Water Research. Pergamon.
- Golovko, O., Örn, S., Söregård, M., Frieberg, K., Nassazzi, W., Lai, F.Y. & Ahrens, L. (2021). *Occurrence and removal of chemicals of emerging concern in wastewater treatment plants and their impact on receiving water systems*. Science of the Total Environment, vol. 754, s. 142122 Elsevier.
- Hansson, K., Cousins, A.P., Norström, K., Graae, L. & Stenmarck, Å. (2016). *Sammanställning av befintlig kunskap om föroreningskällor till PFAS-ämnen i svensk miljö*. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport nr C182.
- Hedén, M., Silfwerin, M., Baresel, C. & Malovanyy, A. (2020). *Förstudie av läkemedelsrening vid Främby reningsverk - Inklusive pilotförsök med filtrering av utgående avloppsvatten genom granulerat aktivt kol (GAK)*. Falu Energi och Vatten AB, IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Hörsing, M., Wahlberg, C., Falås, P., Hey, G., Ledin, A. & la Cour Jansen, J. (2014). *Reduktion av läkemedel i svenska avloppsreningsverk - kunskapssammanställning. Bromma: Svenskt Vatten Utveckling, Rapport 2014-16*.
- Jamil, S., Loganathan, P., Khan, S.J., McDonald, J.A., Kandasamy, J. & Vigneswaran, S. (2021). *Enhanced nanofiltration rejection of inorganic and organic compounds from a wastewater-reclamation plant's micro-filtered water using adsorption pre-treatment*. Separation and Purification Technology, vol. 260, s. 118207 Elsevier.
- Kalecinska, M. (2021). *Utvärdering av effektivitet för aktivt kol och anjonbytare vid reduktion av per- och polyfluorerade alkylsubstanser ( PFAS ) samt läkemedelssubstanser i avloppsvatten*. (UPTEC W 21037) Uppsala: Uppsala universitet, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Kemikalieinspektionen (u.å). *Högfluorerade ämnen – PFAS*. Kemi.se. Tillgänglig: <https://www.kemi.se/kemiska-amnen-och-material/hogfluorerade-amnen---pfas> [2022-04-10]
- Kazner, C. (2011). *Advanced wastewater treatment by nanofiltration and activated carbon for high quality water reuse*. The Faculty of Mechanical Engineering, vol. Engineerin, s186.
- Lavonen, E. (2020). *Norrvattens Framtida Dricksvattenproduktion , delprojekt PILOT – Försök 1A : ozon + GAC*
- Lemström, H., Roberts, R., Grim, J., Baresel, C. & Malovanyy, A. (2021). *Uppförandet av en pilotanläggning med granulerat aktivt kol i kombination med Membran BioReaktor (MBR-GAK)*. Syvab. Tillgänglig: [https://www.svensktvatten.se/globalassets/om-oss/nyheter/2020/2021/slutrapport\\_syvab\\_mbr-gak-pilot\\_nv-03803-19\\_-2021-02-28.pdf](https://www.svensktvatten.se/globalassets/om-oss/nyheter/2020/2021/slutrapport_syvab_mbr-gak-pilot_nv-03803-19_-2021-02-28.pdf)
- Li, Y., Bräunig, J., Thai, P.K., Rebosura, M., Mueller, J.F. & Yuan, Z. (2022). *Formation and Fate of Perfluoroalkyl Acids (PFAAs) in a Laboratory-Scale Urban Wastewater System*. Water Research, vol. 216, s. 118295 Pergamon.



- Luo, Y., Guo, W., Ngo, H.H., Nghiem, L.D., Hai, F.I., Zhang, J., Liang, S. & Wang, X.C. (2014). *A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment*. Science of the Total Environment, vol. 473–474, ss. 619–641.
- Malovanyy, A., Hedman, F., Feldtmann, M.G., Harding, M. & Yang, J. (2021). *Rening av PFAS-förorenat vatten från avfallsanläggningar*. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport nr B2412.
- Marfil-Vega, R., Crone, B.C., Mills, M.A. & Glassmeyer, S.T. (2021). *Out of sight, but not out of mind: Per- and polyfluoroalkyl substances in groundwater*. Global Groundwater. Elsevier, ss. 215–227.
- McCleaf, P., Englund, S., Östlund, A., Lindegren, K., Wiberg, K. & Ahrens, L. (2017a). *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, vol. 120, ss. 77–87 Pergamon.
- Naturskyddsföreningen (2021). *Vad är PFAS? / Naturskyddsföreningen*. Naturskyddsföreningen. Tillgänglig: <https://www.naturskyddsforeningen.se/artiklar/vad-ar-pfas/> [2022-04-10]
- Naturvårdsverket (u.å.a). *Läkemedel i miljön*. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljoforoeningar/organiska-miljogifter/lakemedel-i-miljon/> [2022-04-10]
- Naturvårdsverket (u.å.b) *Läkemedelsrening vid avloppsreningsverk*. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/bidrag/lakemedelsrening-vid-avloppsreningsverk/> [2022-04-12]
- Nesterenko, P.N. (2019). *Ion exchange / Overview*. Encyclopedia of Analytical Science. Academic Press, ss. 204–210.
- Purolite. *Purofine PFA694E*. Tillgänglig: <https://www.purolite.com/product/pfa694e> [2022-05-15]
- Ray, S. & Das, G. (2020). *Process Equipment and Plant Design*. Elsevier, ss. 351–384.
- Rostvall, A., Zhang, W., Dürig, W., Renman, G., Wiberg, K., Ahrens, L. & Gago-Ferrero, P. (2018). *Removal of pharmaceuticals, perfluoroalkyl substances and other micropollutants from wastewater using lignite, Xylit, sand, granular activated carbon (GAC) and GAC+Polonite® in column tests – Role of physicochemical properties*. Water Research, vol. 137, ss. 97–106 Pergamon.
- Sedvall, E., Fick, J., Pettersson, C. & Hedeland, M. (2022). *Pharmaceuticals are identified in insects in River Fyris – A study with both tandem quadrupole and quadrupole-time-of-flight mass spectrometry*. Environmental Advances, vol. 8, s. 100194 Elsevier.
- Socialstyrelsen (2022). *Statistik om läkemedel 2021*. vol. 1 (4).
- Sundin, A.M. (2022). *Utvecklingsingenjör, Uppsala Vatten och Avfall AB*. [Muntlig kommunikation, 2022] (Personlig kontakt, april 2022)
- Sundin, A.M., Linderholm, L., Hedlund, B., Bly Joyce, K. & Klingspor, K. (2017). *Avancerad rening av avloppsvatten för avskiljning av läkemedelsrester och andra oönskade ämnen*. Rapport 6766. Stockholm: Naturvårdsverket.

- Svenskt Vatten (2019). Läkemedelsrening - Svenskt Vatten. Tillgänglig:  
<https://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och-miljo/reningsverk-och-reningsprocesser/lakemedelsrening/> [2022-04-12]
- Uppsala Vatten (2020). *Miljörapport 2020 Kungsängsverket*. Uppsala: Uppsala Vatten och Avfall AB.
- Wahlberg, C., Björlenius, B. & Paxéus, N. (2010). *Läkemedelsrester i Stockholms vattenmiljö*. Stockholm Vatten. ISBN 978-91-633-6642-0.
- Wang, W., Li, X., Yuan, S., Sun, J. & Zheng, S. (2016). *Effect of resin charged functional group, porosity, and chemical matrix on the long-term pharmaceutical removal mechanism by conventional ion exchange resins*. Chemosphere, vol. 160, ss. 71–79 Pergamon.
- Wennmalm, Å. (2019). *Pharmaceuticals: Environmental effects*. Encyclopedia of Environmental Health. Elsevier, ss. 142–150.
- Zaggia, A., Conte, L., Falletti, L., Fant, M. & Chiorboli, A. (2016). *Use of strong anion exchange resins for the removal of perfluoroalkylated substances from contaminated drinking water in batch and continuous pilot plants*. Water Research, vol. 91, ss. 137–146 Pergamon.

## 9 Bilagor

Här visas analysresultat från veckoprovtagning samt de två läkemedel och PFAS-provtagningarna. Resterande data finns hos Uppsala Vatten.

**Bilaga 1.** Analyserade PFAS-ämnen ( $n = 32$ ) och läkemedel ( $n = 24$ ).

Klass	Namn	Förkortning	Formel
PFAS	Perfluorbutansyra	PFBA	$C_4HF_7O_2$
PFAS	Perfluorpentansyra	PFPeA	$C_5HF_9O_2$
PFAS	Perfluorhexansyra	PFHxA	$C_6HF_{11}O_2$
PFAS	Perfluorheptansyra	PFHpA	$C_7HF_{13}O_2$
PFAS	Perfluoroktansyra	PFOA	$C_8HF_{15}O_2$
PFAS	Perfluoronansyra	PFNA	$C_9HF_{17}O_2$
PFAS	Perfluordekansyra	PFDA	$C_{10}HF_{19}O_2$
PFAS	Perfluorbutansulfonsyra	PFBS	$C_4HF_9O_3S$
PFAS	Perfluorhexansulfonsyra	PFHxS	$C_6HF_{13}O_3S$
PFAS	Perfluoroktansulfonat	PFOS	$C_8HF_{17}O_3S$
PFAS	Fluortelomer sulfonat	6:2 FTS	$C_8H_5F_{13}O_3S$
PFAS	Perfluorundekansyra	PFUnDA	$C_{11}HF_{21}O_2$
PFAS	Perfluorodekansyra	PFDoDA	$C_{12}HF_{23}O_2$
PFAS	Perfluortridekansyra	PFTTrDA	$C_{13}HF_{25}O_2$
PFAS	Perfluortetradekansyra	PFTeDA	$C_{14}HF_{27}O_2$
PFAS	Perfluorpentansulfonsyra	PFPeS	$C_5HF_{11}O_3S$
PFAS	Perfluorheptansulfonsyra	PFHpS	$C_7HF_{15}O_3S$
PFAS	Perfluorononansulfonsyra	PFNS	$C_9HF_{19}O_3S$
PFAS	Perfluordekansulfonsyra	PFDS	$C_{10}HF_{21}O_3S$
PFAS	Perfluordodekansulfonsyra	PFDoDS	$C_{12}HF_{25}O_3S$
PFAS	-	4:2 FTS	$C_6H_5F_9O_3S$
PFAS	-	8:2 FTS	$C_{10}H_8F_{17}NO_3S$
PFAS	Perfluorooctane sulfonamide	FOSA	$C_8H_2F_{17}N S O_2$
PFAS	N-metylperfluoroktansulfonamid	MeFOSA	$C_8F_{17}SO_2N(CH_3)H$
PFAS	N-etylperfluoroktansulfonamid	EtFOSA	$C_8F_{17}SO_2N(C_2H_5)H$
PFAS	N-metylperfluoroktansulfonamid	MeFOSE	$C_8F_{17}SO_2N(CH_3)CH_2CH_2OH$
PFAS	N-etylperfluoroktansulfonamidetanol	EtFOSE	$C_8F_{17}SO_2N(C_2H_5)CH_2CH_2OH$

<b>PFAS</b>	-	FOSAA	C <sub>8</sub> H <sub>2</sub> F <sub>17</sub> NO <sub>2</sub> S
<b>PFAS</b>	N-metylperfluoroktansulfonamidoättiksyra	MeFOSAA	C <sub>8</sub> F <sub>17</sub> SO <sub>2</sub> N(CH <sub>3</sub> )CH <sub>2</sub> CO <sub>2</sub> H
<b>PFAS</b>	N-etylperfluoroktansulfonamidoatanol	EtFOSAA	C <sub>8</sub> F <sub>17</sub> SO <sub>2</sub> N(C <sub>2</sub> H <sub>5</sub> )CH <sub>2</sub> CO <sub>2</sub> H
<b>PFAS</b>	-	HPFHpA	-
<b>PFAS</b>	-	PF37DMOA	-
<b>Läkemedel</b>	Atenolol		C <sub>14</sub> H <sub>22</sub> N <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
<b>Läkemedel</b>	Ciprofloxacin		C <sub>17</sub> H <sub>18</sub> FN <sub>3</sub> O <sub>3</sub>
<b>Läkemedel</b>	Citalopram		C <sub>20</sub> H <sub>21</sub> FN <sub>2</sub> O
<b>Läkemedel</b>	Diklofenak		C <sub>14</sub> H <sub>11</sub> C <sub>12</sub> NO <sub>2</sub>
<b>Läkemedel</b>	Erythromycin		C <sub>37</sub> H <sub>67</sub> NO <sub>13</sub>
<b>Läkemedel</b>	Furosemid		C <sub>12</sub> H <sub>11</sub> ClN <sub>2</sub> O <sub>5</sub> S
<b>Läkemedel</b>	Karbamazepin		C <sub>15</sub> H <sub>12</sub> N <sub>2</sub> O
<b>Läkemedel</b>	Metoprolol		C <sub>15</sub> H <sub>25</sub> NO <sub>3</sub>
<b>Läkemedel</b>	Naproxen		C <sub>14</sub> H <sub>14</sub> O <sub>3</sub>
<b>Läkemedel</b>	Oxazepam		C <sub>15</sub> H <sub>11</sub> N <sub>2</sub> O <sub>2</sub> Cl
<b>Läkemedel</b>	Paracetamol		C <sub>8</sub> H <sub>9</sub> NO <sub>2</sub>
<b>Läkemedel</b>	Propranolol		C <sub>16</sub> H <sub>21</sub> NO <sub>2</sub>
<b>Läkemedel</b>	Sertralin		C <sub>17</sub> H <sub>17</sub> C <sub>12</sub> N
<b>Läkemedel</b>	Sulfametoxazol		C <sub>10</sub> H <sub>11</sub> N <sub>3</sub> O <sub>3</sub> S
<b>Läkemedel</b>	Tramadol		C <sub>16</sub> H <sub>25</sub> NO <sub>2</sub>
<b>Läkemedel</b>	Trimetoprim		C <sub>14</sub> H <sub>18</sub> N <sub>4</sub> O <sub>3</sub>
<b>Läkemedel</b>	Zolpidem		C <sub>19</sub> H <sub>21</sub> N <sub>3</sub> O
<b>Läkemedel</b>	Ibuprofen		C <sub>13</sub> H <sub>18</sub> O <sub>2</sub>
<b>Läkemedel</b>	Klaritomycin		C <sub>38</sub> H <sub>69</sub> NO <sub>13</sub>
<b>Läkemedel</b>	Metotrexat		C <sub>20</sub> H <sub>22</sub> N <sub>8</sub> O <sub>5</sub>
<b>Läkemedel</b>	Venlafaxin		C <sub>17</sub> H <sub>27</sub> NO <sub>2</sub>
<b>Läkemedel</b>	Östradiol		C <sub>18</sub> H <sub>24</sub> O <sub>2</sub>
<b>Läkemedel</b>	Etinylestradiol		C <sub>20</sub> H <sub>24</sub> O <sub>2</sub>
<b>Läkemedel</b>	Östron		C <sub>18</sub> H <sub>22</sub> O <sub>2</sub>

**Bilaga 2.** Uppmätt pH, temperatur, totalfosfor, fosfat som fosfor, ammonium som kväve samt TOC, DOC och UV-254 vid kolonnprovtagningarna. De olika kolonnerna benämns som K1-K5 och v0 står för provtagning vecka 0 (v0 motsvarar vecka 4 2022).

Provmärkning	pH	Temperatur vid pH- mätning °C	Totalfosfor mg/l	Fosfat som fosfor mg/l	Ammonium som kväve mg/l	TOC mg/l	DOC mg/l	UV- 254nm
<b>Innan filter v0</b>	7,1	21,7	0,15	0,047	2,6	12	12	0,383
<b>Efter filter v0</b>	7	21,5	0,021	<0,02	1,8	11	11	0,21
<b>K1 v0</b>	7,3	21,4	0,039	0,03	1,5	<1	<1	<0,01
<b>K2 v0</b>	7,4	21,2	0,04	0,032	1,4	<1	<1	<0,01
<b>K3 v0</b>	7,4	21,4	<0,02	<0,02	1,4	<1	1,1	0,012
<b>K4 v0</b>	7,7	21,2	0,025	<0,02	1,4	1,1	1,4	0,021
<b>K5 v0</b>	7,3	21,2	0,034	0,027	1,5	<1	<1	0,012
<b>K6, v0</b>	7,5	21,2	0,035	0,027	1,4	<1	1,2	0,011
<b>K7 v0</b>	7,5	21,1	0,041	0,03	1,3	<1	1,1	0,011
<b>Innan filter v1</b>	7	20,9	0,071	0,027	2,1	9	9	0,293
<b>Efter filter v1</b>	6,8	20,7	<0,02	<0,02	1	8	8,4	0,156
<b>K1 v1</b>	7,1	20,5	<0,02	<0,02	1,2	<1	<1	<0,01
<b>K2 v1</b>	7,1	20,5	<0,02	<0,02	1,1	<1	<1	<0,01
<b>K3 v1</b>	7,1	20,7	<0,02	<0,02	1,2	2	2,1	0,035
<b>K4 v1</b>	7,2	20,5	<0,02	<0,02	1,1	1	1,2	0,011
<b>K5 v1</b>	7	20,6	0,021	<0,02	1,2	<1	1,1	0,011
<b>6 v1</b>	7,1	20,8	<0,02	<0,02	1,2	<1	<1	<0,01
<b>K7 v1</b>	7,1	21,1	<0,02	<0,02	1,1	<1	<1	<0,01
<b>Innan filter v2</b>	7	21	0,088	0,032	1,1	10	9,7	0,345
<b>Efter filter v2</b>	6,9	20,7	0,024	<0,02	0,4	8,8	8,7	0,178
<b>K1 v2</b>	7,2	20,8	<0,02	<0,02	0,3	1,4	1,5	0,022
<b>K2 v2</b>	7,2	20,6	<0,02	<0,02	0,16	<1	1,2	0,012
<b>K3 v2</b>	7,1	20,6	<0,02	<0,02	0,29	4,8	4,7	0,089
<b>K4 v2</b>	7,3	20,4	<0,02	<0,02	0,17	1,8	1,9	0,032
<b>K5 v2</b>	7,1	20,6	<0,02	<0,02	0,26	2,6	2,6	0,041
<b>6 v2</b>	7,1	20,5	<0,02	<0,02	0,18	1,7	1,6	0,021
<b>K7 v2</b>	7,1	20,6	<0,02	<0,02	0,14	1,2	1,3	0,016
<b>Innan filter v3</b>	6,6	20	0,11	0,047	2	8,5	7,9	0,337
<b>Efter filter v3</b>	6,6	20,1	0,15	0,028	1,5	9,4	8	0,344
<b>K1 v3</b>	7	20,1	0,029	<0,02	1,3	2,3	2,3	0,044
<b>K2 v3</b>	7	20,3	<0,02	<0,02	1,1	1,9	1,9	0,026
<b>K3 v3</b>	6,9	20,2	0,028	<0,02	1,3	4,4	4,2	0,101
<b>K4 v3</b>	6,9	20,3	0,024	<0,02	1	2,9	2,6	0,047
<b>K5 v3</b>	6,8	20,4	0,029	<0,02	1,2	3,1	2,9	0,062
<b>K6 v3</b>	7	20,6	0,026	<0,02	1,2	2,6	2,4	0,047

<b>K7 v3</b>	6,9	20,9	0,027	<0,02	1,1	2,4	2,3	0,044
<b>Innan filter v4</b>	7,2	19,5	0,11	0,043	2,2	12	11	0,374
<b>Efter filter v4</b>	7,1	19,4	0,027	<0,02	0,95	11	11	0,209
<b>K1 v4</b>	7,3	19,1	0,026	<0,02	<0,02	4,7	4,8	0,074
<b>K2 v4</b>	7,4	18,7	0,023	<0,02	<0,02	3	2,8	0,034
<b>K3 v4</b>	7,1	19,3	0,02	<0,02	<0,02	6,2	6,2	0,116
<b>K4 v4</b>	7,3	19,6	<0,02	<0,02	<0,02	4	4,1	0,051
<b>K5 v4</b>	7,1	19,8	<0,02	<0,02	<0,02	5,4	5,4	0,091
<b>K6 v4</b>	7,2	19,9	0,025	<0,02	<0,02	3,6	3,6	0,044
<b>K7 v4</b>	7,2	20,3	<0,02	<0,02	<0,02	3,1	3,2	0,036
<b>Innan filter v5</b>	7	20,5	0,12	0,069	3,9	12	13	0,427
<b>Efter filter v5</b>	7	20,4	0,035	<0,02	3,7	17	17	0,25
<b>K1 v5</b>	7,2	20,5	0,024	<0,02	<0,02	6,1	6,2	0,104
<b>K2 v5</b>	7,4	20,4	0,026	<0,02	<0,02	4,2	4,4	0,061
<b>K3 v5</b>	7,1	20,3	0,024	<0,02	<0,02	6,9	7,1	0,134
<b>K4 v5</b>	7,4	20,5	0,025	<0,02	<0,02	5	5,5	0,079
<b>K5 v5</b>	7,1	20,5	0,026	<0,02	<0,02	6,4	6,5	0,119
<b>K6 v5</b>	7,1	20,6	0,03	<0,02	<0,02	4,7	4,6	0,078
<b>K7 v5</b>	7,2	20,6	0,025	<0,02	<0,02	4,3	4,3	0,066
<b>Innan filter v6</b>	7	20,1	0,11	0,058	3,8	11	11	0,345
<b>Efter filter v6</b>	6,9	20,6	<0,02	<0,02	2,1	10	11	0,17
<b>K1 v6</b>	7,2	20,6	<0,02	<0,02	1,4	6,6	6,9	0,096
<b>K2 v6</b>	7,2	20,6	<0,02	<0,02	0,83	4,7	5	0,048
<b>K3 v6</b>	7	20,5	0,023	<0,02	0,76	8,2	8,3	0,124
<b>K4 v6</b>	7	20,3	<0,02	<0,02	0,63	5,5	5,9	0,067
<b>K5 v6</b>	7,1	20,5	<0,02	<0,02	1,3	7,2	7,5	0,108
<b>K6 v6</b>	7,2	20,7	<0,02	<0,02	1,1	5,6	5,9	0,06
<b>K7 v6</b>	7,1	20,7	<0,02	<0,02	1,1	5	5	0,048
<b>Innan filter v7</b>	7	18,9	0,08	0,032	1	11	10	0,316
<b>Efter filter v7</b>	6,9	19,5	<0,02	<0,02	<0,02	9,6	9,5	0,178
<b>K1 v7</b>	7,3	19,7	<0,02	<0,02	<0,02	6	6,1	0,092
<b>K2 v7</b>	7,1	19,9	<0,02	<0,02	<0,02	4,8	4,7	0,052
<b>K3 v7</b>	7,1	20,1	<0,02	<0,02	<0,02	6,4	6,5	0,114
<b>K4 v7</b>	7,4	20,1	<0,02	<0,02	<0,02	5,1	5,1	0,07
<b>K5 v7</b>	7,1	20,4	<0,02	<0,02	<0,02	6,4	6,4	0,103
<b>K6 v7</b>	7,2	20,7	<0,02	<0,02	<0,02	5,2	5,3	0,065
<b>K7 v7</b>	7,1	20,7	<0,02	<0,02	<0,02	4,8	4,8	0,052
<b>Innan filter v8</b>	7,1	20,2	0,09	0,033	3,7	13	13	0,351
<b>Efter filter v8</b>	7	20,1	0,03	<0,02	2,4	12	12	0,187
<b>K1 v8</b>	7,1	20,1	0,028	<0,02	0,075	8	8,1	0,119
<b>K2 v8</b>	7,3	20,3	0,036	<0,02	<0,05	6,6	6,4	0,078
<b>K3 v8</b>	7	20,2	0,028	<0,02	<0,05	8,5	8,7	0,133

<b>K4 v8</b>	7,2	20,4	0,029	<0,02	<0,05	6,8	6,8	0,083
<b>K6 v8</b>	7	20,4	0,025	<0,02	<0,05	8,2	8,3	0,122
<b>K6 v8</b>	7,1	20,7	0,026	<0,02	<0,05	7,1	7,1	0,085
<b>K7 v8</b>	7,1	21	0,024	<0,02	<0,05	6,2	6,3	0,069
<b>Innan filter v9</b>	7	19,7	0,074	0,032	0,5	13	12	0,356
<b>Efter filter v9</b>	6,9	19,6	<0,02	<0,02	<0,05	12	12	0,173
<b>K1 v9</b>	7,4	19,6	<0,02	<0,02	<0,05	8,2	8,3	0,109
<b>K2 v9</b>	7,4	19,6	0,032	<0,02	<0,05	7,4	7,2	0,075
<b>K3 v9</b>	7,2	19,8	<0,02	<0,02	<0,05	8,7	8,7	0,126
<b>K4 v9</b>	7,3	19,8	0,022	<0,02	<0,05	7,6	7,5	0,089
<b>K5 v9</b>	7,2	19,7	<0,02	<0,02	<0,05	8,6	8,7	0,118
<b>K6 v9</b>	7,2	19,7	<0,02	<0,02	<0,05	7,5	7,5	0,078
<b>K7 v9</b>	7,2	20	<0,02	<0,02	<0,05	6,9	6,9	0,065
<b>Efter filter v10</b>	6,9	20	0,088	0,033	0,77	8,8	8,4	0,251
<b>Innan filter v10</b>	6,8	19,9	0,25	0,12	6,1	41	40	0,324
<b>K1 v10</b>	7,2	20,1	0,044	<0,02	<0,05	9,3	9	0,149
<b>K2 v10</b>	7,2	20,1	0,041	<0,02	<0,05	7,8	7,5	0,105
<b>K3 v10</b>	7	19,6	0,037	<0,02	<0,05	9,3	9,1	0,161
<b>K4 v10</b>	7,1	19,5	0,032	<0,02	<0,05	7,9	7,9	0,117
<b>K5 v10</b>	7	20	0,041	<0,02	<0,05	9,2	8,9	0,153
<b>K6 v10</b>	7,1	20,2	0,048	<0,02	<0,05	8,2	7,8	0,119
<b>K7 v10</b>	7,1	20,1	0,032	<0,02	<0,05	7	4	0,093
<b>Innan filter v11</b>	7,1	19,4	0,077	0,026	0,38	11	11	0,28
<b>Efter filter v11</b>	7	19,7	<0,02	<0,02	<0,05	10	10	0,171
<b>K1 v11</b>	7,4	19,9	0,047	<0,02	<0,05	9,9	8,1	0,143
<b>K2 v11</b>	7,4	20,1	0,02	<0,02	<0,05	6,6	6,6	0,078
<b>K3 v11</b>	7,2	20,2	0,022	<0,02	<0,05	8,5	7,9	0,133
<b>K4 v11</b>	7,3	20,2	<0,02	<0,02	<0,05	6,6	6,6	0,087
<b>K5 v11</b>	7,3	20,3	<0,02	<0,02	<0,05	8,1	8,2	0,121
<b>K6 v11</b>	7,3	20,5	0,076	<0,02	<0,05	9,1	7,1	0,125
<b>K7 v11</b>	7,3	20,6	<0,02	<0,02	0,11	5,9	6,1	0,064
<b>Innan filter v12</b>	7,1	19,9	0,085	0,03	0,057	10	9,7	0,279
<b>Efter filter v12</b>	7	20,5	<0,02	<0,02	<0,05	9,4	9,4	0,162
<b>K1 v12</b>	7,4	21,2	<0,02	<0,02	<0,05	7,6	7,7	0,119
<b>K2 v12</b>	7,5	21,3	0,022	<0,02	<0,05	6,6	6,5	0,081
<b>K3 v12</b>	7,2	21,2	<0,02	<0,02	<0,05	7,6	7,6	0,125
<b>K4 v12</b>	7,3	21,2	0,024	<0,02	<0,05	6,8	6,5	0,092
<b>K5 v12</b>	7,2	21,3	<0,02	<0,02	<0,05	7,8	7,9	0,123
<b>K6 v12</b>	7,4	21,5	0,027	<0,02	<0,05	7,2	6,8	0,099
<b>K7 v12</b>	7,3	21,5	<0,02	<0,02	<0,05	5,8	5,9	0,066

**Bilaga 3.** Uppmätt koncentration i ng/l av analyserade läkemedel och PFAS-ämnena vid första provtagningen vecka 0 (v0) och andra provtagningen vecka 7 (v7). Kolonnerna benämns som K1-K7.

	Innan filter v0	Efter filter v0	K 1 v0	K2 v0	K3 v0	K4 v0	K5 v0	K6 v0	K7 v0	Innan filter v7	Efter filter v7	K1 v7	K2 v7	K3 v7	K4 v7	K5 v7	K6 v7	K7 v7
<b>PFBA</b>	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	9,1	6	2,5	4,5	3,1	9,2	8,9
<b>PFPeA</b>	<1,2	<1,2	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,48	0,53	0,82	0,65	0,57	0,52	0,87	0,81	0,46
<b>PFHxA</b>	4,66	4,66	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	3,25	3,34	2,61	<0,3	2,33	0,47	2,64	0,93	<0,3
<b>PFHpA</b>	0,64	0,7	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,96	0,91	0,55	<0,3	0,58	<0,3	0,62	<0,3	<0,3
<b>PFOA</b>	3,13	2,94	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	3,53	3,23	0,9	<0,3	1,29	<0,3	1,17	<0,3	<0,3
<b>PFNA</b>	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,32	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
<b>PFDA</b>	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
<b>PFBS</b>	1,66	1,62	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	2,63	2,46	1,34	<0,3	1,17	<0,3	1,61	<0,3	<0,3
<b>PFHxS</b>	4,85	5,1	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	7,12	6,88	1,32	<0,3	2,58	<0,3	1,79	<0,3	<0,3
<b>PFOS</b>	6,28	5,85	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	4,4	4,39	<0,3	<0,3	1,01	<0,3	0,49	<0,3	<0,3
<b>6:2 FTS</b>	0,4	0,31	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,42	0,4	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
<b>PFAS summa 11</b>	22	21	<i>Ej påvisad</i>	<i>Ej påvisad</i>	<i>Ej påvisad</i>	<i>Ej påvisad</i>	<i>Ej påvisad</i>	<i>Ej påvisad</i>	<i>Ej påvisad</i>	23,1	22,1	16,9	6,65	12	5,49	12,3	10,9	9,36
<b>PFUnDA</b>	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
<b>PFDoDA</b>	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
<b>PFTTrDA</b>	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
<b>PFTeDA</b>	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
<b>PFPeS</b>	<0,3	0,43	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	1,63	1,42	0,43	<0,3	0,5	<0,3	0,53	<0,3	<0,3
<b>PFHpS</b>	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
<b>PFNS</b>	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
<b>PFDS</b>	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
<b>PFDoDS</b>	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3



<b>4:2 FTS</b>	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
<b>8:2 FTS</b>	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
<b>FOSA</b>	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
<b>MeFOSA</b>	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
<b>EtFOSA</b>	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
<b>MeFOSE</b>	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
<b>EtFOSE</b>	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
<b>FOSAA</b>	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
<b>MeFOSAA</b>	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
<b>EtFOSAA</b>	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
<b>HPFHpA</b>	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
<b>PF37DMOA</b>	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
<b>Atenolol</b>	293	313	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	148	246	<10	<10	26	25	38	51	<10
<b>Ciprofloxacin</b>	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30
<b>Citalopram</b>	377	379	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	320	342	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
<b>Diklofenak</b>	889	941	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	658	650	<10	<10	153	<10	30	<10	<10
<b>Erythromycin</b>	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100	<100
<b>Furosemid</b>	1010	958	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	979	540	<10	<10	75	<10	13	<10	<10
<b>Karbamazepin</b>	333	342	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	331	286	<10	<10	20	18	16	24	17
<b>Metoprolol</b>	1640	1690	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	1190	962	<10	<10	28	26	54	77	<10
<b>Naproxen</b>	196	284	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	191	203	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
<b>Oxazepam</b>	543	566	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	730	448	14	<10	62	61	44	36	44
<b>Paracetamol</b>	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
<b>Propranolol</b>	120	120	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	56	102	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
<b>Sertralin</b>	92	71	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	88	72	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
<b>Sulfametoxazol</b>	135	189	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	113	126	24	16	33	35	48	39	25
<b>Tramadol</b>	935	971	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	487	595	<10	<10	95	97	30	43	<10

<b>Trimetoprim</b>	103	107	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	128	158	<10	<10	<10	11	<10	26	<10
<b>Zolpidem</b>	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
<b>Ibuprofen</b>	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30	<30
<b>Klaritromycin</b>	75,8	912	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	82,6	70	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
<b>Metotrexat</b>	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
<b>Venlafaxin</b>	937	977	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	683	719	22	12	182	198	112	148	15
<b>Östradiol</b>	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	7,6	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
<b>Etinylöstradiol</b>	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
<b>Östron</b>	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5

**Bilaga 4.** Uppmätt koncentration totalfosfor v0-v12 med motsvarande antal behandlade bäddvolymer vid provtagning.

