



Nr B 2412
Mars 2021

Rening av PFAS-förorenat vatten från avfallsanläggningar

Andriy Malovanyy, Fredrik Hedman, Melissa Goicoechea Feldtmann, Mila Harding, Jingjing Yang



I samarbete med: Avfall Sverige, WSP och ett antal teknikleverantörer och avfallsanläggningar i Sverige

Författare: Andriy Malovanyy, Fredrik Hedman, Melissa Goicoechea Feldtmann, Mila Harding, Jingjing Yang

Medel från: Stiftelsen Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (SIVL), Avfall Sverige, fyra avfallsanläggningar i Sverige

Fotograf: Andriy Malovanyy

Rapportnummer B 2412

ISBN 978-91-7883-261-3

Upplaga Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© **IVL Svenska Miljöinstitutet 2021**

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Förord

Eftersom dagens kunskap kring tekniker och kostnader för reduktion av PFAS-utsläpp vid olika avfallsanläggningar bedömdes som bristfällig initierade Branschorganisationen för avfallshantering Avfall Sverige under 2019 ett samverkansprojekt för att förbättra kunskapsläget. Projektet påbörjades i april 2019 med en plan att slutföra projektet under mars 2020. Projektet behövde dock förlängas och omplaneras ett antal gånger, vilket mest berodde på att tillräckligt med data för utvärdering av teknikerna skulle kunna samlas in. Vissa förseningar i slutet av projektet berodde även på restriktioner i samband med Corona-pandemin.

Projektets finansierades av Stiftelsen Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (SIVL), Avfall Sverige och fyra avfallsanläggningar i Sverige (benämns anläggningar A-D vidare i projektet). Förutom de direkta kostnaderna har Avfall Sverige, ovan nämnda anläggningar och referensgruppens medlemmar även bidragit med sin egen tid för möten, diskussion av resultat och granskning av rapporten. Projektet skulle inte vara möjligt att genomföra utan all personal på avfallsanläggningar som tog hand om försöken, backspolade kolonner, tog prover och i övrigt hjälpte till med genomförandet av projektet.

Utöver de resultat som framkommit inom projektet sammanfattas även resultat från andra genomförda försök avseende PFAS-rening vid deponier. Dessa försök har genomförts av avfallsanläggningar och teknikleverantörer och resultaten har inkluderats i den form de tillhandahållits. IVL och Avfall Sverige är tacksamma för att resultat av dessa försök kunde inkluderas i rapporten. WSP har bidragit med kostnadsberäkningar för implementering av teknikerna och värdefulla synpunkter under avstämningsmöten.

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	7
Summary.....	9
1 Introduktion.....	11
2 Mål och syfte.....	12
3 Metod.....	13
3.1 Genomförandebeskrivning.....	13
3.1.1 Fas 1. Val av referensanläggningar.....	13
3.1.2 Fas 2. Första försök på avfallsanläggning A.....	14
3.1.3 Fas 3. Upprepning av försök med valda tekniker på andra anläggningar.....	14
3.1.4 Fas 4. Kompletterande analyser och försök.....	16
3.1.5 Fas 5. Utvärdering.....	17
3.2 Reningstekniker.....	17
3.2.1 Generellt om sorptionsprocesser.....	17
3.2.2 PAK.....	20
3.2.3 Kolonnförsök med GAK.....	21
3.2.4 Kolonnförsök med jonbytare.....	25
3.2.5 Ozonering och andra avancerade oxidationsprocesser.....	25
3.2.6 Membranprocesser.....	26
3.2.7 Skumfraktionering.....	29
3.3 Värdning av toxiciteten av PFAS och omräkning till PFOS-ekvivalent.....	32
4 Resultat av försök.....	33
4.1 Inkommande vatten.....	33
4.2 Kolonfilter (GAK och jonbytare).....	34
4.2.1 Avfallsanläggning A.....	34
4.2.2 Avfallsanläggning B.....	39
4.2.3 Avfallsanläggning C.....	42
4.2.4 Avfallsanläggning D.....	45
4.2.5 Avfallsanläggning E.....	48
4.2.6 Avfallsanläggning H.....	49
4.2.7 Avfallsanläggning J.....	50
4.2.8 Avfallsanläggning G.....	52
4.2.9 Jämförelse av försök.....	53
4.2.10 Drifterfarenheter.....	55
4.3 PAK.....	57
4.3.1 Avfallsanläggning A.....	57
4.3.2 Avfallsanläggning E.....	58
4.4 Ozonering och annan avancerad oxidering.....	59
4.4.1 Avfallsanläggning A - ozonering.....	59
4.4.2 Avfallsanläggning B - ozonering.....	60
4.4.3 Avfallsanläggning E – TiO ₂ +UV och ozonering.....	61
4.4.4 Avfallsanläggning J – superkritisk vattenoxidation (SCWO).....	62

4.5	Membranrening	63
4.5.1	Nanofiltrering - Avfallsanläggning A	63
4.5.2	Nanofiltrering - Avfallsanläggning F	65
4.5.3	Chromafora Selpaxt - Avfallsanläggning I och J	65
4.6	Skumfraktionering	67
4.6.1	Preliminära försök med lakvatten från avfallsanläggning B	67
4.6.2	Avfallsanläggning A	68
4.6.3	Avfallsanläggning B	69
4.6.4	Avfallsanläggning C	70
4.6.5	Avfallsanläggning D	71
4.6.6	Avfallsanläggning F	72
4.6.7	Avfallsanläggning K	73
4.6.8	Jämförelse av försök	73
4.7	Kompletterande analyser och försök	75
4.7.1	Uppföljning av reningseffektivitet genom mätning av ljusabsorbans	75
4.7.2	Skakförsök	78
4.7.3	Regenerering av GAK och jonbytare	80
5	Kostnad	81
5.1	Reningskostnad med olika tekniker	81
5.1.1	Förutsättningar och avgränsningar	82
5.1.2	Investeringskostnad	83
5.1.3	Driftkostnad	83
5.2	Kostnad vid olika reningsmål	88
5.2.1	Avfallsanläggning A	89
5.2.2	Avfallsanläggning B	90
5.2.3	Avfallsanläggning C	91
5.2.4	Avfallsanläggning D	93
6	Diskussion	94
6.1	Bedömning av reningstekniker	94
6.1.1	GAK	94
6.1.2	Jonbytare	95
6.1.3	Skumfraktionering	96
6.1.4	PAK	97
6.1.5	Nanofiltrering	97
6.1.6	Ozonering	97
6.1.7	Chromafora Selpaxt	97
6.2	Reningskrav och reningsmål	98
6.2.1	Dagens reningskrav	98
6.2.2	Framtida reningskrav	99
6.2.3	Rimlighetsavvägning	99
6.3	Behov för vidare arbete	105
7	Slutsatser	105
8	Referenser	106

Bilaga A. Val av referensanläggningar	110
Spridning av PFAS-halter på avfallsanläggningar	110
Kriterier för val av referensanläggningar	111
Anmälda anläggningar	112
Valda anläggningar	113
Bilaga B. Analys av PFAS-förorenat lakvatten i olika laboratorier: jämförelsestudie.....	114
Inledning och syfte.....	114
Metod 114	
Resultat	115
Bilaga C. Halveringstider och omräkning till PFOSekv	117
Referenser.....	117
Bilaga D. Analysresultat	

Sammanfattning

Syftet med detta projekt var att studera rening av PFAS-förorenat lakvatten från avfallsanläggningar genom praktiska försök i labb- och pilotskala och genom sammanfattning och utvärdering av försök som genomfördes på andra avfallsanläggningar. Försök med ett brett spektrum av olika reningstekniker genomfördes på en avfallsanläggning. Försöken var också inriktade på de olika reningsteknikernas effektivitet vid rening av lakvatten med olika halter av poly- och perfluorerade alkylsubstanser (PFAS), löst organiskt kol (DOC, dissolved organic matter) och andra föroreningar.

Fyra referensanläggningar valdes för projektet för att få så stor spridning som möjligt av halter av PFAS i lakvattnet. På den första referensanläggningen har rening med två sorter av granulerat aktivt kol (GAK) och en jonbytare testats i kontinuerliga pilotförsök. Dessa försök kompletterades med satsvisa försök med pulveriserat aktivt kol (PAK), ozonering, nanofiltrering och skumfraktionering. Efter genomförande av försök på den första anläggningen har reningskostnad beräknats för alla tekniker. Baserad på kostnadsbedömningen och reningsresultat valdes att genomföra försök med en sort den ena sorten GAK och jonbytare vid de andra referensanläggningar. Även satsvisa försök med skumfraktionering genomfördes på samtliga anläggningar.

En generell slutsats för alla tekniker som ger en rimlig reningskostnad är att de PFAS som har en kortare fullfluorerad kolkedja avskiljs sämre än de med en längre kedja. Ett stort fokus i utvärderingen av resultaten var därför att demonstrera hur olika reningsgrader för olika PFAS kan påverka reningskostnader. En ansats som används vid värdering av risker i dricksvatten är att bestämma gränsvärde för en summa av de mest vanliga PFAS (som PFAS11 eller PFAS20). På liknande sätt kan även reduktionsgrad definieras för en viss reduktion av PFAS11. Även om kunskapen om toxiciteten av olika PFAS är begränsad så vet vi idag att de kortare PFAS (som är svårare att avskilja) ackumuleras mycket mindre i mänskliga kroppen än längre PFAS och borde därför också ha en lägre toxicitet. Det kan därför vara bättre ur samhällsekonomiskt perspektiv att begränsa reningen till reduktion av de mest toxiska och miljöfarliga PFAS. Inom detta projekt har det tagits fram en metodik för omräkning av halter av 11 PFAS till en halt av PFOS-ekvivalent (PFOSekv) genom användning av uppgifter om halveringstid av specifika PFAS i människoblod. Genom att räkna om halter av alla PFAS till en parameter kan den toxiska effekten (utifrån dagens kunskap och en gjorda antaganden) illustreras bättre och kostnaden värderas utifrån reduktion av toxiciteten.

Utvärderingen av samtliga försök, som genomfördes både inom projektet och utanför projektet visade att skumfraktionering, rening med GAK och jonbytare är de mest lovande teknikerna som ger liknande kostnader vid samma reduktionsgrad. Användning av GAK och jonbytare ger dock lite högre flexibilitet eftersom reduktionsgraden för vissa PFAS kan styras genom att ha kortare eller längre intervall för byte av filtermaterial. Om reningen ska utformas utifrån dagens krav, vilket innebär för de flesta anläggningar att endast reduktion av PFOS krävs, blir reningskostnaderna lägst vid användning av jonbytare. Sorptionskapaciteten avseende PFOS var så hög att fullständig förbrukning av kapaciteten inte kunde nås ens efter behandling av 60 000 bäddvolymeter (BV) av vatten. Kapaciteten var även hög för andra PFAS med längre kolkedjor, men låg för PFBA, PFPeA och andra korta PFAS. Kapaciteten är generellt högre för PFSA (de PFAS som har en sulfongrupp) än för PFCA (de PFAS som har en karboxyl grupp) med samma fluorerad kolkedja.

Skumfraktionering ger ungefär samma reduktion av specifika PFAS i olika vatten med bra reduktion av PFAS med sex eller fler helfluorerade kolatomer. Eftersom fördelning på långa och korta PFAS varierar i lakvatten från olika avfallsanläggningar ger tekniken även en varierande reduktionsgrad avseende PFAS11 (ca 20-80% i försök genomförda inom detta projekt). Tekniken ger dock den mest kostnadseffektiva reduktionen av PFOSekv för alla undersökta lakvatten, förutom kanske för lakvatten som har höga halter av PFAS men DOC-halter <25 mg/l.

Rening med GAK visade sig vara mest beroende av halten DOC i lakvatten. För lakvatten med DOC-halt på ca 80 mg/l var det svårt att få en stabil reduktion av PFAS, även av de längre PFAS som annars avskiljs bäst med GAK. En kvalitativ bättre och dyrare GAK-sort kunde klara att rena något mer vatten än den billigare sorten. Den totala reningskostnaden var dock mycket lägre vid användning den billiga sorten av reaktiverat GAK som användes i de flesta försöken. Rening med GAK bedöms vara motiverat vid låga inkommande DOC-halter och om rening av andra organiska miljögifter behövs. Detta förutsätter att förbrukat GAK kan destrueras genom förbränning i vanliga avfallsförbränningsanläggningar för icke-farligt avfall.

Vid målet av en >90% reduktion av PFOS beräknats reningskostnaden till 500 000 - 600 000 kr/år för en avfallsanläggning med lakvattenvolym på 120 000 m³/år. Om målet är >90% reduktion av de mest toxiska PFAS (och en del av de korta PFAS) kommer kostnaden öka till ca 900 000 kr/år. Om målet definieras som reduktion av 80% av PFAS11 skulle reningskostnaden öka till 1 600 000 kr/år för lakvatten med höga DOC-halter med oklar miljöeffekt av den extra reningen. Det gick inte att se något signifikant samband mellan halter av PFAS i inkommande vatten och förbrukning av filtermaterial eller kostnader för rening av 1 m³ av lakvatten. Jämförelse mellan kostnader för olika avfallsanläggningar visade därför att kostnad för reduktion av 1 g av PFOSekv är lägst för anläggningar med högre halt PFAS i inkommande vatten.

Utifrån beräknade reningskostnader för olika reningsgrader har marginalkostnader för reduktion av PFOSekv beräknats för olika lakvatten och olika tekniker. Dessa kostnader har jämförts med samhällskostnader som utsläpp av PFAS orsakar (beräknats grovt inom detta projekt utifrån befintliga litteraturdata) och med kostnader för minskning av PFAS-utsläpp genom utfasning av PFAS i olika produkter. Resultaten visar tydligt att reduktion av utsläpp genom utfasning av PFAS är minst två potenser billigare än rening av PFAS från lakvatten. Rening av lakvatten är ändå motiverat från samhällsekonomiskt perspektiv så länge målet är att reducera PFOS eller de mest toxiska PFAS. Ett krav på hög reduktionsgrad avseende PFAS11 i lakvatten kan däremot ge en kostnad för reduktion av den sista mängden PFAS av upp till 100 Mkr/g PFOSekv.

Summary

The aim of this project was to study the treatment of PFAS-contaminated landfill leachate through, primarily, practical trials in a lab and pilot scale and to summarize and evaluate the results of pilot trials carried out outside the project. Experiments with a broad spectrum of different techniques were carried out with leachate from one landfill, but it was studied how the same techniques perform when treating leachate with different levels of poly- and perfluorinated alkyl substances (PFAS), dissolved organic carbon (DOC) and other contaminants. Four landfills were selected for the project in order to test the treatment on leachate with different concentrations. At the first landfill, treatment with two types of granulated activated carbon (GAC) and an ion exchanger have been tested in continuous pilot-scale trials. These experiments were supplemented by batch experiments with powdered activated carbon (PAH), ozonation, nanofiltration and foam fractionation. After carrying out the experiments at the first landfill, the total treatment costs have been calculated for all the tested techniques. Based on the cost assessment and the treatment results, it was chosen to carry out trials with one type of GAC and an ion exchanger at the other landfills. Batch experiments with foam fractionation were also carried out at all facilities.

A general conclusion for all technologies that provide a reasonable purification cost is that those PFASs that have a shorter fully fluorinated carbon chain are less well separated than those with a longer chain. A major focus in the evaluation of the results was therefore to demonstrate how different treatment requirements towards different PFASs affect the treatment costs. An approach used in assessing risks in drinking water is to determine the limit value for a sum of the most common PFASs (such as PFAS11 or PFAS20). Similarly, the degree of reduction can also be defined for a certain reduction of PFAS11. Although knowledge about the toxicity of different PFASs is limited, we now know that the shorter PFASs (which are also more difficult to remove) accumulate much less in the human body than longer PFASs and should therefore also have a lower toxicity. It may therefore be better from a socio-economic perspective to limit purification to a reduction of the most toxic and environmentally hazardous PFASs. Within this project a new methodology for conversion of the concentrations of 11 PFAS to a level of PFOS-equivalent (PFOSeq) using data on the half-life of the specific PFASs in human blood was developed. and used for the treatment methods evaluation. By converting levels of all PFASs to one parameter, the toxic effect (based on current knowledge and assumptions made) can be better illustrated and the cost evaluated based on the reduction of toxicity.

Foam fractionation, treatment with GAC and IX were identified as the most promising treatment methods. The use of GAC and IX, however, provides more flexibility as the removal rate for specific PFASs can be controlled by having a shorter or a longer interval for changing filter material. If the treatment is to be designed on the basis of current requirements, which means for most plants that only a reduction of PFOS is required, the treatment costs will be the lowest when using ion exchangers. The sorption capacity for PFOS was so high that full consumption of the capacity could not be achieved even after treatment of 60 000 bed volumes (BV) of water. The capacity was also high for the other PFASs with longer carbon chains, but low for PFBA, PFPeA and other short-chain PFASs. The capacity is generally higher for PFSA (perfluorosulfonic acids) than for PFCAs (perfluorocarboxylic acids) with the same fluorinated carbon chain.

Foam fractionation gives approximately the same reduction of the specific PFASs in different waters with good reduction of PFASs with six or more fully fluorinated carbon atoms. Since the distribution of long- and short-chain PFASs varies in leachate from different landfills, the technology also gives a varying degree of reduction regarding PFAS11 (approximately 20-80% in

experiments carried out within this project). However, the technology provides the most cost-effective reduction of PFOSeq for all the investigated leachates, except for leachates that have high levels of PFASs but DOC concentration <25 mg/l.

Application of GAC was found to be most dependent on the DOC content in leachate. For leachate with a DOC content of about 80 mg/l, it was difficult to obtain a stable reduction of PFAS, even of the longer-chain PFASs that are otherwise removed well with GAC. A GAC sort of a better quality could purify somewhat more leachate than a cheaper sort before reaching the breakthrough. However, the total treatment cost was much lower when using the inexpensive type of reactivated GAC. Treatment with GAC is justified at low incoming DOC levels and if purification of other organic pollutants is needed, provided that the spent GAC can be disposed by incineration in ordinary waste incineration plants for non-hazardous waste.

With the goal of a > 90% reduction of PFOS, the treatment cost is calculated at SEK 500 000 – 600 000 per year for a waste facility with a leachate volume of 120 000 m³/year. If the goal is > 90% reduction of the most toxic PFASs (and some of the short-chain PFASs), the cost will increase to approximately SEK 900 000/year. If the target is defined as a reduction of 80% of PFAS11, the treatment cost can increase up to SEK 1 600 000/year for leachate with high DOC levels with an unclear environmental effect of the extra treatment. No significant relationship could be seen between levels of PFAS in incoming water and consumption of filter material or costs for purification of 1 m³ of leachate. Comparison between costs for different waste facilities showed therefore that the cost of reducing 1 g of PFOSeq is lowest for landfills with a higher content of PFAS in leachate.

Based on calculated treatment costs for different degrees of treatment, marginal costs for reduction of PFOSeq have been calculated for different leachate and different treatment methods. These costs have been compared with societal costs caused by emissions of PFAS (roughly calculated in this project based on existing literature data) and with costs for reducing PFAS emissions by phasing out PFAS in various products. The results clearly show that reducing emissions by phasing out PFAS is at least two magnitudes cheaper than purifying PFAS from leachate. Leachate treatment is still justified from a socio-economic perspective as long as the goal is to reduce PFOS or the most toxic PFAS. A requirement for a high removal of PFAS11 can, on the other hand, result in a marginal cost for reduction of the last amount of PFAS of up to 100 million SEK per gram of PFOSeq.

1 Introduktion

Större avfallsanläggningar hanterar stora mängder av olika avfall, däribland avfall som kan innehålla PFAS (per- och polyfluorerade alkylsubstanter). Allt eftersom användningen av produkter med PFAS har ökat i samhället så har riskerna med hanteringen av avfall ökat. Detta framförallt genom att förorenat vatten från avfallsanläggningar kan innehålla PFAS. Allt förorenat vatten från en större avfallsanläggning/deponi hanteras vanligen i en gemensam vattenbehandlingsanläggning. En del anläggningar avleder förorenade vatten till ett kommunalt reningsverk med eller utan föregående lokal behandling.

Tidigare analyser som har gjorts på förorenade vatten från de flesta avfallsanläggningar (lakvatten, processvatten, dagvatten) har visat på halter av PFAS. Kunskapen kring rening av förorenat vatten från avfallsanläggningar med avseende på PFAS är begränsad. I de 18 lakvattenprover som inkluderades i Naturvårdsverkets screeningstudie 2015 (NV 6709, 2016) varierar exempelvis 6-7 olika PFAS i halter mellan ca 100 – 10 000 ng/l i lakvatten, och uppskattningen sett till hela Sverige är att upp till 70 kg PFAS transporteras ut i miljön via deponierna. Enligt en färsk sammanställning av PFAS-halter på olika svenska avfallsanläggningar (Avfall Sverige rapport 2018:25, Modin et al 2018) ligger medelhalten av PFOS i lakvatten på 120 ng/l och är så hög som 10 000 ng/l på vissa anläggningar.

Gränsvärden med avseende på PFAS i ytvatten föreligger för närvarande endast för perfluoroktansulfonsyra (PFOS) och prekursorer till PFOS, och är väldigt lågt i jämförelsen med halter i lakvatten (0,65 ng/l i inlandsytvatten och 0,13 ng/l i andra ytvatten som årsmedel). De kommunala reningsverk som tar emot förbehandlat lakvatten och är REVAQ-certifierade ska se till att utsläpp av PFOS inte överstiger tolerabel nivå, vilket, beroende på flöde av lakvatten men även på PFOS-halt i slammet kan innebära att PFOS i lakvatten måste minskas till under 10 ng/l. Det finns inga begränsningar i REVAQ-regler kring andra PFAS och inte heller några gräns- eller riktvärden. PFOA anses ha samma miljöfarliga effekter som PFOS och ämnet är nu föremål för en omfattande utfasning i varor och produkter snarlik den som PFOS erfor till 30/6 2011. Effekter av andra PFAS är inte utredda tillräckligt, dock har Livsmedelsverket en rekommendation att summan av de 11 vanligaste PFAS ska undersökas i dricksvatten och åtgärdsgränsen är satt för summan av dessa oberoende av andelen PFOS och PFOA. Dessa ämnen benämns som PFAS11 vidare i texten och listas i Tabell 1.

Det har gjorts flera försök med rening av lakvatten från PFAS på flera anläggningar och med flera tekniker. Försök har genomförts både i labb-skala och i pilotskala. Det finns dock fortfarande ett behov av att vidare utreda olika reningstekniker på olika typer av förorenat vatten. Eftersom teknikerna har sina fördelar och nackdelar kan olika reningstekniker passa bäst för rening av vatten från olika avfallsanläggningar.

Vissa lakvatten har låga halter av PFOS, jämfört med medelhalten på alla anläggningar, men ger ändå stort haltbidrag i recipient i jämförelse med de låga gränsvärdena. Med dagens kunskapsläge saknas möjlighet att jämföra kostnad för reduktion av utsläpp av 1 g PFOS eller PFAS för olika behandlingstekniker och olika vatten.

Tabell 1. Ämnen som ingår i begreppet PFAS11 och fördelning på kategorier (PFCA – perfluorkarboxylsyror; PFSA – perfluorsulfonsyror).

Förkortning	Namn	Kategori	Molekylformel	Molmassa, g/mol	Antal fullfluorerade kolatomer
PFBA	Perfluorbutansyra		C ₄ F ₇ O ₂ H	214	3
PFPeA	Perfluorpentansyra		C ₅ F ₉ O ₂ H	264	4
PFHxA	Perfluorhexansyra		C ₆ F ₁₁ O ₂ H	314	5
PFHpA	Perfluorheptansyra	PFCA	C ₇ F ₁₃ O ₂ H	364	6
PFOA	Perfluoroktansyra		C ₈ F ₁₅ O ₂ H	414	7
PFNA	Perfluornonansyra		C ₉ F ₁₇ O ₂ H	464	8
PFDA	Perfluordekansyra		C ₁₀ F ₁₉ O ₂ H	514	9
PFBS	Perfluorbutansulfonat		C ₄ F ₉ SO ₄ H	300	4
PFHxS	Perfluorhexansulfonsyra	PFSA	C ₆ F ₁₃ SO ₃ H	400	6
PFOS	Perfluoroktansulfonsyra		C ₈ F ₁₇ SO ₃ H	500	8
6:2 FTS	6:2 fluortelomersulfonat	Fluoro-telomerer	C ₈ H ₅ F ₁₃ O ₃ S	428	6

Rening av lakvatten från miljögifter med kolfilter är idag en vedertagen teknik som ger låga utsläppshalter och bra reduktionsgrad, i alla fall initialt efter kolbyte. Till skillnad från grundvatten innehåller lakvatten högre halter även av andra substanser som konkurrerar om platserna i kolet vilket drastiskt kan reducera kolets adsorptionskapacitet för PFAS. För att realistiskt uppskatta driftkostnader för en ny anläggning krävs därför kostsamma kolonnförsök eller fullskaledrift under några månader. Genomförda pilotstudier visar att genombrott av PFAS kommer så snabbt som bara efter några månader av drift med nytt kol. För att ha konstant lågt utsläpp av PFAS krävs frekvent provtagning och analys, vilket ökar driftkostnader. Genom att kunna prediktera genombrott av PFAS med online mätningar kan resurser sparas både på mindre frekventa analyser och att filtermaterialet byts i rätt tid. Det krävs därför utveckling av enkla, pålitliga och snabba metoder för att kunna upptäcka genombrott av PFAS från kolfilter för att kunna styra byte av kol i kolfilter och garantera stabilt hög avskiljningsgrad.

Det finns därför behov av att studera rening av lakvatten med olika tekniker för att bedöma vilka tekniker passar för vilket vatten och vilka reningskostnader som kan förväntas beroende på vattensammansättning och resningsmål.

2 Mål och syfte

Syftet med projektet är att förbättra kunskapsläget kring rening av förorenat vatten från avfallsanläggningar med avseende på PFAS inklusive val av teknik, påverkan på rening från andra föroreningar och kostnad samt klargöra rening av vilka typer av lakvatten som ger högst minskning av utsläpp för samma kostnad.

Målen för projektet är:

- Utvärdera olika tekniker för rening av PFAS-förorenat vatten från avfallsanläggningar;
- Ta fram rekommendationer för val av teknik för PFAS-rening (inklusive förbehandling) beroende på sammansättning av vatten;

- Utvärdera kostnader för rening av olika typer av lakvatten och ge rekommendationer om rening av vilket vatten som ska prioriteras;
- Utveckla metod för snabb uppskattning av kolförbrukning;
- Utvärdera metod för online detektion av genombrott av föroreningar från kolfilter

Projektet bygger vidare på ett tidigare utfört avfall Sverige projekt om förekomst av PFAS på avfallsanläggningar (Modin et al 2018). I det projektet var huvudfokus på att beskriva risker med PFAS, källor till PFAS på avfallsanläggningar samt samla in data om halter i olika vatten på olika avfallsanläggningar, även om en kort sammanställning om reningstekniker presenterats. I det här projektet är fokus i stället huvudsakligen på reningstekniker för avskiljning av PFAS från lakvatten. För en mer detaljerad beskrivning av PFAS-problematiken hänvisas läsaren till Modin et al (2018).

3 Metod

3.1 Genomförandebeskrivning

Projektet genomfördes i 5 faser/delar som beskrivs mer detaljerat nedan.

3.1.1 Fas 1. Val av referensanläggningar

Det var viktigt för projektgruppen att välja referensanläggningar som har förorenat vatten med väldigt olika sammansättningar så att resultaten av studien kan vara applicerbara för så många avfallsanläggningar i Sverige som möjligt. På avfallsanläggningar förekommer ett antal olika typer av förorenat vatten – lakvatten, processvatten från verksamhetsytor, förorenat dagvatten. Dessa kan förbehandlas separat men slutrening sker vanligtvis tillsammans och det är oftast mest fördelaktigt att avskilja PFAS från vatten som genomgott biologisk om mekanisk rening. I projektet har det valts att göra försök endast på en samling av alla vattentyper och inte på separata delströmmar. Det vatten benämns som lakvatten i denna rapport men i verkligheten är en samling av alla förorenade vattenströmmar som förekommer på avfallsanläggningar.

De viktigaste parametrarna som bedöms påverka val av teknik och reningskostnaden är:

- Halt av löst organiskt material, mäts i form av löst organiskt kol (DOC, dissolved organic carbon). Högre halter av DOC betyder att det finns mer organiska ämnen i vatten och dessa kan konkurrera med PFAS både för adsorptionsplatser (när kol eller jonbytare används för rening) och för oxidationsmedel (när PFAS bryts ner med ozon).

- PFAS halter. Beroende på haltnivåer kan en eller en annan teknik kan ge en bättre ekonomi. Även fördelning mellan olika PFAS är viktigt eftersom kortkedjiga PFAS sorberas sämre på kol och jonbytare.

- Syreförbrukande ämnen (ammoniumkväve, nitritkväve, ämnen som påverkar COD). Dessa ämnen kan reagera med ozon och öka ozonförbrukning och således även reningskostnad. Dessutom ger högre halter av syreförbrukande ämnen även större påväxt på filtermaterial (kol, jonbytare).

Referensanläggningar valdes i diskussion med Avfall Sveriges lakvattengrupp för att få så bra spridning av PFAS-halter och andra parametrar som påverkar reningen så mycket som möjligt. På vilket sätt referensanläggningar valdes beskrivs mer utförligt i Bilaga A. Alla anläggningar är anonymiserade i rapporten och beskrivs bara som avfallsanläggning A, B, C, osv.

3.1.2 Fas 2. Första försök på avfallsanläggning A

Av de fyra utvalda anläggningarna för fas 2 och 3 var halterna av PFAS närmast medianvärdet för svenska avfallsanläggningar på anläggning A. Enligt projektplanen var det planerat att göra försök med alla identifierade tekniker för rening av PFAS-förorenat vatten och sedan välja vilka tekniker som skulle testas på övriga referensanläggningar.

De reningstekniker som testats på lakvatten från avfallsanläggning A är:

- Granulerat aktivt kol (GAK) – kontinuerliga kolonnförsök under ca 2 månader (maj 2019 – september 2019 med uppehåll på 49 dagar under juni-augusti) med två sorter av GAK – Chemviron Filtrasorb 400 och Chemviron GPP-20.
- Jonbytare Purolite PFA694E – kontinuerliga kolonnförsök under ca 7 månader (maj 2019 – mars 2020 med uppehåll på totalt 78 dagar fördelat mellan flera tillfällen).
- Pulveriserat kol (PAK) – två omgångar av satsvisa försök med olika doser av Chemviron WP260 (prov av vatten från juni 2019 och oktober 2019) och en omgång av satsvisa försök med Chemviron FG4 (prov av vatten från juni 2019).
- Nanofiltrering – ett satsvist försök med membran Dupont FilmTech NF270
- Ozonering - två omgångar av satsvisa labbförsök med olika ozondoser (prov av vatten från juni 2019 och oktober 2019). Även försök med ozonering av retentat från försök med nanofiltrering utfördes.

Förutom dessa försök som genomfördes under maj 2019-mars 2020 har även försök med skumfraktionering genomförts under oktober 2020. Skumfraktioneringen inkluderades inte tidigare eftersom tekniken var okänd för arbetsgruppen. Skumfraktioneringen kunde därför först testas i slutet av projektet och då har tekniken testats på vatten från alla fyra referensanläggningarna som tagits under september 2020.

Försök med alla tekniker har genomförts med lakvatten som genomgått biologisk rening i luftade dammar och SBR-anläggning med kvävereduktion följt av flockning och sandfiltrering.

En mer detaljerad beskrivning av metodiken för genomförande av specifika försök återfinns i kapitel 3.2. Efter att försöken på avfallsanläggning A var genomförda gjorde WSP en kostnadsberäkning av de tekniker som har visat mest lovande resultat. Skumfraktioneringstekniken ingick då inte i kostnadsbedömningen/preliminära utvärderingen. Baserat på kostnadsbedömningen valdes rening med GAK sorten GPP-20 och jonbytare Purolite 694E för vidare försök på resterande referensanläggningar.

3.1.3 Fas 3. Upprepning av försök med valda tekniker på andra anläggningar

På resterande referensanläggningar genomfördes försök med de mest lovande teknikerna (GAK GPP-20 och jonbytare Purolite PFA694E). Syftet med försöken var att utvärdera hur olika vattensammansättningar i lakvatten från olika deponier påverkar kostnaden för reningen.

Dessutom genomfördes försök med skumfraktionering på vatten från samtliga anläggningar då tekniken ansågs som relevant av projektgruppen. Vid referensanläggning B genomfördes dessutom försök med ozonering.

3.1.3.1 Försök på avfallsanläggning B

Följande försök genomfördes:

- GAK – kontinuerliga kolonnförsök under ca 4 månader (november 2019 – mars 2020) med kolsorten Chemviron GPP-20
- Jonbytare Purolite PFA694E – kontinuerliga kolonnförsök under ca 5,5 månader (november 2019 – april 2020).
- Ozonering – en omgång av satsvisa labbförsök med olika ozondoser (prov av vatten från januari 2020). Försöket genomfördes eftersom försök med ozonering av lakvatten från avfallsanläggning A visade på bra reduktion av PFOS medan tidigare ozoneringsförsök som gjordes på avfallsanläggning B med hjälp av en leverantör av ozoneringsanläggningar visade väldigt dålig reduktion av PFOS och andra PFAS.
- Skumfraktionering – preliminärt försök genomfört av IVL (april 2020) samt ett försök genomfört av IVL i samarbete med Envytech och OPEC Systems (oktober 2020).

Försök med alla tekniker förutom skumfraktionering har genomförts med lakvatten som genomgått biologisk rening med kvävereduktion (fördenitrifikation i MBBR-process) följt av flockning och sedimentering. Försök med skumfraktionering har dock genomförts med lakvatten som inte var biologiskt behandlat.

3.1.3.2 Försök på avfallsanläggning C

Följande försök genomfördes:

- GAK – kontinuerliga kolonnförsök under ca 3,5 månader (mars 2020 – juni 2020) med kolsorten Chemviron GPP-20
- Jonbytare Purolite PFA694E – kontinuerliga kolonnförsök under ca 7 månader (mars 2020 – oktober 2020).
- Skumfraktionering – ett försök genomfört av IVL i samarbete med Envytech och OPEC Systems (oktober 2020).

Försök med alla tekniker har genomförts med lakvatten som genomgått biologisk rening med kvävereduktion (luftade dammar och SBR-process) följt av flockning och sandfiltrering.

3.1.3.3 Försök på avfallsanläggning D

Följande försök genomfördes:

- GAK – kontinuerliga kolonnförsök under ca 3,5 månader (maj 2020 – oktober 2020 med flera uppehåll) med kolsorten Chemviron GPP-20
- Jonbytare Purolite PFA694E – kontinuerliga kolonnförsök under ca 4,5 månader (maj 2020 – oktober 2020 med flera uppehåll).
- Skumfraktionering – ett försök genomfört av IVL i samarbete med Envytech och OPEC Systems (oktober 2020).

Försök med alla tekniker har genomförts med lakvatten som genomgått rening genom flockning, sedimentering och sandfiltrering. BOD-halter var väldigt låga i inkommande vattnet och därför behövdes ingen biologisk förbehandling.

3.1.4 Fas 4. Kompletterande analyser och försök

Vissa kompletterande försök utfördes parallellt med de kontinuerliga försöken och efter att de kontinuerliga försöken var avslutade. Syfte med denna fas var att testa om genombrott av PFAS kan detekteras genom mätning av ljusabsorbans vid olika våglängder samt om kolförbrukning kan uppskattas genom enkla skakförsök. Dessutom har regenerering av jonbytare testats preliminärt för att se om det finns potential för minskning av reningskostnader.

3.1.4.1 Mätning av ljusabsorbans

Tidigare försök genomförda av IVL visade att reduktion av läkemedelsrester från renat kommunalt avloppsvatten korrelerar bra med ljusabsorbans vid våglängd UV254 (Baresel et al 2014). Även vid WSPs försök med lakvatten från Tagene kunde man se visuellt att vattnet ändrade färg efter att genombrottet nåtts (Malovanny et al 2016). Om genombrott av PFAS kan spåras genom mätning av ljusabsorbans kan filteranläggningar styras bättre och analyser behöver göras mindre frekvent. Prover på inkommande och utgående vatten från alla kontinuerliga kolonnförsök genomförda inom detta projekt analyserades avseende ljusabsorbans. Ljusabsorbans för varje prov mättes inom våglängdsområdet 190-1100 nm och resultaten jämfördes med analysresultat avseende reduktion av PFAS.

Mätning av ljusabsorbans görs genom att fylla en kyvett med det analyserade vattnet och mäta med spektrofotometer hur mycket av ljusintensiteten av specifika våglängden sorberas av vattnet. För att mäta ljusabsorbans i området 340-1100 nm kan en glaskyvett och valfri spektrofotometer användas. För mätning av ljusabsorbans med våglängder <340 nm krävs en spektrofotometer som kan mäta i UV-området samt kvartskyvett (glas sorberar UV-ljus). Det vanligaste är att ljusabsorbans mäts med 1 cm kyvett men det går även att använda större och mindre kyvett, beroende på hur stor absorbansen är. I detta projekt gjordes mätningar med 1 cm kvartskyvett och spektrofotometer WTW Photo-Lab 6600 UV-VIS. Resultat av ljusabsorbans kan presenteras genom två parametrar – transmittans och absorbans. Transmittans avser andel av ljusintensitet (i %) som passerat provet från ljuskällan till detektorn. Vid alla ljusabsorbansmätningar görs först nollställning med samma kyvett fyllt med avjonat vatten för att räkna bort all ljussorption av själva kyvetten. Absorbans räknas ut som $\log_{10}(1/Transmittans)$, vilket innebär att den är i logaritmisk skala och om 10% av ljusintensiteten sorberas av provet blir absorbansen 0,05, om 90% sorberas blir absorbansen 1, om 99% sorberas blir absorbansen 2, osv.

3.1.4.2 Skakförsök

Adsorptionsförmåga av kol kan bedömas genom skakförsök där flera prover av inkommande vatten blandas med olika doser av GAK eller jonbytare under 24-48 h och PFAS analyseras sedan i vattenfasen. Resultat av analyser användes för att beskriva en adsorptionsisoterm, som i sin tur kan användas för bedömning av förbrukning av GAK eller jonbytare vid verklig drift. Det har gjorts skakförsök på samlingsprov av inkommande vatten från varje anläggning och med alla testade filtermaterial och resultat av dessa försök jämfördes med resultat av kolonnförsök för att utvärdera om det finns överensstämmelse mellan resultaten. Dessutom har även skakförsök gjorts med lakvatten från avfallsanläggning C innan och efter skumfraktionering.

3.1.4.3 Regenerering av GAK och jonbytare

Det har gjorts följande försök med regenerering av filtermaterialen:

- Regenerering av förbrukad GPP-20 efter att försök på avfallsanläggning A var avslutades: 25 liter av metanol, vilket motsvarar 9 bäddvolymer (BV).

- Regenerering av förbrukad Purolite PFA694E efter försök på avfallsanläggning A avslutades: 12 liter (15 BV) lösning av 70% metanol, 30% vatten och 50 g NaCl per liter av färdig lösning.
- Regenerering av förbrukad Purolite PFA694E efter försök på avfallsanläggning B avslutades: 50 liter (45 BV) av 3% NaOH lösning.

Regenereringslösningen pumpades genom materialet under 24 h och ett prov på blandat eluat analyserades. Mängden PFAS i eluaten jämfördes sedan med hur mycket PFAS materialet sorberat under de kontinuerliga försöken.

3.1.5 Fas 5. Utvärdering

Utvärdering av reningen och bedömning av kostnaden gjordes kontinuerligt under projektets gång och diskuterats med referensgruppen. Efter att alla försök var genomförda gjordes en sammanställning av resultaten samt jämförelse mellan försöken på olika avfallsanläggningar. Förutom de försök som gjordes inom projektet samlades också data från andra försök som kördes parallellt på andra avfallsanläggningar. Försök som gjordes på andra deponier sammanfattas också i denna rapport. I utvärdering av reningstekniker tas därför med både erfarenheter från egna försök och från försök som genomfördes inom ramen för andra projekt.

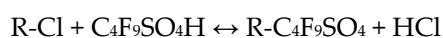
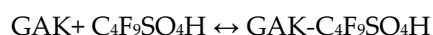
3.2 Reningstekniker

I detta kapitel ges först en teoretisk bakgrund om sorptionsprocesser. Då flera av de testade teknikerna bygger på samma principer, introduceras dessa för att ge en bättre förståelse hur teknikerna fungerar. Sedan ges en beskrivning av varje reningsteknik inklusive en teoretisk bakgrund och hur tekniken praktiskt appliceras i reningssystem samt en beskrivning hur tekniken testats inom projektet och eventuellt i andra externa studier.

3.2.1 Generellt om sorptionsprocesser

Sorption och jonbyte är välkända processer som används i många industriapplikationer. Det finns dock ofta missuppfattningar om teoretiska grunder bakom sorption och jonbyte och det är därför värt att kort beskriva teorin bakom dessa i en förenklad form.

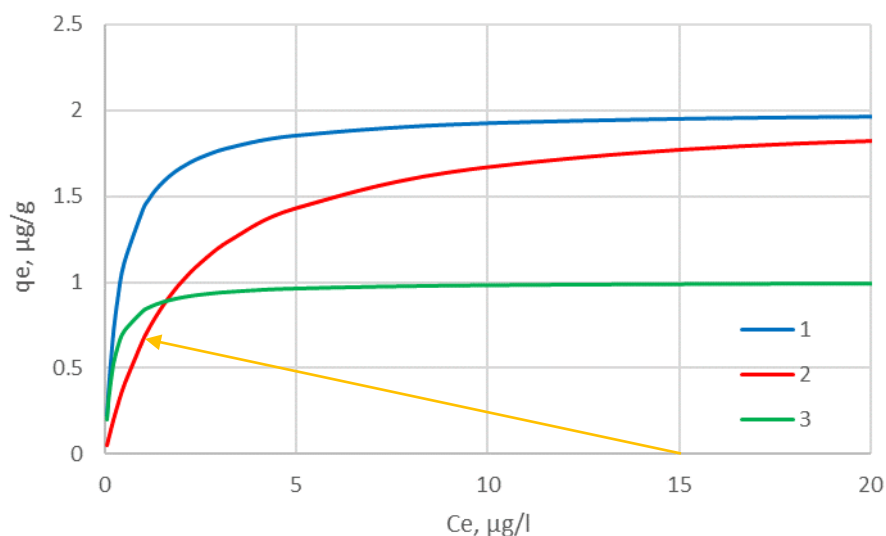
Sorption och jonbyte är i grunden väldigt liknande processer och båda processerna sker samtidigt både i klassiska sorbenter (exempelvis aktivt kol) och klassiska jonbytare (exempelvis polymera anjonbytare). Skillnaden mellan sorption och jonbyte är att vid sorption är det hela molekylen som fångas av en sorbent och i jonbyte byts endast en katjon/anjon mot en annan katjon/anjon som är bunden till jonbytaren. Jonbytaren delas därför på katjonbytare (de som byter katjoner) och anjonbytare (byter anjoner). Förenklat kan man skriva följande ekvationer som beskriver rening av vatten från en PFAS (i detta fall PFBS) med GAK och anjonbytare:



Naturligtvis är det främst sorptionsmekanismen som är huvudmekanismen i sorbenter och jonbytesmekanismen som är huvudmekanismen i jonbytare men båda mekanismerna sker i båda

typer av material. I denna rapport benämns GAK och jonbytare med samlingsnamnet filtermaterial.

Både sorption och jonbyte är en reversibla processer och själva sorptionskapaciteten (hur många g av ett ämne kan bindas till 1 kg av materialet) beror på en rad faktorer. De faktorer som har högst påverkan på sorptionskapaciteten är halt av det ämne som ska avskiljas och halter av alla andra ämnen som finns i vatten. Även temperaturen har påverkan på sorptionskapaciteten. Sorptionskapaciteten beskrivs oftast i form av isotermer. En isoterm visar sorptionskapaciteten vid olika halter i vatten när temperaturen, och alla andra parametrar som påverkar sorption av det specifika ämnet, är samma. Isoformer visas vanligtvis som beroende av jämviktshalten i sorptionsmaterial (q_e) av jämviktshalten i vatten (C_e). Det är viktigt att poängtera att det är just jämviktshalten och inte halten i inkommande vatten som visas på X-axeln. I Figur 3-1 visas några fiktiva isotermer som används för mer detaljerad beskrivning av sorptionsprocessen.



Figur 3-1. Fiktiva isotermer för tre sorbenter. Gul linje visar hur koncentrationerna ändras vid kontakt mellan förorenat vatten och färsk sorbent (enligt beskrivning nedan).

Det finns i princip bara två parametrar som beskriver formen på den typen av isoterm som är mest förekommande vid rening av vatten med sorbenter/jonbytare – (1) den maximala sorptionskapaciteten som filtermaterialen har vid oändligt hög koncentration och (2) en parameter som beskriver hur snabbt den maximala sorptionskapaciteten nås.

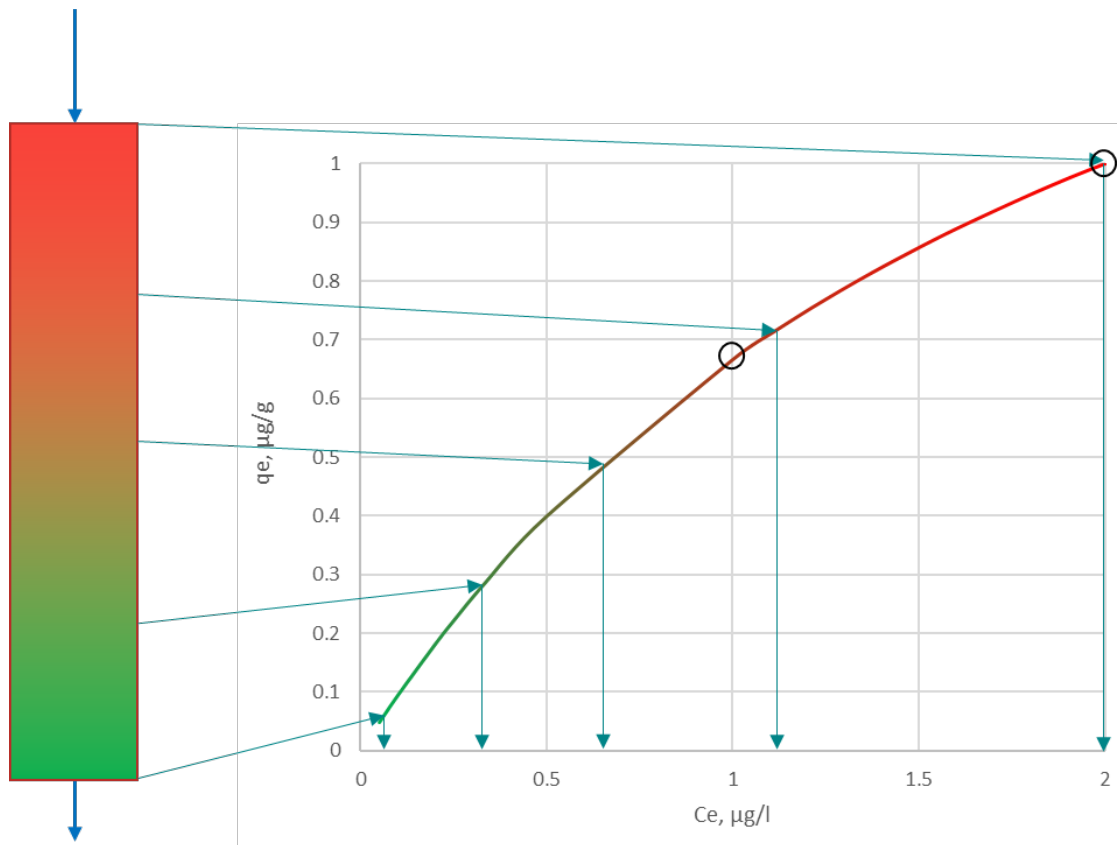
Den maximala sorptionskapaciteten är beroende av hur många sorptionsplatser som finns i ett filtermaterial. Exempelvis för jonbytare är den beroende av hur många mobila joner det finns i en viss volym/mängd av jonbytare som kan bytas mot den jon man behöver avskilja. För GAK är intern yta av mikroporer den parameter som styr den maximala sorptionen.

Hur snabbt den maximala sorptionskapaciteten nås (lutningen på första delen av kurvan) är beroende av de drivande krafterna i sorption/jonbyteprocessen. Om ett jonbytesmaterial blir mycket stabil när den har Cl^- joner i sin matris men är för närvarande i OH^- form (har OH^- joner i matrisen) kommer den ta upp i princip alla Cl^- joner som finns i vattnet och lutningen på första delen av isotermen blir väldigt brant. Jonbytare är då väldigt selektiv mot Cl^- . Om selektiviteten är lägre kommer då en del av jonerna vara sorberade på materialet och en del var i lösningen vid lägre halter.

Det är tydligt att filtermaterial 1 i Figur 3-1 har "den bästa" isoterm av de tre eftersom den visar högsta sorptionskapaciteten oberoende av halter. Material 2 har samma maximala sorptionskapaciteten men är inte lika selektiv som material 1 och den maximala kapaciteten kan nås endast med halter som är mycket högre än vad som visas i figuren. Vid höga inkommande halter i vatten kommer förbrukning av material 2 vara nästan samma som material 1 men vid låga halter kan det gå åt tre gånger mer material 2 än material 1 för att rena samma volym vatten. Material 1 och 3 har samma selektivitet och kommer fungera lika bra vid låga halter men vid höga halter kan förbrukning av material 3 vara dubbelt så hög som för material 1. Kom ihåg att isotermen beskriver sorptionskapaciteten bara för det specifika vattnet med den sammansättningen av joner och lösta ämnen. Att applicera en isoterm som tagits fram med lösningar av rena PFAS i avjoniserat vatten för att förklara hur materialet kommer sorbera PFAS från lakvatten kommer endast ge missvisande resultat. Även jämförelsen mellan olika filtermaterial måste göras endast från isotemer som är framtagna med det specifika vattnet.

Det finns två möjligheter av att använda sorbenter/jonbytare för vattenrening – antingen använda ett totalomblandat system (en viss mängd av sorbent blandas med vatten) eller att använda en kolonnprocess för att skapa gradient av koncentrationer. Ett totalomblandat system kan beskrivas av den gula linjen i Figur 3-1. Man startar med vatten som har en halt av förorening på 15 µg/l och färsk sorbent med sorberad mängd 0 µg/g. Efter att sorbenten och vattnet blandas kommer halten i vattnet minska och halten i sorbenten att öka tills att en jämvikt nås vid en av punkterna av isotermen. För det specifika exemplet blev jämvikten att halten i vattnet minskades till ca 1,5 µg/l (90% reduktion) och halten i materialet blev ca 0,7 µg/g. Det kan då lätt räknas ut från massbalansen att det var 19,3 g av sorbent som tillsatts per liter vatten. Det är värt att notera att sorptionen inte sker momentant utan det krävs viss tid för att nå jämvikten. Eftersom isotermen alltid visar jämviktshalter kan i praktiken sorptionskapaciteten vara lägre.

I en kolonnprocess varierar halten i vatten och i materialet längs kolonnen eftersom vattnet renas genom kolonnen (Figur 3-2). Vid inloppsiden där materialet helt har förbrukat sin kapacitet är halten i vatten samma som i inkommande vatten. Längre ner i kolonnen är både halten i vattnet och i materialet lägre. Vid utloppet är nästan inget sorberad på materialet och halten i vattnet är mycket låg.



Figur 3-2. Halter i vatten och material vid användning av kolonnprocess.

3.2.2 PAK

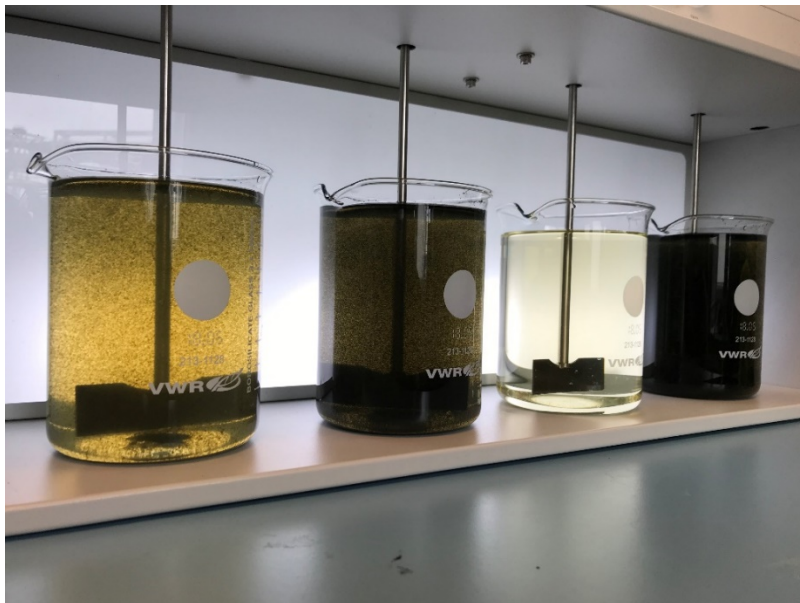
Pulveriserat aktivt kol har vanligtvis partikelstorlekar på ca 30 µm. Tack vare de små partiklarna har PAK en högre sorptionsyta och den är mer tillgänglig för kontakt med vatten, vilket gör att jämviktscapaciteten är högre än för GAK. Förmågan för adsorption av olika typer av organiska ämnen beror på ämnets storlek och andel makro- och mikroporer i en specifik koltyp. De vanligaste PFAS är relativt små molekyler med molekylstorlek på 212-514 Dalton. Därför, teoretiskt sett, ska adsorptionskapaciteten vara högre för de typer av kol som har större andel mikroporer. Andel mikroporer (0-20 Å, motsvarar grovt molekylstorlekar 0-5000 Dalton men beror på molekylens struktur) kan bedömas genom jodnummer, som visar adsorptionskapacitet av kolet.

PAK transporteras i bulkform och förvaras i silos vid reningsverk. PAK doseras vanligtvis som en slurry med vatten för att undvika damm- och explosionsrisk och för att blöta kolet så att det kan verka direkt efter dosering. Efter en viss kontakttid (vanligtvis 15-30 min) avskiljs PAK genom flockning och sedimentering. Eventuellt kan ett kompletterande steg av ultrafiltrering användas för att avskilja de minsta kolpartiklarna som blir kvar i vattnet i fall endast sedimentering används.

Fördelen med PAK är att det kan doseras till vatten som har hög halt suspenderade ämnen (vilket kan utgöra problem för kolonnprocesser) och att flockning av PAK och fällning av metaller kan kombineras. Nackdelen med tekniken är att förbrukningen ofta är högre än för GAK eftersom inte hela sorptionskapaciteten kan användas vid låga halter (se beskrivning av totalomblandad sorptionsprocess i kapitel 3.2.1). Det skapas därför mycket slam/PAK-slurry som måste hanteras (vanligtvis genom förbränning). PAK är dock oftast billigare än GAK så även om förbrukning är högre kan reningskostnaden vara jämförbar.

Två sorter av PAK har valts för försök i detta projekt enligt förslag från kolleverantören Chemviron: Pulsorb WP260 och Pulsorb FG4. WP260 används oftast för rening av kommunalt avloppsvatten från mikroförureningar och anges fungera bra även vid höga BOD- och COD-halter. FG4 används för rening av kommunalt och industriellt avloppsvatten. WP260 har ett högre jodtal på 1000 mg/g medan FG4 har ett jodtal på 800 mg/g. WP260 är dock även dyrare.

Försök med PAK gjordes genom att blanda olika doser av PAK med 1 liter vatten under 1 timme. Sedan tillsats 0,15 ml/l av PIX-111 under snabb omrörning. Efter flockning under 10 min och sedimentering under 10 min dekanterades 700 ml vatten och filterades sedan genom glassfiberfilter. Vattnet skickades på analys av PFAS och DOC.



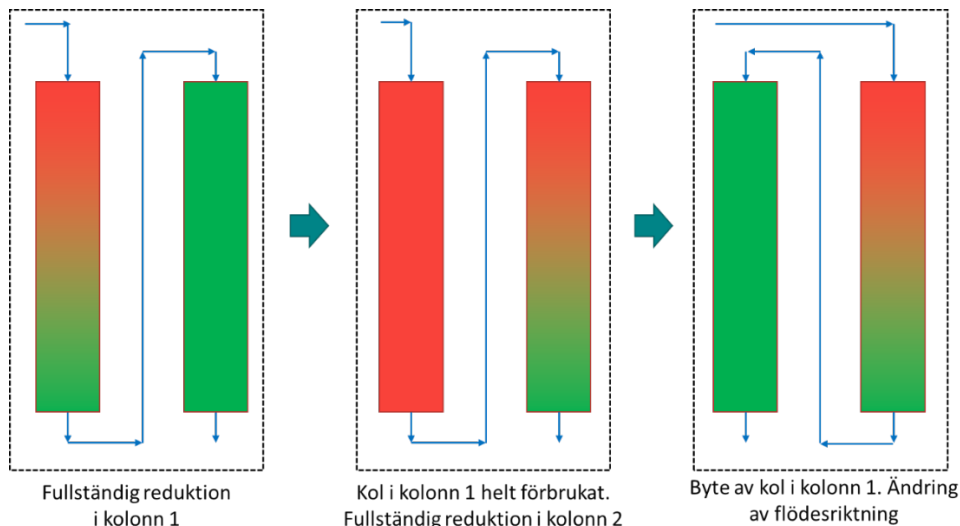
Figur 3-3. Försök med olika doser av PAK. Bilden är tagen i början av flockningsfasen. Den tredje bägare från vänster är fylld med inkommande lakvatten.

I andra försök som beskrivs i denna rapport har även kol från en annan leverantör använts. Vad gäller kolsorter så erbjuder kolleverantörer liknande sorter av kol för liknande priser. Råvara för produktion av aktivt kol och själva produktionsprocessen varierar för olika sorter av kol från olika leverantörer. Om två sorter som har exakt samma jodtal används och samma partikelstorlek kan därför ändå väldigt olika reningsresultat fås avseende PFAS och andra föroreningar. Endast jämförande försök med olika kolsorter kan visa vilken kolsort som fungerar bättre för det specifika vattnet. Samma resonemang gäller även för GAK.

3.2.3 Kolonnförsök med GAK

Reningsprincipen med GAK är samma som för PAK med den skillnaden att GAK har större partiklar och används som filtermaterial. GAK kan köpas i olika storleksfraktioner från 0,42-0,85 mm till 1,2-2,4 mm. Ju mindre partikelstorlek av kol desto högre sorptionskapacitet kan uppnås i praktiken och desto snabbare är kinetiken av sorptionen. Mindre partikelstorlek ger dock högre tryckfall över filtret och ökar risken för igensättningar. Vanligtvis används GAK av fraktionen 0,4-1,7 mm (12x40 mesh) i avloppsvattenapplikationen som ger en bra balans mellan sorptionskapaciteten och tryckfall/igensättning.

I fullskaleinstallationer är det vanligt att vattnet renas i flera kolonner som är i serie. Det driftsättet kallas för "lead-lag" drift och är ett sätt att minska förbrukningen av filtermaterial genom att byta endast fullt förbrukat material (se Figur 3-4). Genom att ha en kolonn med relativt färskt material på slutet kan dessutom konstant hög reduktionsgrad säkerställas av aktuell förorening i utgående vatten. Mest vanligt är att ha två kolonner i serie men även utformning med 3 kolonner i serie förekommer.



Figur 3-4. Principen för drift av två kolonner i serie (s.k. "lead-lag" drift).

Att endast byta helt förbrukat material innebär att sorptionskapaciteten utnyttjas bättre. Teoretiskt sett, om man har en isoterm som beskriver sorption av ett specifikt ämne med en specifik kolsort och specifika vattnet kan man beräkna vilken kolförbrukning det blir vid flerkolonndrift. Som ett exempel kan man beräkna kolförbrukning från den fiktiva isotermen i Figur 3-2. Inkommande vatten har en halt på 2 $\mu\text{g/l}$ och sorptionskapaciteten vid denna halt är 1 $\mu\text{g/g}$. Det betyder att vid flerkolonndrift kommer det förbrukade kolet innehålla 1 $\mu\text{g/g}$ av föroreningen och kolförbrukningen kommer då vara 2 g/l (2 $\mu\text{g/l}$ delat med 1 $\mu\text{g/g}$). Vid användning av samma isoterm är det även lätt att illustrera vilken förbrukning av kol det blir om inkommande halt sjunker med 50% till 1 $\mu\text{g/l}$. Då kommer jämviktshalten i kol vara ca 0,67 $\mu\text{g/g}$ och kolförbrukningen vara 1,5 g/l (1 $\mu\text{g/l}$ delat med 0,67 $\mu\text{g/g}$). Detta exempel illustrerar hur stor vikt inkommande halt av en förorening har på förbrukning av filtermaterial. Minskning av inkommande halt med 50% gav minskning av kolförbrukning med endast 25%. Om ett vatten förbehandlas och halten av förorening minskas kan det vara av mindre betydelse för förbrukning av filtermaterial än man kan anta, i alla fall om vattenmatrisen blir samma.

Vid genomförande av pilotförsök vill fullskaledrift simuleras så mycket som möjligt. Antingen används två kolonner i serie och prover tages efter första och efter andra kolonnen eller används en kolonn men fortsätter försöken tills att materialet helt har förbrukat sin kapacitet för reduktion av ett specifikt ämne (halten in = halten ut) och räknar om resultaten till förbrukning vid tvåkolonndrift. Man vill helst använda en kolonn med minst 1 meter bäddhöjd av filtermaterial för att simulera fullskaledriften. Vid användning av lägre materialbädd kan gradienten i materialet vara större än hela bädden vilket innebär att man aldrig får komplett reduktion av de aktuella föroreningarna även direkt efter uppstart av försöken. I fullskala brukar bäddhöjder på 1-2,5 m användas. Vid låg bäddhöjd är även hydraulisk belastning mycket lägre, vilket är en av de viktigaste parametrarna för dimensionering av fullskaleanläggning. Kontakttiden beror på övriga parametrar inklusive bäddhöjd och halter av föroreningar. En lämplig kontakttid för aktivt kol vid

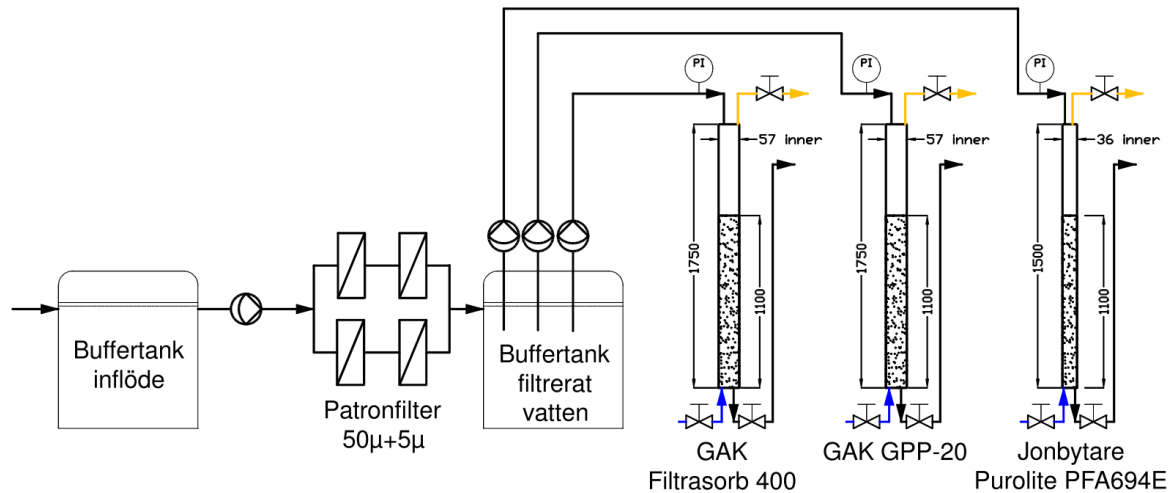
rening av lakvatten är 20-30 min och för jonbytare 3-10 min. Det finns dock inga bra studier som undersökt påverkan av kontakttiden på förbrukning av filtermaterial vid rening av PFAS från lakvatten. Vid dimensionering av en fullskaleanläggning används ofta väsentligt högre kontakttider än vad som är nödvändigt för att reducera frekvensen av kolbyte. Vid användning av kontakttiden på 30 min kan kolet behöva bytas varje månad vilket skulle bli allt för tidskrävande.

Det ställs högre krav på förbehandling av vatten vid användning GAK jämfört med PAK. Framför allt är halten av BOD och suspenderade ämnen viktig. För hög halt suspenderade ämnen innebär att kolfiltret kommer sätta igen av partiklar snabbt. Vattnet behöver därför filtreras minst genom ett sandfilter (eller likvärdigt mekaniskt filter) innan det kommer till kolfilter. BOD-halten påverkar reningen negativt både genom att den tar upp sorptionsplatser på kol och att det börjar växa bakterier på kolet vilket leder till igensättningar. Kolfilter behöver oundvikligt backspolas för att avlägsna det slam som samlas. Man vill dock inte backspola filtret för ofta för att minska omblandning av kolet. Innan kolfiltret tas i drift görs lite längre backspolning som sektionerar kolbädden. Mindre kolpartiklar hamnar då i övre delen av kolonnen och större partiklar i nedre delen. Vid backspolning behålls sektioneringen delvis även om viss omblandning av kolet är oundviklig. Jonbytare har däremot mycket snävare intervall på partikelstorlek och omblandning vid backspolning är större.

I försök som gjordes inom detta projekt har vattnet förbehandlats biologiskt antingen i befintligt reningssystem eller i en separat pilotanläggning (på avfallsanläggning B). Vattnet filtrerades även genom ett sandfilter på alla referensanläggningar förutom för avfallsanläggning B. Innan vattnet pumpades genom kolfilter filtrerades det ytterligare genom två seriekopplade filter – en med porstorlek av 50 µm följt av ett filter med porstorlek av 5 µm (Figur 3-5). Den extra filtreringen var för att skydda kolfiltret från eventuellt bio- och kemsam som kan ha passerat sandfilter vid driftproblem samt för att förenkla driften.

Som kolonfilter användes filterkolonner med innerdiameter 57 mm och höjden av 1,75 m tillverkade av genomskinligt PVC. Kolonnerna fylldes med två olika kolsorter (Filtrisorb 400 och GPP-20) till en kolbädd på 1,1 m, vilket gav en kolvolym av ca 2,8 l. Två kolonner användes och fylldes med två sorter av kol. Förfiltrerat lakvatten pumpades igenom kolfiltren med ett flöde motsvarande kontakttid på 30 min. Kontakttiden beräknades genom att dela bäddvolymen med flöde och avser den tiden som skulle tagit för vatten att passera den volymen som är fyllt av filtermaterial (EBCT – empty bed contact time). I själva verket är tiden som det tar för vattnet att passera filtermaterialet ca hälften av vad EBCT är. Kolonnerna utrustades med manometrar och backspolades manuellt med kranvatten när trycket började stiga.

Storlek på kolonner valdes utifrån praktiska aspekter. Att göra en större kolonn ger inte stora fördelar men kräver att högre flöde behöver förfiltreras. Kolonnerna får dock inte vara för små för att undvika vägeffekten (att det finns mer porer vid väggen vilket gör att flödet är högre vid väggarna). En tumregel är att kolonndiameter ska vara mer än 30 gånger större än medel partikeldiameter, vilket för GAK betyder större än 20 mm. Det valdes att köra en kolonn i serie och inte två kolonner fyllda med samma material. Om man valde att utvärdera två kolonner i serie skulle det innebära att försöken skulle behöva köras dubbelt så länge och analyskostnaden skulle vara 50% högre.



Figur 3-5. Kolonnförsök: a – flödesschema; b - bild.

Två kolsorter från kolleverantören Chemviron utvärderades i projektet: Filtrasorb 400 och GPP-20. Filtrasorb 400 är en reaggglomererat kol av högsta kvalitet. I de flesta vetenskapliga studier om rening av vatten med GAK är det just Filtrasorb 400 som används. Denna kolsort användes även i de första anläggningarna för rening av förorenat grundvatten från PFAS (Tullige, Sturup) och användes i WSPs försök med rening av lakvatten från Tagene deponi (Malovanyy et al 2016). Filtrasorb 400 är dock även en av de dyraste GAK-sorterna som finns på marknaden. GPP-20 är en kolsort som har ursprung som kol som använts på dricksvattenverk och sedan regenererats/reaktiverats och kan användas för rening av avloppsvatten och grundvatten men inte för livsmedelsprodukter (exempelvis vid produktion av dricksvatten). Sorptionskapaciteten är oftast lägre än för kolsorter av hög kvalitet men priset är också mycket lägre.

I de försök som gjordes på andra anläggningar utanför projektet användes även andra kolsorter och kolonn dimensioner, vilket nämns kortfattat i respektive kapitel där dessa resultat beskrivs.

3.2.4 Kolonnförsök med jonbytare

Kolonnförsök med jonbytare genomfördes enligt samma metodik som försök med GAK. Skillnaden var att en smalare kolonn med diameter av 36mm använts. Kontakttiden var också mycket kortare. Vid försök på avfallsanläggning A och B användes först en kontakttid av 10 min, som valdes utifrån uppskattning av kapaciteten utifrån tidigare försök. Eftersom reningen fungerade bättre än förväntat minskades kontakttiden först till 7,5 min och vidare till 5 min för att minska tiden av försöken. Försök på avfallsanläggning C och D genomfördes med kontakttid på 5 min från start. Som jonbytare användes Purolite PFA694E. Detta är en sort av anjonbytare med komplexa aminogrupeer som togs fram av Purolite speciellt för rening av PFAS-förorenat vatten. Jonbytare har en hög selektivitet mot just PFAS och testades tidigare för rening av förorenat grundvatten. Materialet testades tidigare i labbförsök för rening av PFAS-förorenat lakvatten från Tagene deponi och visade mycket högre sorptionskapacitet än GAK (Malovanyy et al 2017).

3.2.5 Ozonering och andra avancerade oxidationsprocesser

Ozonering av vatten används för nedbrytning av de organiska föreningar som är svåra att bryta ned med biologiska processer, exempelvis läkemedelsrester. Mekanismen för nedbrytning är antingen en direkt kemisk reaktion mellan ozonmolekylen och ett organiskt ämne eller genom produktion av olika fria radikaler (exempelvis hydroxylradikal) som är mycket mer reaktiva än själva ozonmolekylen. Ozonering uppfattas dock ibland som en process för komplett mineralisering av organiska ämnen till koldioxid och vatten. 3 mg av O_3 kan i bästa fall oxidera 1 mg av COD. Vid de doser som vanligtvis används är nedbrytning av COD och DOC oftast väldigt begränsad och själva reningseffekten nås främst genom att bryta ner större molekyler till mindre. En ofta omdiskuterad osäkerhet med ozonering är att det är väldigt svårt att veta vilka nedbrytningsprodukter som skapas. Ozonering av kommunalt avloppsvatten för läkemedelsrening ger vanligtvis högre direkt toxicitet av det ozonbehandlade vattnet jämfört med obehandlat vatten (Baresel et al 2017). Därför behövs ett polerande biologiskt reningsseg efter ozoneringssteget (exempelvis sandfilter) som sänker toxiciteten genom att nedbrytningsprodukter av ozonering avskiljs genom biologiska processer.

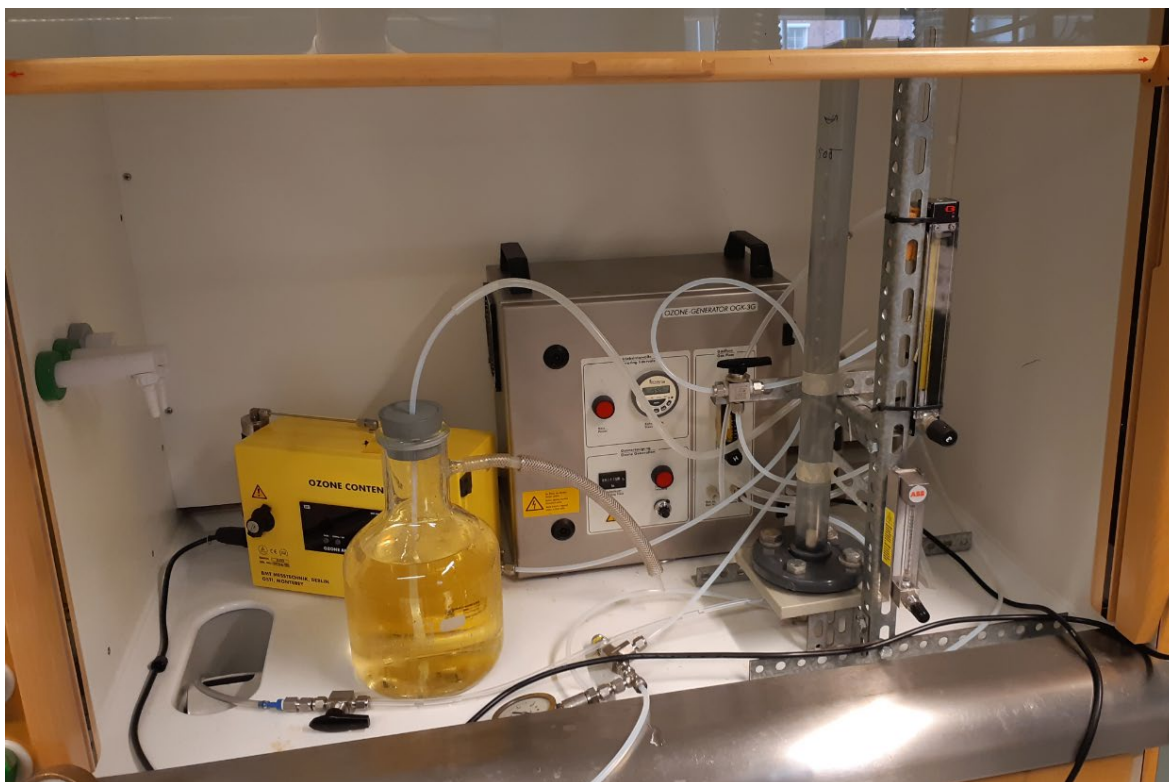
Det finns även andra behandlingstekniker som antingen förstärker ozonverkan eller producerar hydroxylradikaler på annat sätt. Samlingsnamnet för dessa är avancerade oxidationstekniker. Dessa inkluderar $O_3+H_2O_2$, H_2O_2+UV , TiO_2+UV , $H_2O_2+TiO_2+UV$, superkritisk vattenoxidation. Nedbrytningsmekanismen i de flesta av dessa är samma som vid ozonering, dvs produktion av väldigt reaktiva hydroxylradikaler. Tekniken superkritisk vattenoxidation innebär att förorenad vätska trycksätts till >221 bar, värms upp till $>374^\circ C$ och syre införs vilket gör att i princip alla organiska föreningar oxideras och metaller faller ut som salter.

Ozonering har tidigare testats för rening av PFAS-förorenat vatten men rapporterade reduktionsgrader var låga (Franke et al 2017).

Utmaningar med användning av avancerade oxidationsprocesser för reduktion av PFAS i lakvatten är många. För det första är det svårt att veta vilka nedbrytningsprodukter som skapas både av PFAS och andra organiska ämnen. Lakvatten innehåller dessutom höga halter av karbonatjoner som förbrukar hydroxylradikaler. Lakvatten har en hög UV-absorbans vilket minskar effektiviteten av processer som bygger på användning av UV-ljus. Avancerade oxidationsprocesser oxiderar även oorganiska ämnen och kan skapa toxiska ämnen. Ozonering

oxiderar bromid till bromat som är ett toxiskt ämne. Om vattnet innehåller höga halter av krom (vilket inte är ovanligt för lakvatten) kan Cr(VI) produceras som är väldigt cancerogent. Ozonering rekommenderas inte vid bromidhalter $>0,4$ mg/l och vid kromhalter $\gg 1$ $\mu\text{g/l}$ (Wunderlin 2017).

Inom denna studie har flera ozoneringsförsök gjorts med lakvatten från avfallsanläggning A och B. Försöken genomfördes i labbskala. Vid varje försök ozonerades 1 l vatten (Figur 3-6). Olika doser av ozon användes genom att variera ozoneringstiden. Vid några försök har även H_2O_2 tillsatts under försöket för att undersöka om det ger en högre nedbrytning av PFAS.



Figur 3-6. Labbförsök med ozonering av lakvatten.

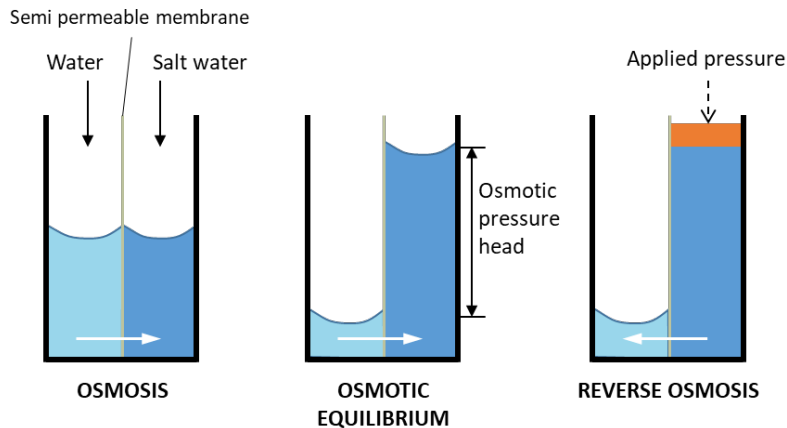
Vid försök på andra anläggningar (utanför projektet) har även avancerad oxidering genom användning av TiO_2 i kombination med UV samt superkritisk vattenoxidation utvärderats.

3.2.6 Membranprocesser

3.2.6.1 Nanofiltrering

Nanofiltrering (NF) är en tryckdriven separationsprocess som bygger på samma princip som omvänd osmos (RO) (Figur 3-7). Skillnaden mellan nanofiltrering och omvänd osmos är dock att NF-membranet är mer permeabelt än RO-membran. Det finns olika typer av NF-membran som är olika täta. Tätheten av membran specificeras som "nominal cut-off size" i Dalton. Teoretiskt kommer molekyler som är mindre än membranets cut-off gå igenom membranet (den lösning som passerar membranet kallas permeat) och de som är större stanna kvar i den vätska som blir kvar efter filtreringen (kallas retentat). I praktiken finns det inte en så hård gräns på vilka molekyler som avskiljs och vilka inte. De molekyler som ligger nära membranets cut-off passerar delvis och de som är mycket mindre passerar fullständigt och de som är mycket större avskiljas nästan

fullständigt. Alla membran har dock defekter så en väldigt liten andel av vatten kan läcka igenom och därför är avskiljning av stora organiska molekyler och partiklar inte helt fullständigt.



Figur 3-7. Huvudprincip med omvänd osmos och nanofiltrering.

Membranrening är en energikrävande process men förutom själva energiförbrukningen är risk för igensättning med organiskt material (fouling) och utfällningar (scaling) stora nackdelar med processen. Uppkoncentreringsgrad som är möjligt att nå begränsas av det trycket som membranet klarar (tillfört tryck måste alltid vara högre än det osmotiska trycket som uppstår från koncentrationsskillnader mellan permeat och retentat) och även av halter av olika salter som kan fälla ut på membranet om uppkoncentreringen drivits för långt. Från praktisk aspekt är det därför viktigt att välja ett membran som har en cut-off lite lägre än storlek på de molekyler som vill avskiljas. Då kommer mindre joner passera membranet och inte bidra till höjning av osmotiska trycket och även en del större joner passera vilket minskar risk med utfällningar. Nanofiltrering passar därför bättre än RO för rening av lakvatten om salthalten i lakvatten inte är ett problem och endast organiska föroreningar är av intresse.

I detta projekt gjordes försök med nanofiltermembran DuPont FilmTech NF270. Försöket gjordes genom uppkoncentrering av en sats av vatten (200 l) i en pilotanläggning (Figur 3-7). Innan försöket startade tvättades membranet. Flux med rent kranvatten kontrollerades vilket ger en referens som används för att följa upp förändringar i membranets kapacitet. Beläggningshämmare Ameroyal 642 tillsattes motsvarande 8,72 mg/l under rundpumpning varefter provet filtrerades genom 5 µm patronfilter. Initialt genomfördes ett försök utan uppkoncentrering där trycket varierades och konduktivitet och flux mättes. För fortsatta försök valdes trycket 5 bar.

Uppkoncentreringen kördes tills det var kvar ca 5 l av koncentrat, vilket motsvarar volymreduktionsfaktor (VRF) 40. Det har gjorts en teoretisk beräkning av utfällningsrisker vid uppkoncentrering av lakvatten från avfallsanläggning A, som visade att man borde kunna få en stabil kontinuerlig drift med recovery 75-80% (VRF 4-5). I det satsvisa försöket med lakvatten från avfallsanläggning A kördes dock uppkoncentreringen mycket längre (VRF 40). Syftet med det var att undersöka avskiljning av PFAS vid olika uppkoncentreringsgrader.

Efter försöken var avslutade tvättades membranet med vatten och det gjordes en ny vattentest för att se om fluxet hade minskat på grund av utfällningar. Sedan tvättades membranet med alkaliskt tvättmedel och vattentestet gjordes på nytt.

Liknande försök har IVL även gjort med lakvatten från avfallsanläggning F (i ett annat projekt). Dessa försök beskrivs också i rapporten.

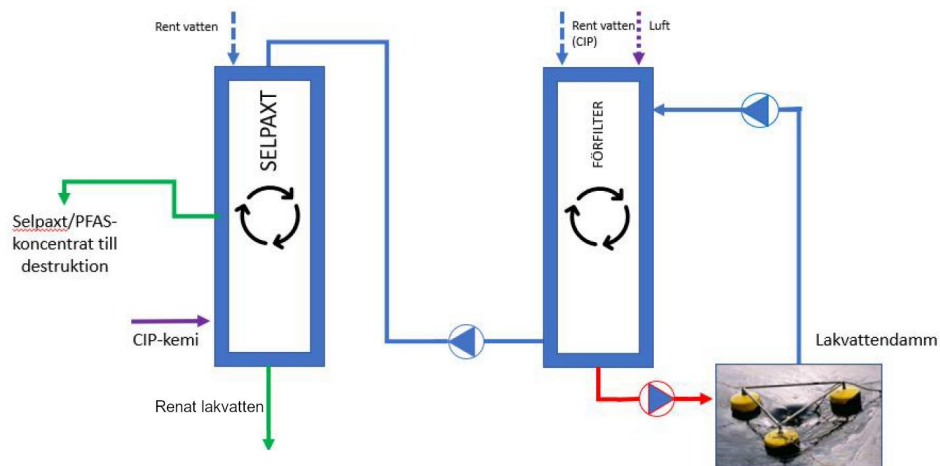


Figur 3-8. Nanofiltreringsanläggning med tankar med permeat och retentat.

3.2.6.2 Chromafora Selpaxt – Avfallsanläggning I

PFAS-molekyler är små och det krävs minst ett NF-membran för att separera PFAS från vatten. Nackdelen med NF-filtrering är att även större joner avskiljs, som visats bl a i kapitel 4.5.2. Uppkoncentreringsgraden begränsas därför av lösligheten av vissa salter som faller ut på membranet om uppkoncentreringen drivs för långt med NF-membran (scaling). I Chromaforas Selpaxt teknik används ett UF-membran som släpper igenom i princip alla joner igenom men separerar partiklar och större lösta organiska ämnen. PFAS kan inte separeras med UF-membran som fria molekyler eftersom porstorleken är för stor. Tekniken bygger på tillsats av en flytande kemikalie med relativt hög molekylstorlek som binder PFAS till sig. Dessa molekyler med bunden PFAS kan sedan effektivt avskiljas med ett UF-membran.

Det finns inte samma begränsningar i uppkoncentreringsgrad från scalingsaspekten som annars finns för NF-membran. Förutom scaling är dock även organisk fouling ofta ett problem vid membranfiltrering av lakvatten. Foulingseffekterna är störst för ämnen som är nära till membranets porstorlek (cut-off) samt vid tillväxt av mikroorganismer på membranet, vilket i sin tur gynnas av tillgång till lättnedbrytbart material. Om tekniken fungerar optimalt så bedömer Chromafora att endast 0,1-0,4% av inkommande flöde tas ut i form av koncentrat, vilket motsvarar VRF 250. Med så hög VRF krävs det att vattnet förfiltreras för att avskilja så mycket partiklar som möjligt, som annars anrikas vid filtrering med UF-membran.



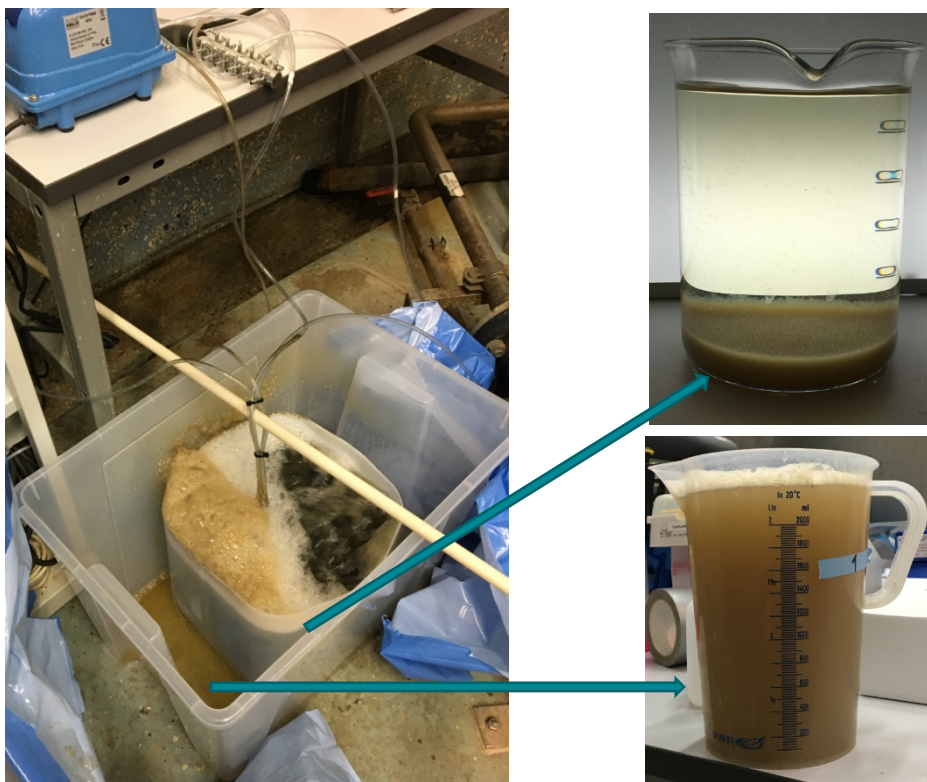
Figur 3-9. Nanofiltreringsanläggning med tankar med permeat och retentat.

3.2.7 Skumfraktionering

Inom projektet gjordes två typer av försök med skumfraktionering – ett enkel preliminärt försök med separation av skum som bildas vid biologisk rening av avloppsvatten och mer avancerade och kontrollerade försök som gjordes i samarbete med Envyytech och OPEC Systems.

3.2.7.1 Preliminärt labbförsök

Det preliminära försöket gjordes med lakvatten från avfallsanläggning B. Obehandlat lakvatten användes för försöket. Syftet med försöket var att utvärdera om samling av skum som bildas vid biologisk rening av lakvatten kommer reducera PFAS halter. Försöksuppställningen valdes därför för att simulera biologisk rening. En behållare fylldes med 17,5 liter av lakvattnet och 3 liter bärare som användes för biologisk rening av samma lakvatten. Samma dos av kolkälla Brentaplust som i tidigare försök med biologisk rening av detta lakvatten tillsattes. Vattenvolymen valdes så att det fyllde behållaren nästan helt (se Figur 3-10). Innehållet av behållaren luftades under 24 timmar. Det skum som bildades på vattenytan rann överkant och samlades i en större behållare. Resterande biologiskt behandlat vatten renades ytterligare genom flockning. Vid flockning tillsattes 0,15 ml/l av Ekoflock 90 och en liten dos av polymer. Efter flockning under 10 min och 10 min sedimentering togs ett prov på klart vatten. Syftet med den extra fällningen var att se om sorption av PFAS på bioslam påverkar avskiljning av PFAS från vattenfasen.



Figur 3-10. Preliminärt skumfraktioneringsförsök med lakvatten från avfallsanläggning B.

3.2.7.2 Bänkskaleförsök i samarbete med Envytech och OPEC Systems

IVL har i samarbete med Envytech och OPEC systems genomfört försök med skumfraktionering av lakvatten från avfallsanläggningar A-D (inom projektet) samt lakvatten från avfallsanläggning F (i ett annat projekt). Utgående biologiskt och/eller kemiskt renat lakvatten från anläggningar A, C, D, E, F har testats. Dessutom har inkommande lakvatten från anläggning A och F testats för att undersöka om biologisk rening påverkar reningsgraden. Avfallsanläggning B saknar rening av lakvatten idag och därför har obehandlat lakvatten använts i försöken.

Försöken genomfördes med bänkskaleutrustning från Envytech/OPEC enligt instruktioner från teknikleverantören. Helena Hinrichsen (Envytech) deltog i försöken. Försöken genomfördes på Hammarby Sjästadsvärk 5-7 oktober 2020. Syftet med försöken var att göra en första bedömning av reduktionsgrader och uppkoncentreringsgrader som kan nås med tekniken vid rening av inkommande lakvatten samt biologiskt behandlat lakvatten.

Lämplig volym av vattnet fylldes i skumfraktioneringskolonn, ca 42 l (Figur 3-11). Cirkuleringspumpen startades vilket startade omrörning och luftning av kolonnen. Skummet bräddade över kant och samlades i en behållare. För lakvatten C var skumningen minimal och för att öka skumningen tillsattes ca 4 droppar av diskmedel Yes original till kolonnen. När skumning minskade pga avskiljning av skummet (både minskning av volym av vatten och minskning av skumbildningsintensitet) fylldes lakvatten på med påfyllningspumpen. Påfyllning av lakvatten stoppades helt ca 5 min innan provtagning för att undvika att introducera mer PFAS precis innan provtagning. Totalt har det tillsatts ca 2 l av lakvatten under de 60 min som varje försök pågick.



Figur 3-11. Skumfraktionering med bänkskaleutrustning från Envytech /OPEC Systems: vänster – primär fraktionering; höger – sekundär fraktionering av avskilt koncentrat från primär fraktionering.

Första provtagning gjordes efter ca 15 min från nedre ca 1/3-del av kolonnen under pågående process. Andra provtagningen gjordes efter ca 60 min från start av försöket. Det gjordes en s.k. "vattenpuff" med avstängd cirkulation/rening innan provtagning, vilket innebär att man pumpar in rent vatten och försöker ta bort det översta lagret av vatten i kolonnen som (teoretiskt) borde ha haft högre halt av de kortkedjiga PFAS som flyttats närmare toppen men inte följt med skummet. Det har använts 1-2 liter av rent vatten för "vattenpuffen".

För "vattenpuffen" användes rent kranvatten. I fullskaleapplikation kan dock renat vatten återanvändas. Det kommer därför inte medföra hög förbrukning av kranvatten.

Det gjordes även försök med vidare uppkoncentrering av samlat skumvatten (kallas vidare för frak 1) i en mindre skumfraktioneringskolonn. I det här fallet användes även vakuum för att förbättra skumbildning och för att avlägsna det "torra skummet". Det separerade skummet (frak 2) späddes med vatten innan det skickades på analys eftersom volymen var för liten. Sekundär fraktionering gjordes i 15-30 min.

3.3 Värdering av toxiciteten av PFAS och omräkning till PFOS-ekvivalent

I föreliggande rapport redovisas reduktionsgrader för PFOS, PFOA samt PFAS11 när man beskriver och diskuterar effekt av rening. För att ställa kostnader mot nytta med rening passar dock dessa parametrar sämre. Man bör inte exkludera alla andra PFAS förutom PFOS eller PFOA från värderingen. Samtidigt är summering av de 11 mest förekommande PFAS (PFAS11) inte heller representativt eftersom man då skulle likställa ämnen som har bevisad hög toxicitet (som PFOS och PFOA) med de kortare ämnen vars toxiska effekter inte är tillräckligt studerade och som man vet har mycket lägre förmåga att bioackumulera.

Holmquist et al (2020) föreslog en metodik för att bedöma toxiciteten av PFHxA och PFBS utifrån toxiciteten av PFOA och PFOS och halveringstider av dessa ämnen i människoblod. Metodiken grundar sig på antagandet att det inte är halten i vatten som är skadlig utan det är halten i blodet eller vävnader som orsakar negativa effekter på människors hälsa. De ämnen som har hög bioackumulering (PFOS, PFOA, m fl, har halveringstider på några år) utgör därför en högre risk än PFBA som knappt ackumuleras. Metodiken har vidareutvecklats i projektet för att inkludera alla ämnen som ingår i begreppet PFAS11 och räkna om halter av alla 11 PFAS till en ekvivalent halt av PFOS (begreppet PFOSekv används vidare i rapporten). Till exempel har PFBA en halveringstid av 0,086 år (31 d) och PFOS har en halveringstid av 5,4 år. Vid omräkning av PFBA till PFOSekv används omräkningsfaktor 0,016 g PFOSekv/gPFBS (dvs. 0,086 år /5,4 år). Alla omräkningsfaktorer, källor på data som användes för att ta fram omräkningsfaktorer samt motivering till val av halveringstid för de specifika ämnena återfinns i Bilaga C.

Metodiken har dock vissa begränsningar:

- Det antas att 1 ng av PFAS i blodet ger samma effekt oavsett vilket ämne det är. Det kan dock vara så att det är snarare 1 mol av PFAS som ger samma effekt eller att de har lite andra effekter.
- Vissa kortkedjiga PFAS har kort halveringstid i blodet men har hittats i förhöjda halter i lung- och hjärnvävnad.
- Även kortkedjiga PFAS är väldigt persistenta i miljön. Om man inte begränsar utsläpp av kortkedjiga PFAS finns det risk att bakgrundshalter av dem i naturligt vatten kommer fortsätta öka och efter längre tid kan det kroniska intaget av dessa ämnen vara så hög att även halten i blodet och vävnad kan öka till farliga nivåer. Ökning av bakgrundshalten skulle dock vara möjlig endast under längre tidshorisont.
- Studier på djur visar tydliga skillnader mellan människors och djurs förmåga att bioackumulera och halveringstider för PFAS. Generellt är halveringstiden betydligt längre för människor än djur och forskning påvisar skillnader i halveringstider för PFAS

beroende på kön och ålder, med generellt längre halveringstider för män och äldre personer. Fleråriga studier i större populationer beskriver att faktorer som menstruation, föda barn, amning och blodgivning minskar halveringstiderna hos individer (Toms, L. M. L. et al, 2014).

- Det finns endast fåtal studier som beskriver halveringstider för de kortkedjiga PFAS i människor.
- De rapporterade halveringstiderna varierar mellan de olika utförda studierna beroende på urvalet av undersökta personer, undersökningsperioden och bakgrundsbelastning och därför påverkas även omräkningsfaktorer beroende på hur många och vilka studier som inkluderas i beräkningarna.

Metodikerna behöver därför användas med försiktighet tillsammans med medvetenhet om osäkerhetsfaktorer och underlagets begränsningar.

4 Resultat av försök

I detta kapitel presenteras resultat av labb- och pilotskaleförsök som genomfördes både inom projektet och utanför projektet av andra aktörer. Resultat grupperas per reningsteknik så att det är enklare att följa vilka resultat har fått med samma teknik på olika avfallsanläggningar. Först presenteras resultat för försök genomförda inom projektet och sedan en kortare beskrivning av metodik och huvudresultat från andra anläggningar. På de flesta figurerna i detta kapitel presenteras endast resultat för PFOS, PFOA och summa PFAS11 samt för DOC. I Bilaga D presenteras även figurer för alla analyserade PFAS och alla analysresultat i tabellform. Eftersom beräkning av PFOSekv inte är en vedertagen metod presenteras inte omräkning till PFOSekv i detta kapitel utan diskuteras i senare i kapitel i samband med värdering av kostnaderna i kapitel 5.2.

4.1 Inkommande vatten

En sammanställning av medelhalter av PFAS och DOC samt konduktivitet och pH för den perioden när kontinuerliga filterförsök genomfördes på respektive anläggning redovisas i Tabell 2. Konduktivitet och pH var relativt stabila på alla anläggningar under försökens gång förutom för lakvatten på avfallsanläggning D där konduktiviteten varierade kraftigt. Det kan förklaras av mycket mindre utjämningsvolym i anläggningen.

Endast analysresultat från IVL:s labb ligger till grund för medelvärden av PFAS och DOC, inte de interna analyser som vissa avfallsanläggningar gör i andra labb. PFAS-halter i lakvatten från avfallsanläggningar A-D som analyserades inom projektet var lägre än förväntat enligt tidigare analyser (se Tabell 2 i jämförelse med Tabell A-1). Det kan till viss del bero på att vattensammansättning varierar beroende på nederbörd och att resultaten varierar något mellan olika laboratorier som använder något olika reningstekniker.

Inom projektet har några prover av vatten analyserats parallellt i IVL:s labb och på Synlab och det var viss avvikelse mellan resultaten, även om de flesta proverna inte tagits samtidigt. För att utreda skillnad mellan olika labb mer har en jämförelsestudie gjorts inom projektet där ett prov av lakvatten från avfallsanläggningar A-D (totalt 4 prover) skickats på analys till 5 olika labb (inklusive IVL:s labb). Jämförelsestudien visade att resultaten generellt stämde överens mellan labben även om det fanns några värden som var väl utanför angivna säkerhetsmarginalen av

analysmetoden. Överensstämmelsen var sämst för PFBA och 6:2 FTS. Mer utförlig beskrivning av studien och resultaten återfinns i Bilaga B. Studien visar att användning av olika labb för analysen inte kan enskilt förklara den skillnaden mellan förväntade halter och de faktiska halterna i inkommande vatten på de olika anläggningarna.

Tabell 2. Karakterisering av inkommande vatten

	Avfalls- anläggning A	Avfalls- anläggning B	Avfalls- anläggning C	Avfalls- anläggning D
PFOS, ng/l	37	95	18	510
PFOA, ng/l	305	163	204	55
PFAS11, ng/l	1 132	2 059	3 974	3 153
DOC, mg/l	42	29	92	14
Konduktivitet, mS/cm	3,1	2,4	3,7	6,6 (1,2-10,1)
pH	7,8	6,8	8,0	7,7

4.2 Kolonnfilter (GAK och jonbytare)

I detta kapitel beskrivs resultat av försök med olika typer av GAK och jonbytare. Resultat presenteras i form av genombrottskurvor som visar reduktionsgrad av olika PFAS efter rening av viss vattenvolym. Volym vatten är uttryckt som bäddvolym (BV) för att enklare kunna jämföra försök där olika volymer av filtermaterial användes. Antal BV beräknas genom att dela behandlat vattenvolym i l eller m³ med volym av filtermaterial uttryckt i samma enhet.

4.2.1 Avfallsanläggning A

Genombrottskurvor för de två GAK-sorterna och jonbytaren visar att jonbytaren kunde rena ca 10 gånger mer vattnet per liter av material vid ungefär samma reningsgrader (Figur 4-1). Det var ursprungligen planerat att fortsätta försöken fram till att rening av alla undersökta PFAS gått ner till nära 0%. Försöken med jonbytare behövde dock avslutas innan reduktion av PFOS minskat helt för att hinna med försök på de andra referensanläggningarna. De kontinuerliga försöken planerades pågå 8 veckor men förlängdes till 7 månader av kontinuerlig drift. Ytterligare en förlängning var inte möjlig.

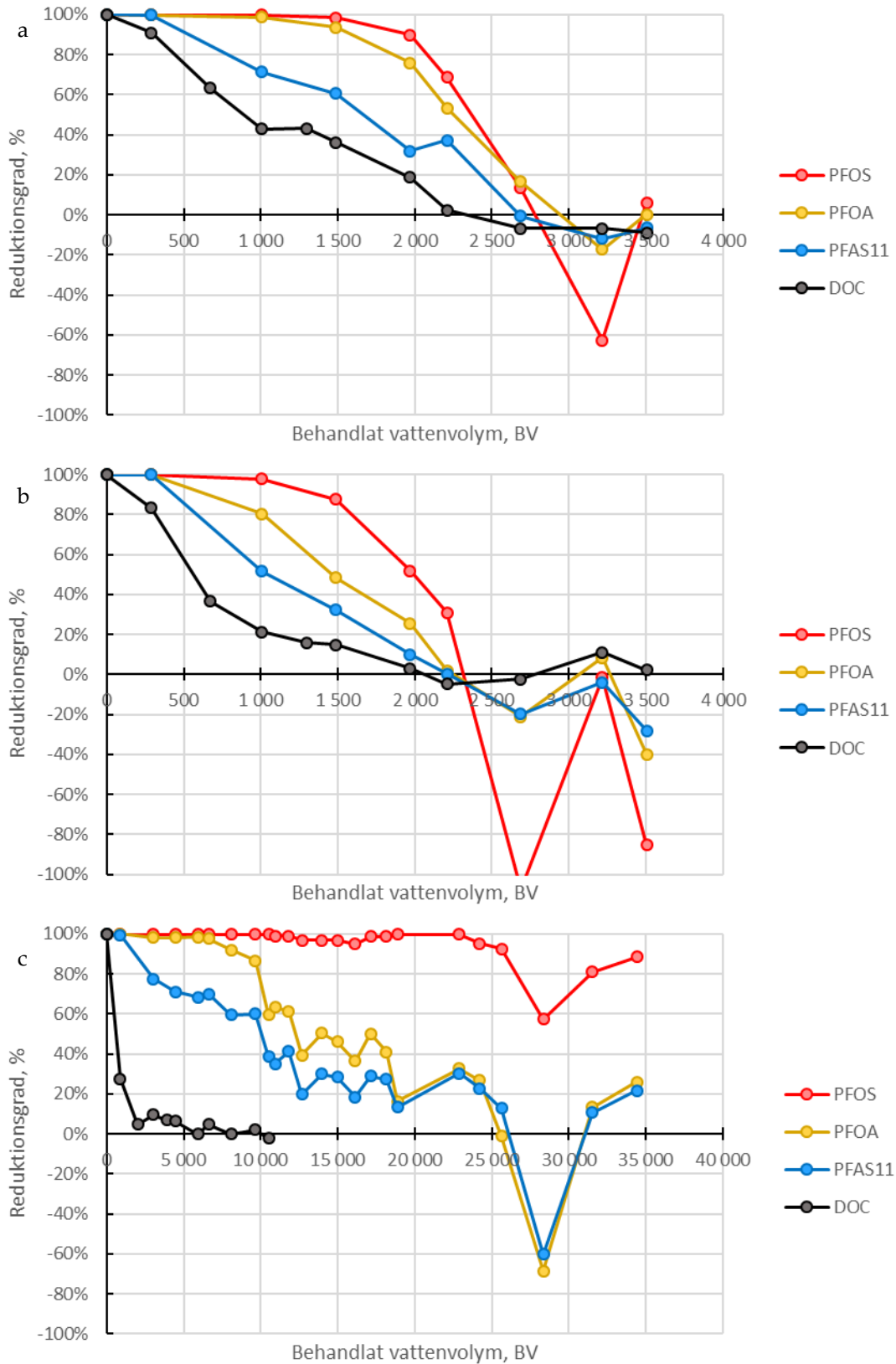
Som förväntat, skedde genombrott av olika PFAS och DOC efter rening av olika volymer av vatten: rening av PFOS fungerade fortfarande bra halvvägs i försöken med alla material medan PFOA och speciellt de kortare PFAS återfanns redan i renat lakvatten i betydligt högre halter (Figur 4-1). Alla genombrottskurvor återfinns i Bilaga D. Det är dock lättare att få en överblick över reduktion av alla PFAS och DOC från Tabell 3 där automatisk färgmarkering tillämpas. Det är värt att notera att redovisade värden i tabellen visar vid vilken provtagning reduktionen var lägre än 20% och inte vid vilken exakt volym av vatten reduktionsgraden minskade till 20%. Som exempel var reduktion av PFBA med Filtrasorb 400 och GPP-20 nära 100% vid 290 BV av behandlat vatten och vid 1 010 BV var reduktionen redan negativ (högre halter ut än in). Det senare värdet används i tabellen men reduktionen kunde ha minskat till <20% mycket tidigare.

Tabell 3. Behandlad vattenvolym (i BV) som ger minskning av reduktionsgraden till <20% i försök på avfallsanläggning B. Automatisk färgmarkering tillämpas där grön = högsta värdet, gul = medelvärde och röd = lägsta värdet.

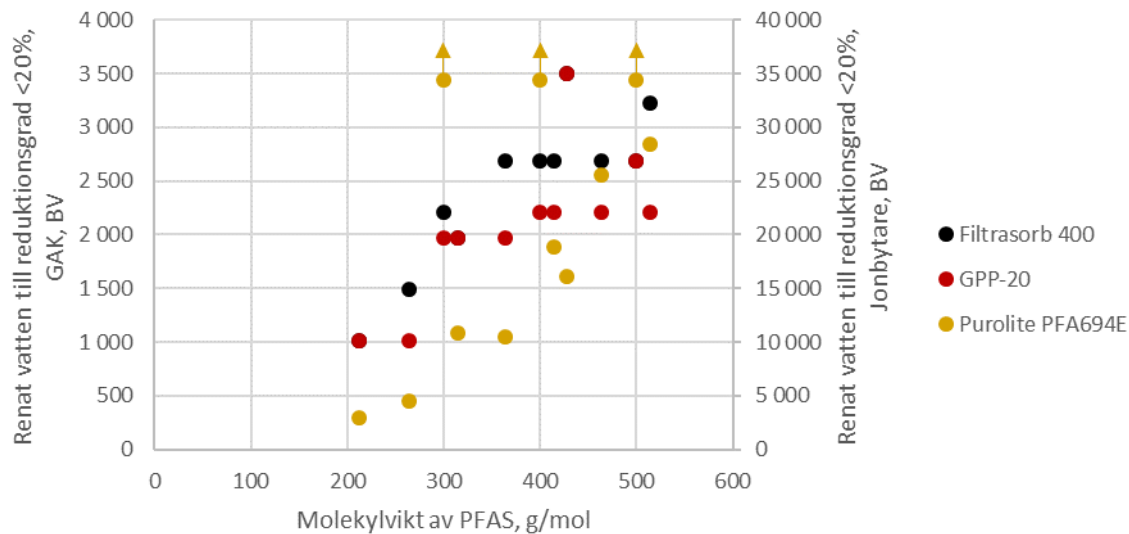
	DOC	PFBA	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFBS	PFHxS	PFOS	6:2 FTS	PFAS11
Filtrisorb 400	1 970	1 010	1 490	1 970	2 690	2 690	2 690	3 220	2 210	2 690	2 690	3 500	2 690
GPP-20	1 300	1 010	1 010	1 970	1 970	2 210	2 210	2 210	1 970	2 210	2 690	3 500	1 970
Purolite PFA694E	2 000	3 000	4 500	10 900	10 500	18 900	25 600	28 400	>34 400	>34 400	>34 400	16 100	16 100

Det är tydligt från resultat i Tabell 3 att effektivitet av reningen som regel är högre för större PFAS. För båda GAK-sorter kan ett linjärt samband mellan data i Tabell 1 och molekylvikt av de specifika PFAS observeras (Figur 4-2). För Purolite kan ett liknande samband ses förutom för avskiljning av PFBS, PFHxS och PFOS, som fungerar bättre än vad som skulle förväntats av ett linjärt samband. Dessa tre ämnen tillhör gruppen perfluorerade sulfonsyror (PFSA), vilket betyder att den fluorerade kolkedjan avslutas med sulfonsyrgruppen (-SO₂OH). De flesta andra analyserade PFAS tillhör gruppen perfluorerade alkylsyror (PFCA), vilket betyder att kolkedjan avslutas med karboxylgrupp (-COOH). 6:2 FTS avslutas också med sulfonsyrgrupp men tillhör gruppen fluorotelomer sulfonater. Att PFSA betar sig annorlunda från PFCA har även rapporterats tidigare av bl.a. Franke et al. (2019a) och Franke et al (2019b) i försök med GAK, jonbytare och ozonering.

Korrelation mot längd av kolkedja eller längd av fluorerad kolkedja ger liknande men sämre korrelation för alla material. Det är även intressant att de flesta PFAS reduceras bättre än DOC. De två testade sorterna av kol ger liknande reduktion av PFOS men Filtrasorb 400 är bättre på att avskilja andra PFAS än GPP-20.



Figur 4-1. Genombrott av PFAS och DOC i kolonnförsök på avfallsanläggning A: a – Filtrisorb 400; b – GPP-20; c – Purolite PFA694E

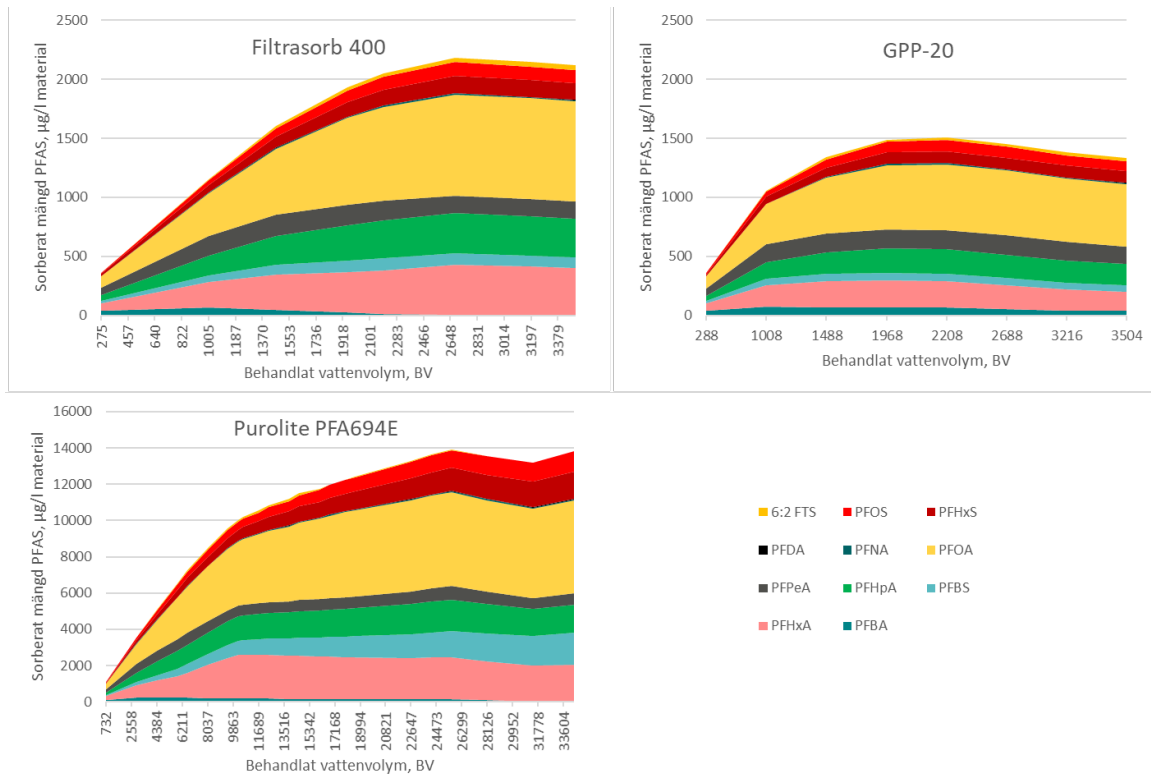


Figur 4-2. Samband mellan storlek av PFAS-molekyl och volym av vatten som ger minskning av reduktionsgrad till <20% i försök vid avfallsanläggning A. Observera att för PFBS, PFHxS och PFOS har behandlad volym i jonbytare använts; reduktionsgraden minskade inte under 20%.

För vissa ämnen kunde en negativ reduktion observeras efter att kapaciteten av materialen var förbrukad. Det kunde till viss del förklarats av osäkerheten av analysmetoden men den viktigaste bidragande orsak till detta är desorption från materialen. Som förklarats tidigare är sorption en dubbelriktad process – systemet strävar till att nå jämviktsförhållanden mellan halten i vatten och i material. Om materialet helt förbrukar sin kapacitet och halten i inkommande vatten minskar skulle det teoretiskt leda till att ämnet sorberas ut ur materialet och utgående halt blir högre än inkommande. Samma gäller även innehåll av andra komponenter i vatten som påverkar jämvikten. Om ett material är mer selektivt för ett specifikt ämne än det som finns sorberat på materialet kommer materialet släppa det sorberade ämnet och ta upp det andra, vilket också ger en negativ reduktionsgrad. Det finns inte mycket forskning på läckage av sorberade PFAS från GAK/jonbytare. Det finns två möjliga teorier om mekanismen för desorptionen: (1) När alla sorptionsplatser är upptagna av en blandning av PFAS kommer vidare belastning med förorenat vatten leda till att de PFAS som materialet är mer selektivt mot (exempelvis PFOS) tränga ut de mindre PFAS (exempelvis PFBA, PFPeA); (2) sorptionsjämvikten för de olika PFAS påverkas av halter av andra ämnen som tränger ut sorberade PFAS från materialet.

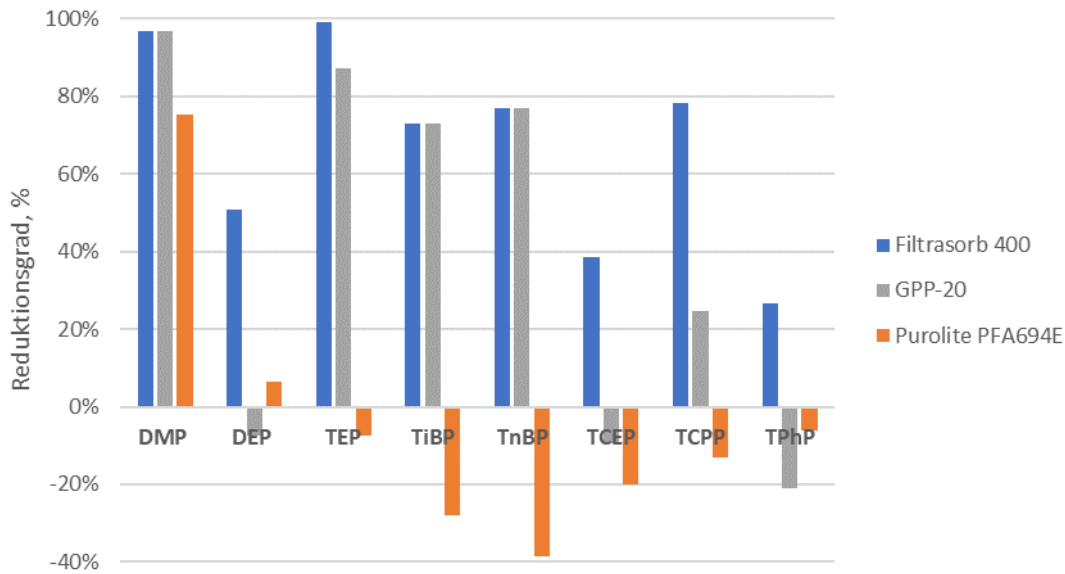
För att bättre förstå mekanismen kan man titta på utveckling av total sorberad mängd av PFAS på de tre materialen (Figur 4-3). Det är tydligt från figurerna att desorption av de flesta PFAS är mycket begränsad. Endast PFBA och till viss mån PFHxA desorberas från materialen i stor omfattning. De andra PFAS sorberas till någon maximal sorptionskapacitet är nått och sedan förblir sorberade mängden oförändrad. Att total sorberad mängd PFAS sjunker efter rening av ca 2000 BV för GPP-20 tyder också på att det är andra ämnen och inte PFAS som orsakar desorptionen.

Figurerna visar även vikten av rätt strategi för byte av filtermaterial. Om ett mål för reduktion av PFOS och PFOA med minst 80% tillämpades och man bytte material när reduktion av PFOS eller PFOA understeg 80% skulle man behöva byta jonbytare efter ca 10 000 BV (se Figur 4-1c). Materialet skulle då ha sorberat ca 10 mg/l material av PFAS. Om man använder två kolonner i serie i stället kan man belasta materialet med mer än 20 000 BV och öka sorberad mängd på materialet till ca 13 mg/l.



Figur 4-3. Sorberat mängd PFAS på tre material vid försök på avfallsanläggning A.

Förutom regelbundna PFAS och DOC analyser har det även gjorts en kampanj där andra miljögifter analyserades. Dessa prover togs den 17:e juni 2019. Vid den tidpunkten hade GAK-filtren behandlat ca 1 500 BV vatten och jonbytarfiltret behandlat 4 460 BV vatten. De flesta organiska föroreningar (4-tertiär-oktylfenol, 4-iso-nonylfenol, 15 olika PAH och 7 olika PBDE) var redan under detektionsnivån i inkommande vatten. För de ftalater och organofosfater som låg över detektionsgränsen var reduktionsgraden mycket bättre med GAK än jonbytaren (Figur 4-4). Även reduktion av metaller var bättre i GAK-filtren (Tabell 4). Proverna togs när kapaciteten av GAK nästan var förbrukad och jonbytaren hade mycket av sin kapacitet för sorption av PFAS kvar. Dessa resultat visar att om inte bara rening från PFAS utan även andra föroreningar behövs kan GAK vara ett mer intressant alternativ än jonbytare. Det är dock värt att notera att halterna av ftalater och organofosfater samt de metaller som avskildes med GAK redan var väldigt låga så i fallet med avfallsanläggning A är det ingen fördel med användning av GAK. Trots att halten nickel var hög i inkommande vatten så avskildes det inte med GAK.



Figur 4-4. Reduktionsgrad av ftalater och organofosfater med GAK och jonbytare.

Tabell 4. Halter av metaller i inkommande lakvatten och renat med GAK och jonbytare.

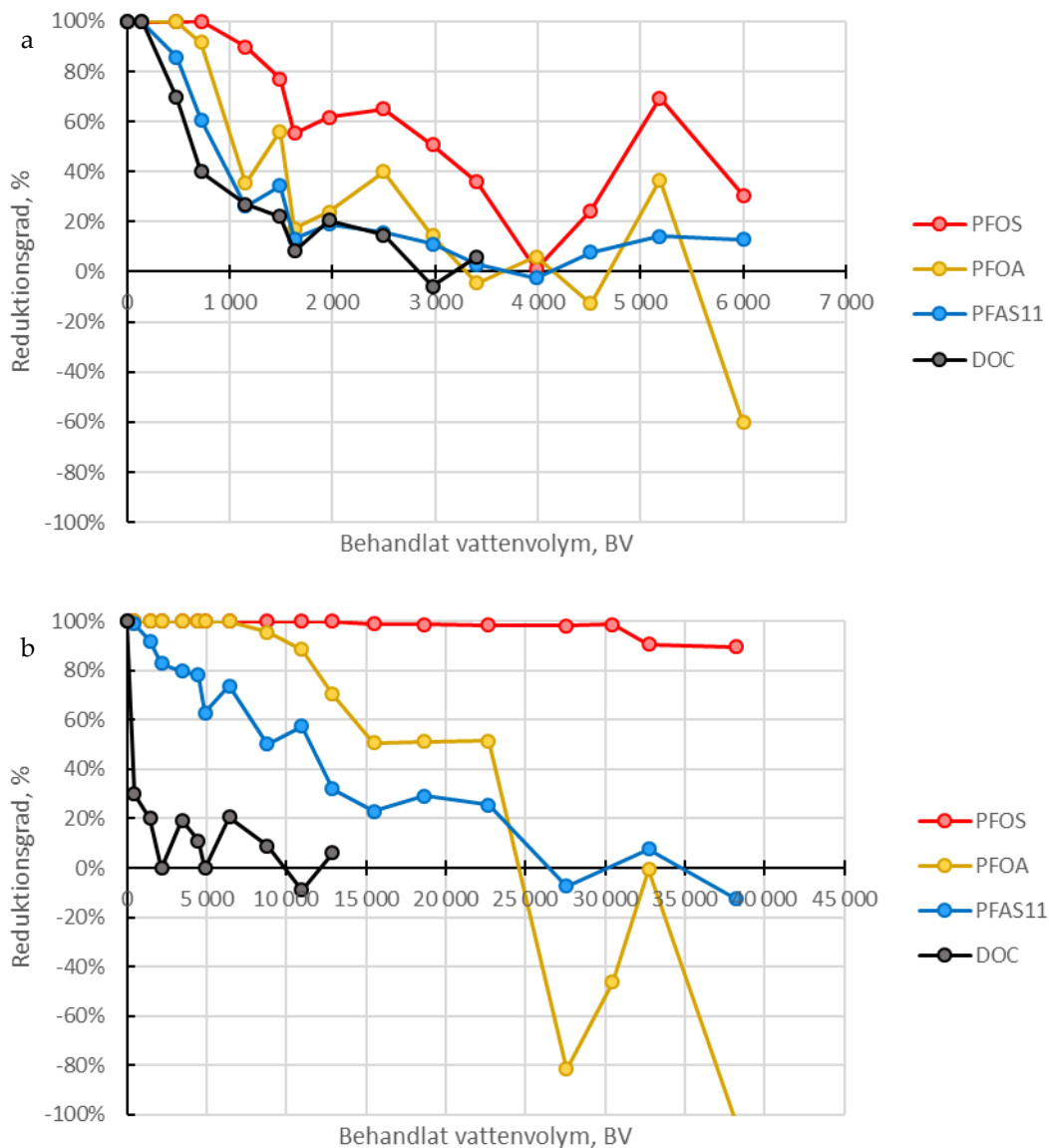
	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	As	Cd	Pb
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Inkommande	3,5	200	15	130	14	70	1,2	0,16	0,17
Filtrasorb 400	2,7	170	16	110	4,3	36	0,72	0,10	<0,06
GPP-20	3,0	180	15	130	8,4	59	0,81	0,089	<0,06
Purolite PFA694E	3,1	180	15	130	14	110	0,79	0,17	0,26

4.2.2 Avfallsanläggning B

Genombrottskurvor för GAK och jonbytare vid försök på avfallsanläggning B visade liknande samband som försök på avfallsanläggning A (Figur 4-5). Genombrott av PFAS från kolonnen med jonbytare skedde efter rening av mycket större volym av vatten jämfört med kolonnen med GAK. Genombrott av PFOS från GAK startade ungefär efter rening av samma volym av lakvatten som i försök med lakvatten från avfallsanläggning A (ca 1 500 BV) men avskiljningen avtog mindre skarpt och nådde 0% efter ca 4 000 BV (ca 2 000 BV i försök med avfallsanläggning A, se Figur 4-1). Reduktionsgrader för GAK-filtret varierade kraftigt efter ca 3500 BV, vilket är svårt att förklara. Orsaken kan vara varierande vattensammansättning eller kortslutning av vattenflödet i GAK-kolonnen. Även reduktionsgrader med jonbytare var överlag lite bättre än motsvarande reduktion i försök vid avfallsanläggning A. Skillnaden var dock inte lika stor som för GAK. Den bättre reningen i försök vid avfallsanläggning B trots högre inkommande PFAS-halter kan troligtvis förklaras av en lägre DOC-halt i inkommande vatten, jämfört med lakvatten från avfallsanläggning A. Skillnader i resultat mellan olika lakvatten diskuteras mer i kapitel 4.2.9.

Det var ursprungligen planerat att fortsätta försöken fram till att rening av alla undersökta PFAS gått ner till nära 0%. Försöken med jonbytare behövde dock avslutas innan reduktion av PFOS minskat för att hinna med försök på andra referensanläggningar. De kontinuerliga försöken planerades pågå 8 veckor men förlängdes till 5 månader av kontinuerlig drift och förlängning ännu mer inte var möjlig.

Genombrottet av olika PFAS och DOC skedde efter rening av olika volymer av vatten: genombrott av DOC var snabbast följt av genombrott av PFAS11, PFOA och PFOS (Figur 4-5). Alla genombrottskurvor återfinns i Bilaga D. Det är dock lättare att få en överblick över reduktion av alla PFAS och DOC från Tabell 5 där automatisk färgmarkering tillämpas.



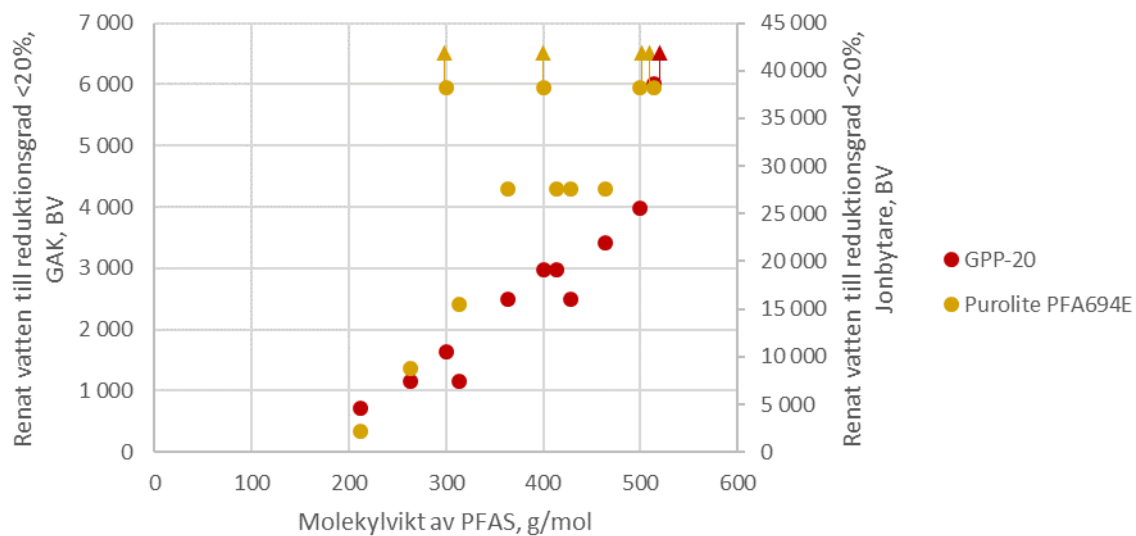
Figur 4-5. Genombrott av PFAS och DOC i kolonnförsök på avfallsanläggning B: a –GPP-20; b–Purolite PFA694E

Det är tydligt från resultat i Tabell 5 att effektivitet av reningen som regel är högre för större PFAS. För GAK kan ett linjärt samband mellan data i Tabell 1 och molekylvikt av de specifika PFAS observeras (Figur 4-6). För Purolite kan ett liknande dock svagare samband ses för PFCA. Halten

PFDA var nära eller under detektionsgräns även i inkommande lakvatten vilket förklarar att den inte ligger på samma linje som andra PFCA. Även här är avskiljning av PFSA bättre än PFCA för jonbytaren.

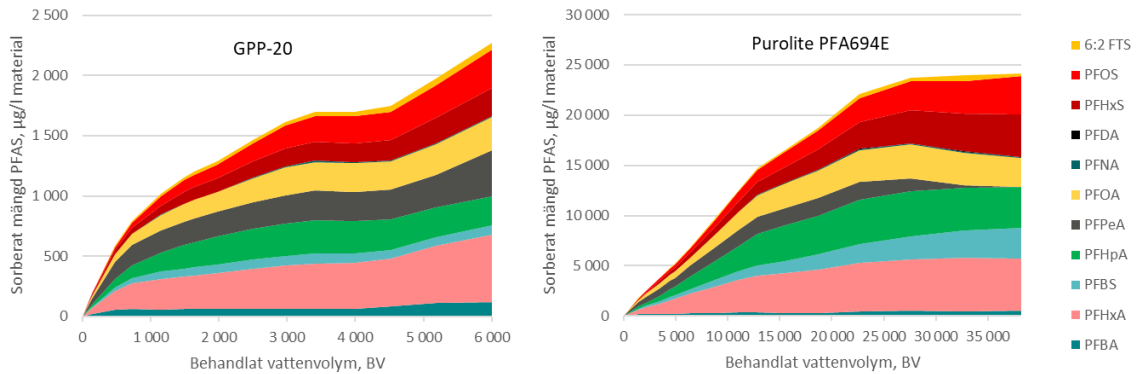
Tabell 5. Behandlad vattenvolym (i BV) som ger minskning av reduktionsgraden till <20% i försök på avfallsanläggning B. Automatisk färgmarkering tillämpas där grön = högsta värdet, gul = medelvärde och röd = lägsta värdet.

	DOC	PFBA	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFBS	PFHxS	PFOS	6:2 FTS	PFAS11
GPP-20	1 630	720	1 150	1 150	2 500	2 980	3 410	>6 000	1 630	2 980	3 980	2 500	1 630
Purolite PFA694E	2 200	2 200	8 800	15 500	27 600	27 600	27 600	>38 200	>38 200	>38 200	>38 200	8 800	27 600



Figur 4-6. Samband mellan storlek av PFAS-molekyl och volym av vatten som ger minskning av reduktionsgrad till <20% i försök vid avfallsanläggning B. Observera att för PFBS, PFHxS, PFOS och PFDA har behandlad volym i jonbytaren använts; reduktionsgraden minskade inte under 20%.

Liksom i försök vid avfallsanläggning A kunde en negativ reduktion observeras för vissa ämnen efter att kapaciteten av materialen var förbrukad. För att bättre förstå mekanismen kan man titta på utveckling av total sorberad mängd av PFAS på de två materialen (Figur 4-7). Det är tydligt från figurerna att desorption av de flesta PFAS är mycket begränsad. Endast PFPeA och till viss mån PFHpA desorberas från jonbytaren respektive GAK i stor omfattning. Total sorberad mängd PFAS för jonbytaren stabiliserade efter ca 27 000 BV men steg fortfarande för GAK trots att sorption av de flesta PFAS var låg eller negativ. Sorberad mängd PFAS för materialen är högre än i försök på avfallsanläggning A, vilket kan förklaras av en lägre DOC-halt och en högre PFAS-halt i inkommande vatten.

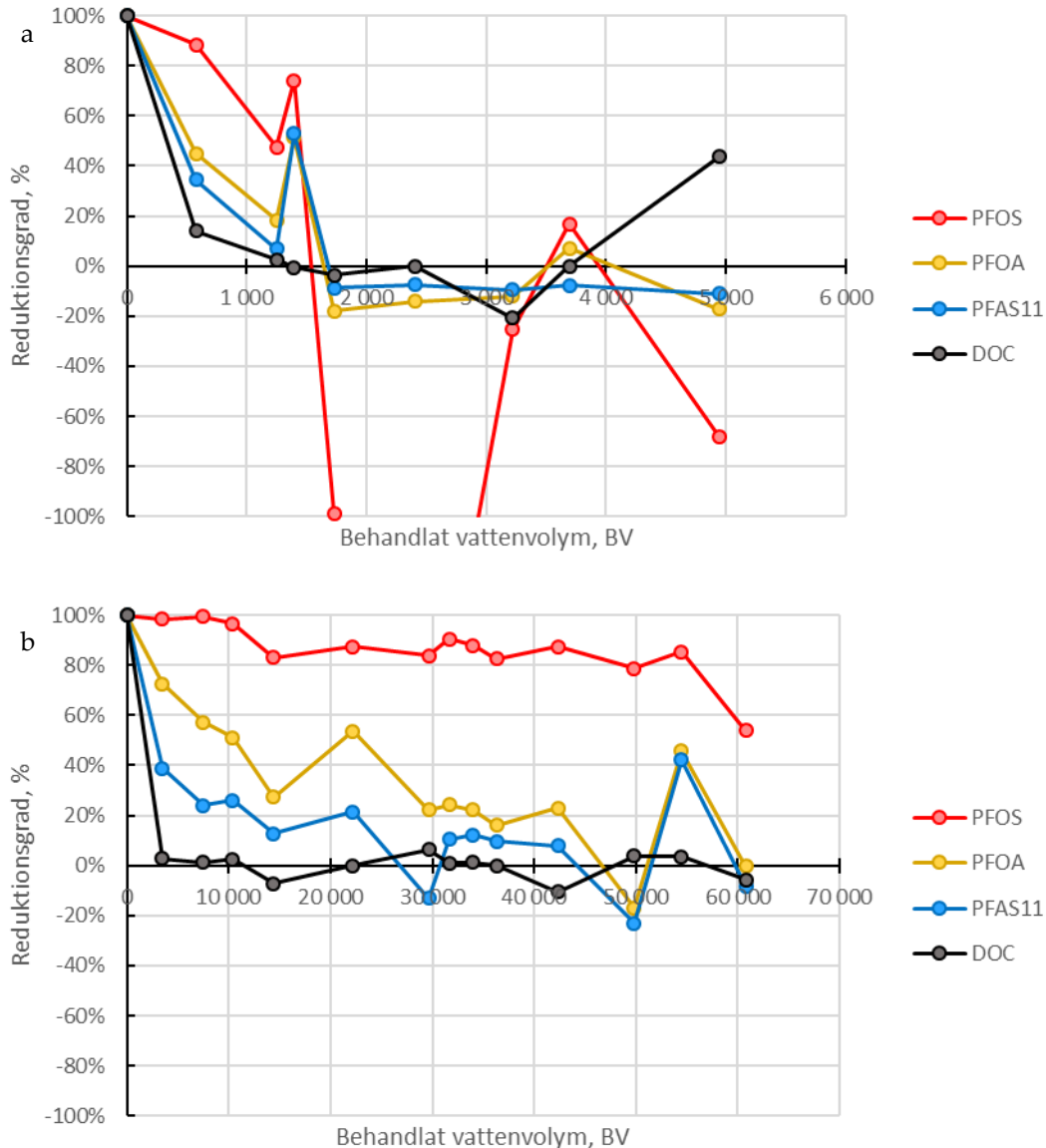


Figur 4-7. Sorberad mängd PFAS på två material vid försök på avfallsanläggning B.

4.2.3 Avfallsanläggning C

Genombrottskurvor för GAK och jonbytaren vid försök på avfallsanläggning C visade liknande samband som försök på avfallsanläggningar A och B (Figur 4-8). Genombrott av PFAS från kolonnen med jonbytare skedde efter rening av mycket större volym av vatten jämfört med kolonnen med GAK. Genombrott av PFOS från GAK startade direkt från första provet och det blev en negativ reduktion av PFOS redan efter 1 700 BV. Reduktionsgraden vid avfallsanläggning C var således mycket sämre än i försök vid avfallsanläggningar A och B. Även reduktionsgrader med jonbytaren var överlag lite sämre än motsvarande reduktion i försök vid avfallsanläggningar A och B. Skillnaden var dock inte lika stor som för GAK. Den sämre reningen i försök vid avfallsanläggning B trots högre PFAS-halter kan förklaras av mycket högre DOC-halt i inkommande vatten (ca 2 ggr högre halt än på avfallsanläggning A och ca 3 ggr högre än på avfallsanläggning B) och även att inkommande PFOS-halt var låg, både i jämförelse med PFOS-halter på avfallsanläggningar A och B och i jämförelse med PFAS11-halt på avfallsanläggning C. Skillnader i resultat mellan olika lakvatten diskuteras mer i kapitel 4.2.9.

Det var ursprungligen planerat att fortsätta försöken fram till att rening av alla undersökta PFAS går ner till nära 0%. Försöken med jonbytare behövde dock avslutas innan reduktion av PFOS minskat helt för att hinna med försök på de andra referensanläggningarna. De kontinuerliga försöken planerades pågå 8 veckor men förlängdes till 7 månader av kontinuerlig drift. Ytterligare förlängning var inte möjlig.



Figur 4-8. Genombrott av PFAS och DOC i kolonnförsök på avfallsanläggning C: a –GPP-20; b– Purolite PFA694E

Genombrottet av olika PFAS och DOC skedde efter rening av olika volymer av vatten: genombrott av DOC var snabbast följt av genombrott av PFAS11, PFOA och PFOS (Figur 4-8). Alla genombrottskurvor återfinns i Bilaga D. Det är dock lättare att få en överblick över reduktion av alla PFAS och DOC från Tabell 6 där automatisk färgmarkering tillämpas.

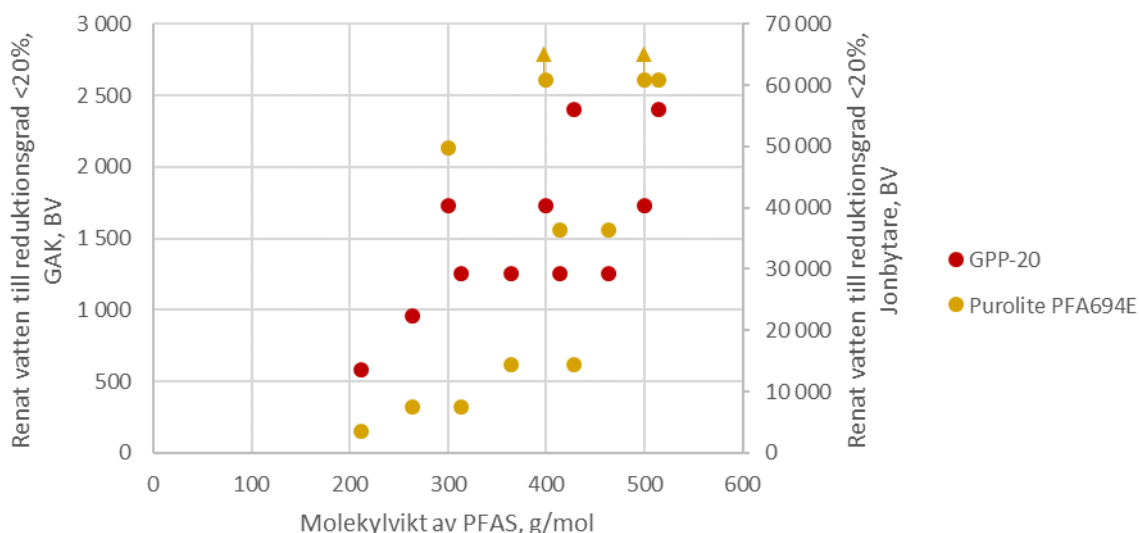
Det är tydligt från resultat i Tabell 6 att effektivitet av reningen som regel är högre för större PFAS. För GAK kan det ses samband mellan data i Tabell 1 och molekylvikt av de specifika PFAS, dock är korrelationen inte så bra som för försök på andra avfallsanläggningar (Figur 4-9). För Purolite kan ett liknande dock svagare samband ses för PFCA. PFSA avskildes bättre än PFCA med jonbytaren.

Samma som i försök vid andra avfallsanläggningar kunde en negativ reduktion observeras för vissa ämnen efter att kapaciteten av materialen var förbrukad. För att bättre förstå mekanismen kan man titta på utveckling av total sorberad mängd av PFAS på de två materialen (Figur 4-9). Det är tydligt från figuren att desorption av PFAS är mycket högre i försök med GAK än i motsvarande försök på andra avfallsanläggningar. All PFHpA och en stor del av PFBS, PFHxS och PFBA

sorberas bort från kolet efter att den maximala sorptionskapaciteten har nåtts. Man kan se tydligt att total sorberad mängd PFAS11 minskar efter ca 1 700 BV. Dessa resultat tyder på att desorption av PFAS från kol orsakas mest av andra organiska ämnen som finns i vattnet och inte att de större PFAS tränger ut de mindre från kolet. Dessa resultat visar åter igen vikten av bra uppföljning av reningsgrad i kolfilteranläggning för att garantera bästa reningsresultat med lägsta reningskostnad.

Tabell 6. Behandlad vattenvolym (i BV) som ger minskning av reduktionsgraden till <20% i försök på avfallsanläggning C. Automatisk färgmarkering tillämpas där grön = högsta värdet, gul = medelvärde och röd = lägsta värdet.

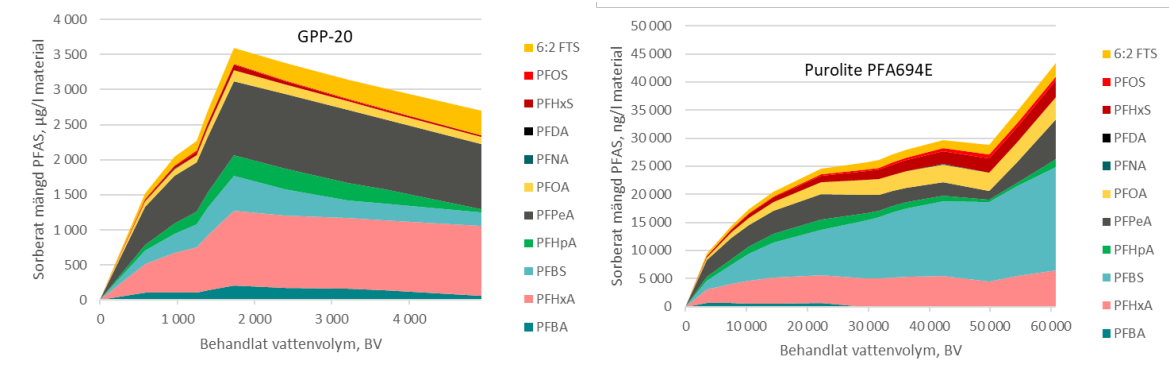
	DOC	PFBA	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFBS	PFHxS	PFOS	6:2 FTS	PFAS11
GPP-20	580	580	960	1 250	1 250	1 250	1 250	2 400	1 730	1 730	1 730	2 400	1 250
Purolite PFA694E	3 500	3 500	7 500	7 500	14 400	36 300	36 300	>60 800	49 800	>60 800	>60 800	14 400	14 400



Figur 4-9. Samband mellan storlek av PFAS-molekyl och volym av vatten som ger minskning av reduktionsgrad till <20% i försök vid avfallsanläggning C. Observera att för PFHxS, PFOS och PFDA har behandlad volym i jonbytare använts; reduktionsgraden minskade inte under 20%.

Total sorberad mängd PFAS för jonbytare steg fortfarande när försöken avslutades. GAK har sorberat maximalt mängd PFAS vid behandling av ca 1 400 BV vatten. Vidare pumpning av vatten fram till ca 5 000 BV ledde till desorption av det mesta av PFHPa och en stor del av PFBS och PFBA.

Trots att DOC-halten i inkommande vatten är högre på avfallsanläggning C och reduktion av PFAS aldrig var acceptabelt hög i något av analyserade prover har GPP-20 sorberat 60% - 140% mer PFAS per gram av kol än i motsvarande försök på avfallsanläggning A och B. Det kan förklaras av att inkommande halt PFAS11 också är 3,4 ggr respektive 2,1 ggr högre. Högre inkommande halt ger enligt sorptionsteorin också högre sorptionskapacitet (se kapitel 3.2.1).

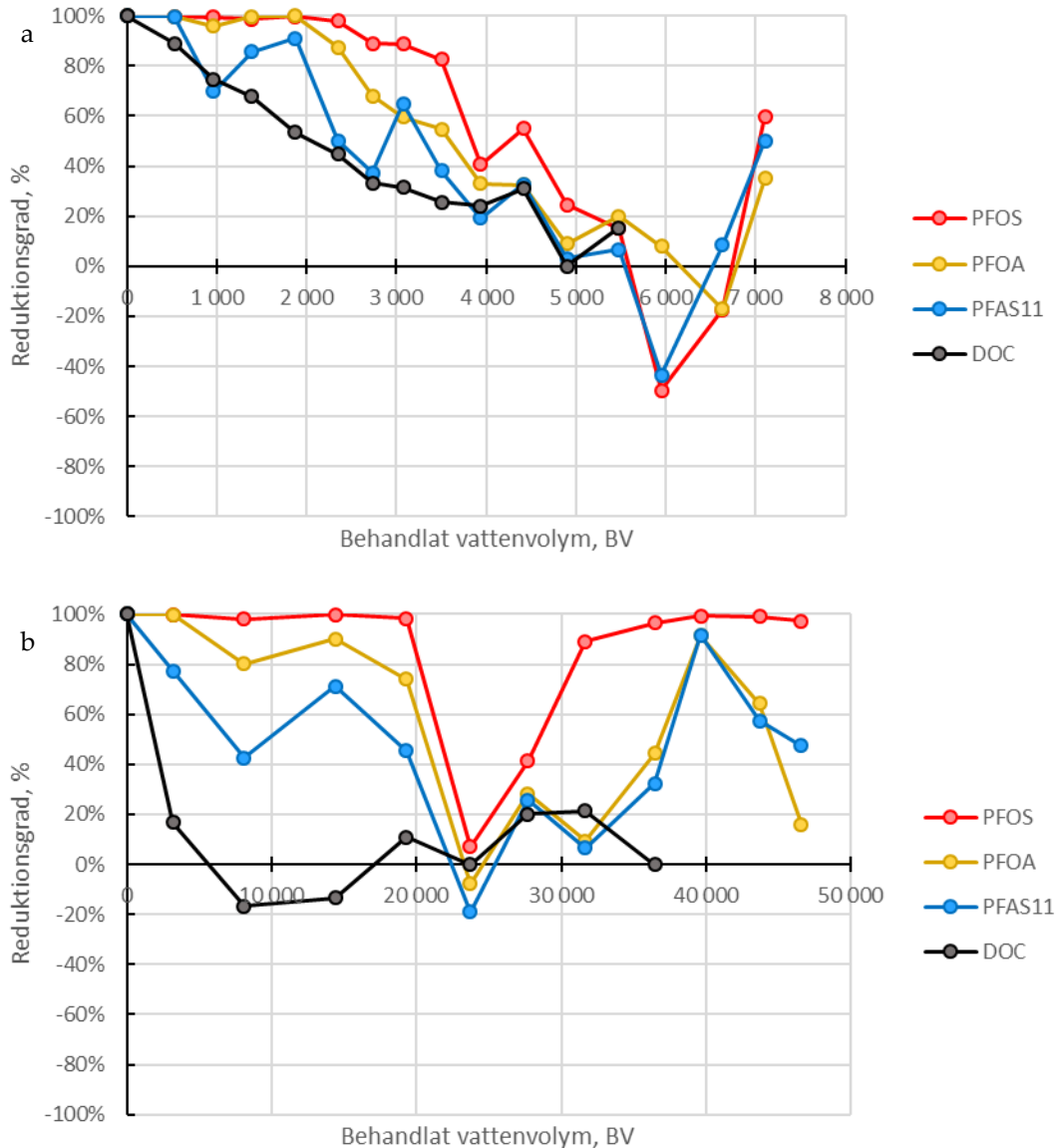


Figur 4-10. Sorberat mängd PFAS på två material vid försök på avfallsanläggning C.

4.2.4 Avfallsanläggning D

Lakvatten från avfallsanläggning D hade, till skillnad från andra typer av lakvatten som testades inom projektet, väldigt låg halt av DOC (11-18 mg/l). Vattnet innehåller nästan ingen BOD och behandlas därför inte heller biologiskt på avfallsanläggningen utan genomgår i dagsläget endast kemisk rening genom fällning. Genombrott av PFAS från kolonnen med GAK skedde därför senare än för andra vatten (Figur 4-11). Reduktion av PFOS var högre än 80% fram till rening av ca 3 500 BV medan endast 1 000-1 500 BV av vatten kunde renas med reduktionsgraden >80% på de andra avfallsanläggningarna. Reduktionsgrader med jonbytaren var ungefär samma som för lakvatten för de andra anläggningarna, vilket igen bekräftar att jonbytaren påverkas mindre av DOC-halten än GAK. Det observerats en stor dipp i reningseffektiviteten vid ca 24 000 BV. Vid den tidpunkten spolades bort ca 35% av jonbytare från kolonnen (detta diskuteras mer i kapitel 4.2.10) men flödet justerades inte vilket ledde till för kort kontakttid. Efter att flödet justerades återhämtades avskiljningsgraden. Skillnader i resultat mellan olika lakvatten diskuteras mer i kapitel 4.2.9.

Det var ursprungligen planerat att fortsätta försöken fram till att rening av alla undersökta PFAS går ner till nära 0%. Försöken med jonbytare behövde dock avslutas innan reduktion av PFOS minskat helt för att hinna med försök på de andra referensanläggningarna. De kontinuerliga försöken planerades pågå 8 veckor men förlängdes till 4,5 månader av kontinuerlig drift. Ytterligare förlängning var inte möjlig.



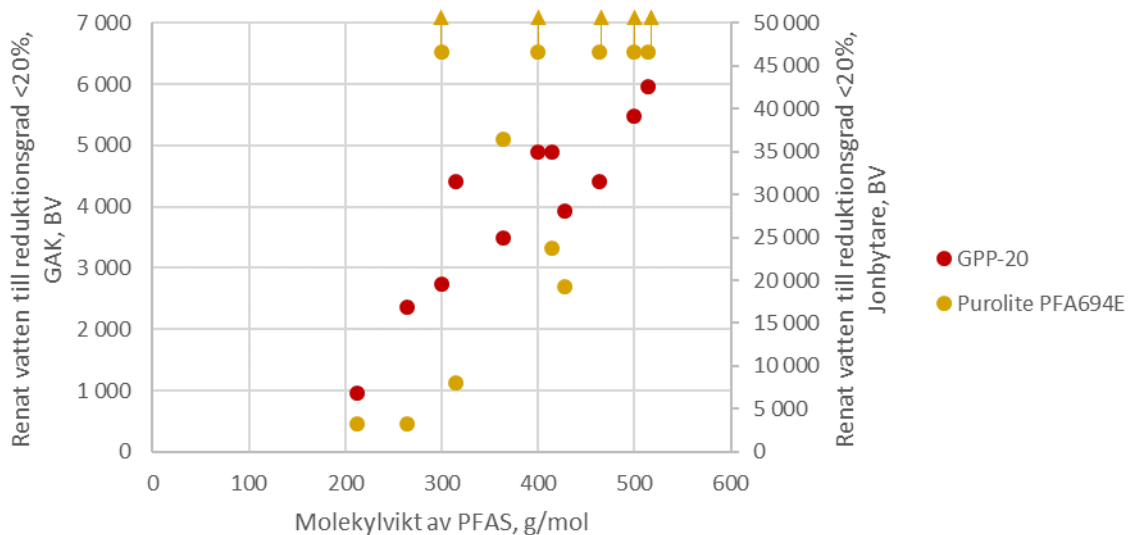
Figur 4-11. Genombrott av PFAS och DOC i kolonnförsök på avfallsanläggning D: a –GPP-20; b– Purolite PFA694E

Genombrottet av olika PFAS och DOC skedde efter rening av olika volymer av vatten: genombrott av DOC var snabbast följt av genombrott av PFAS11, PFOA och PFOS (Figur 4-11). Alla genombrottskurvor återfinns i Bilaga D. Det är dock lättare att få en överblick över reduktion av alla PFAS och DOC från Tabell 7 där automatisk färgmarkering tillämpas.

Det är tydligt från resultat i Tabell 7 att effektivitet av reningen som regel är högre för större PFAS. För GAK kan det ses ett bra samband mellan data i Tabell 1 och molekylvikt av de specifika PFAS (Figur 4-9). För Purolite kan ett liknande dock svagare samband ses för PFCA. Även här är avskiljning av PFSA bättre än PFCA för jonbytare.

Tabell 7. Behandlad vattenvolym (i BV) som ger minskning av reduktionsgraden till <20% i försök på avfallsanläggning C. Automatisk färgmarkering tillämpas där grön = högsta värdet, gul = medelvärde och röd = lägsta värdet.

	DOC	PFBA	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFBS	PFHxS	PFOS	6:2 FTS	PFAS11
GPP-20	4 900	960	2 350	4 420	3 500	4 900	4 420	5 950	2 740	4 900	5 470	3 940	3 940
Purolite PFA694E	8 100	3 200	3 200	8 100	36 400	23 700	>46 600	>46 600	>46 600	>46 600	>46 600	19 300	23 700

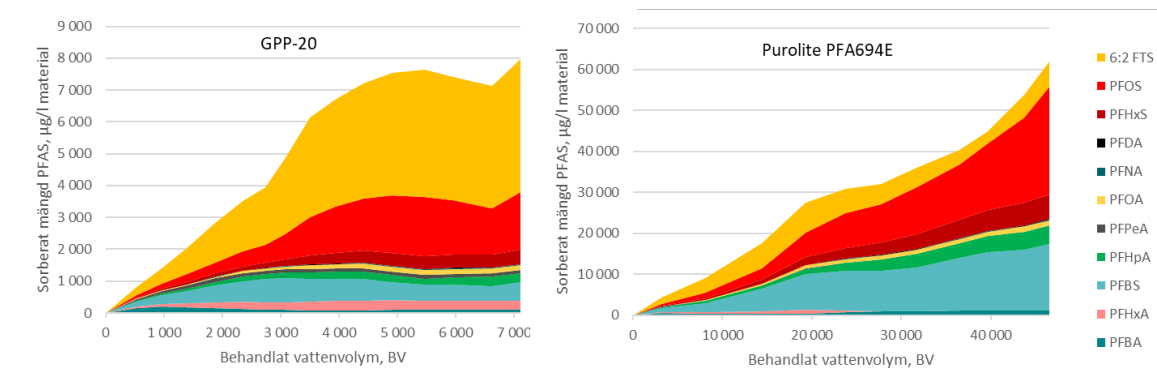


Figur 4-12. Samband mellan storlek av PFAS-molekyl och volym av vatten som ger minskning av reduktionsgrad till <20% i försök vid avfallsanläggning D. Observera att för PFBS, PFHxS, PFOS, PFNA och PFDA har behandlad volym i jonbytaren använts; reduktionsgraden minskade inte under 20%, förutom för ett prov vid ca 24 000 BV.

Precis som i försök vid andra avfallsanläggningar kunde en negativ reduktion observeras för vissa ämnen efter att kapaciteten av materialen var förbrukad. För att bättre förstå mekanismen kan man titta på utveckling av total sorberad mängd av PFAS på de två materialen (Figur 4-13). Man kan se tydlig desorption av PFBA och PFBS från GAK men för alla andra PFAS är desorption begränsad. För jonbytaren var desorption störst för de korta ämnen som avskildes sämst: PFBA, PFHxA, PFPeA.

Total sorberad mängd stabiliserade sig för GAK, vilket bekräftar att kapaciteten var helt förbrukat när försöken avslutades. Total sorberad mängd ökade fortfarande för jonbytaren vilket indikerar att det var fortfarande mycket kapacitet kvar när försöken avslutades.

Total sorberad mängd PFAS med GAK och jonbytaren var högst just i försök med vatten från avfallsanläggning D. Det kan förklaras av låga DOC-halter som påverkar sorptionskapaciteten positivt och att det vattnet har en hög andel av större PFAS: 63% av PFAS11-halten utgörs av PFAS som är större än 400 g/mol medan för de andra tre lakvatten som ingick i projektet var motsvarande andel 15-36%.

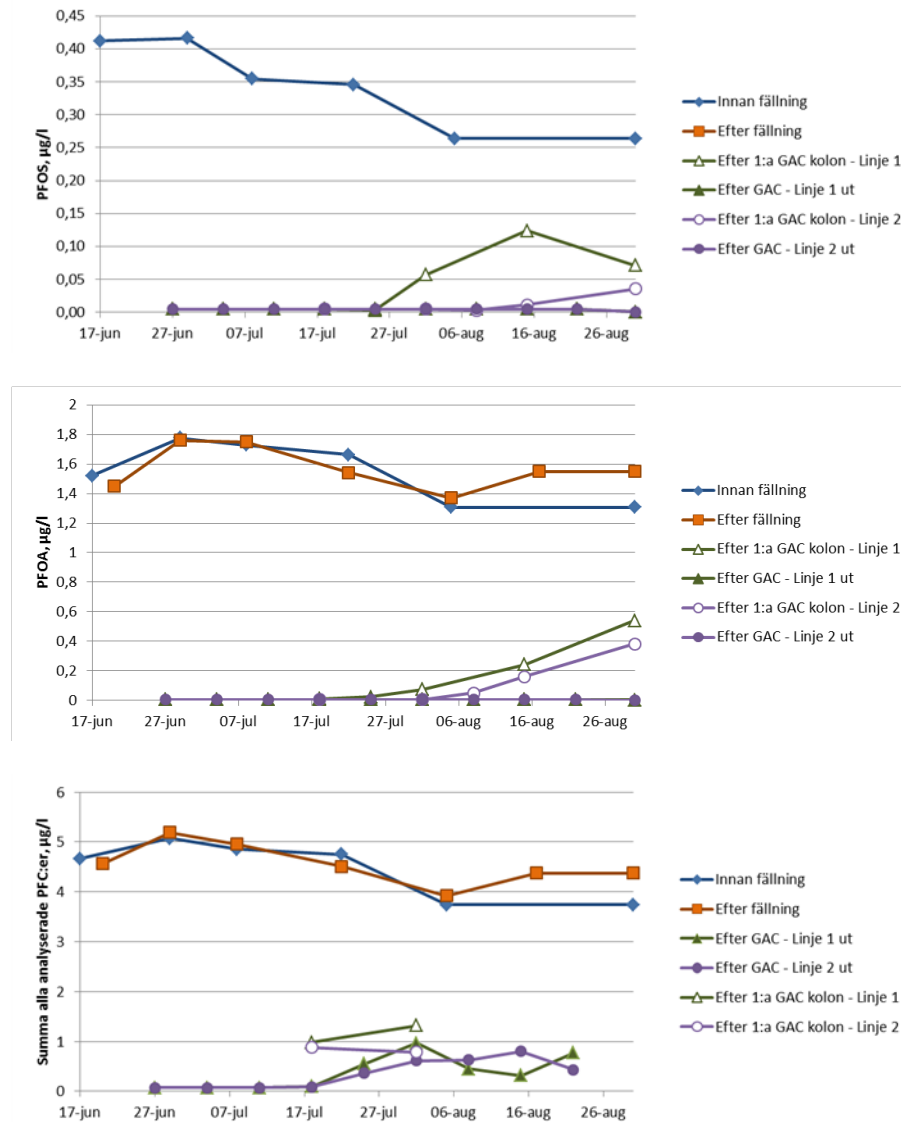


Figur 4-13. Sorberad mängd PFAS på två material vid försök på avfallsanläggning D.

4.2.5 Avfallsanläggning E

Försök med lakvatten från anläggning E gjordes under 2016 i två parallella linjer där linje 1 bestod av två seriekopplade kolfilter och linje 2 bestod av ett steg för avancerad oxidering med TiO₂+UV, biologiskt reningssteg (MBBR med nitrifikation) och två kolfilter i serie. Uppehållstiden i varje filter var 60 min, vilket ger en total uppehållstid på 120 min. Filterkolonnerna var 5 cm i diameter och hade 70 cm filterbädd i varje filter. Kolsorten Filtrasorb 400 användes. Syftet med de två linjerna var att utvärdera om sorptionskapaciteten kan förbättras genom att bryta ner en del av DOC i inkommande vatten. Lakvatten efter reningsstegen sulfidfällning och sedimentering användes i försöken. DOC-halten i inkommande vatten var 50 mg/l, PFOS-halten 320 ng/l, PFOA-halten 1570 ng/l och halten PFAS11 4430 ng/l.

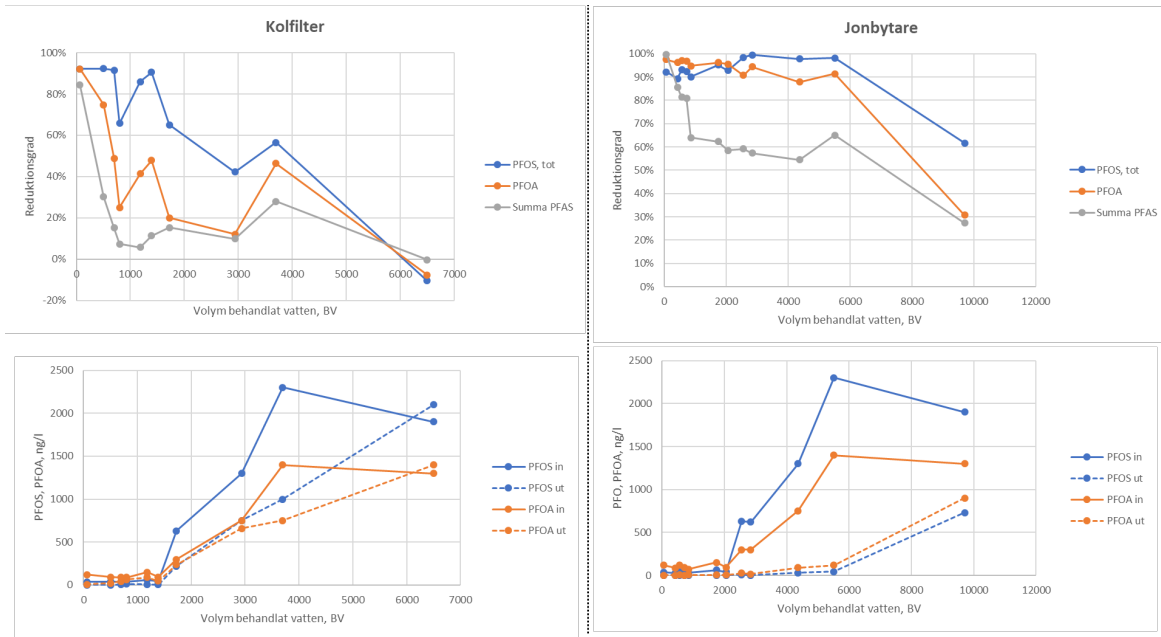
Behandlad volym vatten motsvarar 1 780 BV, beräknat från volymen av de första kolfiltren i serien och 890 BV beräknat från volymen av båda kolfilter. Reduktion av PFOS och PFOA var fullständig efter kolonn 2 i båda linjerna men halvvägs/i slutet av försöksperioden började PFOS-halter och PFAS-halter att stiga efter kolonn 1 började (Figur 4-14). Avskiljning i linje 2, som även inkluderade även avancerad oxidation och biologisk rening, var något bättre. Den extra förbehandlingen var dock inte ekonomiskt motiverad.



Figur 4-14. Resultat av pilotförsök med lakvatten från avfallsanläggning E.

4.2.6 Avfallsanläggning H

Försök med lakvatten från avfallsanläggning H gjordes under 2019. Lakvatten genomgick sedimentering och biologisk rening och behandlats i två filterkolonner där den första var fylld med aktivt kol CarboTech Pool W 1-3 och den andra med jonbytare Purolite PFA694E. Kolonndiameter var ca 5 cm och bäddhöjden var 15 cm i kolonnen med kol och 10 cm i kolonnen med jonbytaren. Uppehållstiden var 30 min respektive 20 min. DOC-halten i inkommande vatten var 80-120 mg/l. Halter av PFOS och PFOA varierade under försökens gång och var relativt låga i början men steg till slutet av försöken (Figur 4-15). Halter i slutet av försöksperioden är mer representativa för det här vattnet utifrån historiska analyser. Halten av PFAS11 varierade i området 8 500-22 500 ng/l och det kunde inte observeras någon märkbar ökning av halten till slutet av försöksperioden på samma sätt som för PFOS och PFOA.



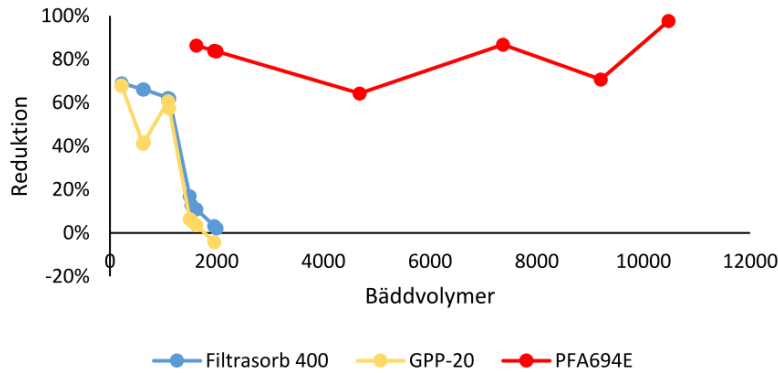
Figur 4-15. Resultat av pilotförsök med lakvatten från avfallsanläggning H.

Genombrottskurvorna är liknande de som observerats för andra anläggningar och det är tydligt att det är lättare att få en längre period med stabil bra rening av lakvatten med jonbytare. En ekonomisk utvärdering som gjordes på liknande sätt som för lakvatten A-D visade dock att rening med GAK är något billigare om målet är bra reduktion av PFOS och PFOA. Det finns dock en stor osäkerhet i den bedömningen eftersom halter av PFOS och PFOA varierade så pass mycket under försökets gång.

4.2.7 Avfallsanläggning J

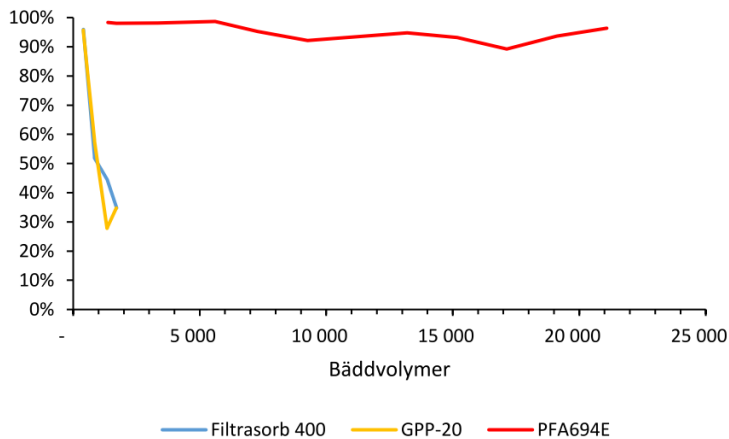
På avfallsanläggning J är lakvatten väldigt koncentrerat, vilket är ett resultat av att 1/3 av deponin är sluttäckt och lakvatten samlas separat från yt-/dagvatten. Lakvattnet behandlas biologiskt i en damm fördelat på flera delar som luftas/omrörs i så kallad kontinuerlig biologisk reningsprocess (KBR). Behandlat lakvatten blandas sedan med resterande mindre koncentrerade vattenströmmar från avfallsanläggningen och slutbehandlas i våtmark vartefter det reade vattnet släpps till en recipient. Det har först gjorts pilotförsök med behandling av det koncentrerade KBR-behandlade lakvattnet och sedan försök med det mindre koncentrerade utgående vattnet från våtmarken. För båda vattentyper har två sorter av kol (Filtrisorb 400 och GPP-20) och en sort av jonbytare (Purolite PFA694E) testats på samma anläggning och samma kontakttider. Kolonnerna hade en diameter av 7 cm och hade en filterbädd av ca 100 cm för kol och ca 50 cm för jonbytare. Kontakttiden av ca 45 min för kol och ca 10 min för jonbytaren användes.

Vid försök med KBR-behandlat koncentrerat lakvatten minskade reduktionsgraden i kolfiltren snabbt medan reduktionsgraden i kolonnen med jonbytare varierade mellan 60% och 100% under försöket (Figur 4-6). DOC-halten i inkommande vatten var 220-270 mg/l och inkommande PFOS-halter låg på 300-560 ng/l i 4 av 5 analystillfällen och ca 1500 ng/l som högst.



Figur 4-16. Reduktion av PFOS vid behandling av koncentrerat KBR-behandlat lakvatten vid avfallsanläggning J.

Utgående blandat vatten hade DOC halter på 180 mg/l i början av försöket men halterna sjönk tidigt och var runt 50 mg/l stora delen av försöket. Reduktion av PFOS minskade i kolfiltren nästan lika snabbt som i försök med behandlat KBR-vattnet (Figur 4-17).



Figur 4-17. Reduktion av PFOS vid behandling av utgående blandat vatten vid avfallsanläggning J.

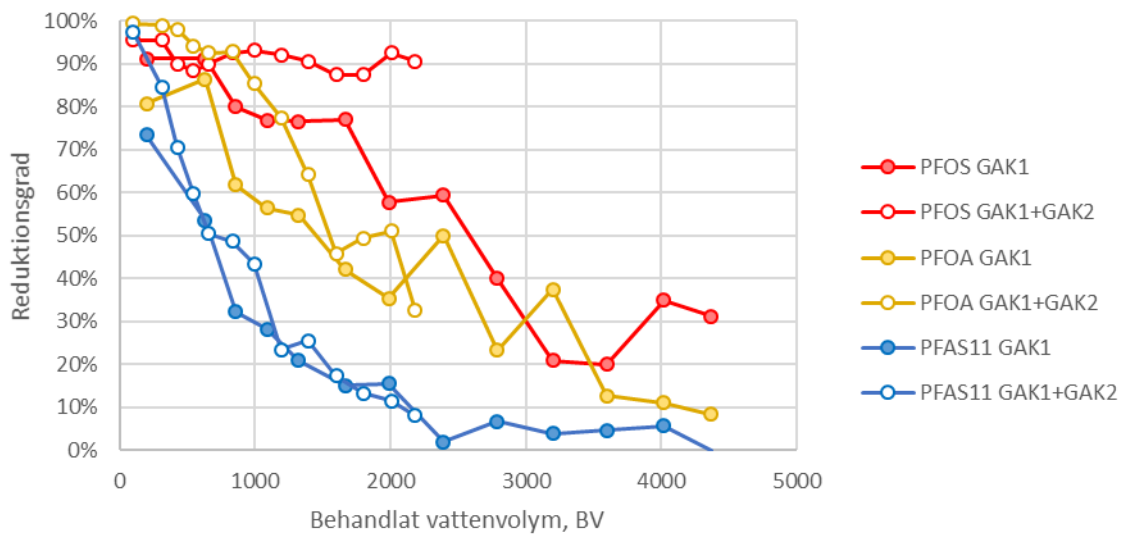
Reduktion av PFOS med GAK var ca 55% vid 900 BV för utgående vatten vilket är liknande som vid försök med KBR-behandlat lakvatten. Reduktionsgraden var dock fortfarande 30% vid ca 2000 BV medan den var redan 0% vid samma volym av vatten i försök med KBR-vattnet. Eftersom inkommande halter av PFOS var mycket lägre (ca 200 ng/l i perioden när kolfilter var i drift, sedan sjönk stadigt till 90 ng/l) har sorptionen av PFOS per kg kol förmodligen varit högre vid försök med KBR-behandlat vatten vilket ger en mer kostnadseffektiv rening. Att ha en effektiv livslängd på kolet på <1000 BV är dock inte praktiskt då kolfilter skulle behöva vara väldigt stora och bytas väldigt ofta.

Reduktionsgraden avseende PFOS i kolonn med jonbytare var relativt stabil fram till 20 000 BV och varierade mellan 90% och 100%. Att reduktionsgraden i försök med KBR-behandlat vatten var lägre berodde troligtvis på att kontakttiden var för kort för det mer koncentrerade och DOC-rika vattnet. Dessutom var igensättning mycket större vilket kunde bidra till kortslutningsströmmar. Utifrån de befintliga resultaten är det inte möjligt att bedöma om rening av KBR-vattnet med jonbytare var mer kostnadseffektiv eller inte. Man har dock beslutat att köra försök i fullskala med rening av KBR-behandlat lakvatten på avfallsanläggning J.

4.2.8 Avfallsanläggning G

Lakvatten från anläggning G behandlas i ett biologiskt reningssteg bestående av en SBR och filtreras genom sandfilter. Vattnet har som medel DOC-halt på ca 55 mg/l, PFOS-halt på 25 ng/l (12-53 ng/l), PFOA-halt på ca 130 ng/l och PFAS11-halt på ca 2700 ng/l. Man har gjort försök i större pilotskala med flera filter som hade volym av filtermaterial på 100 l per filter och filterdjup på 1 m.

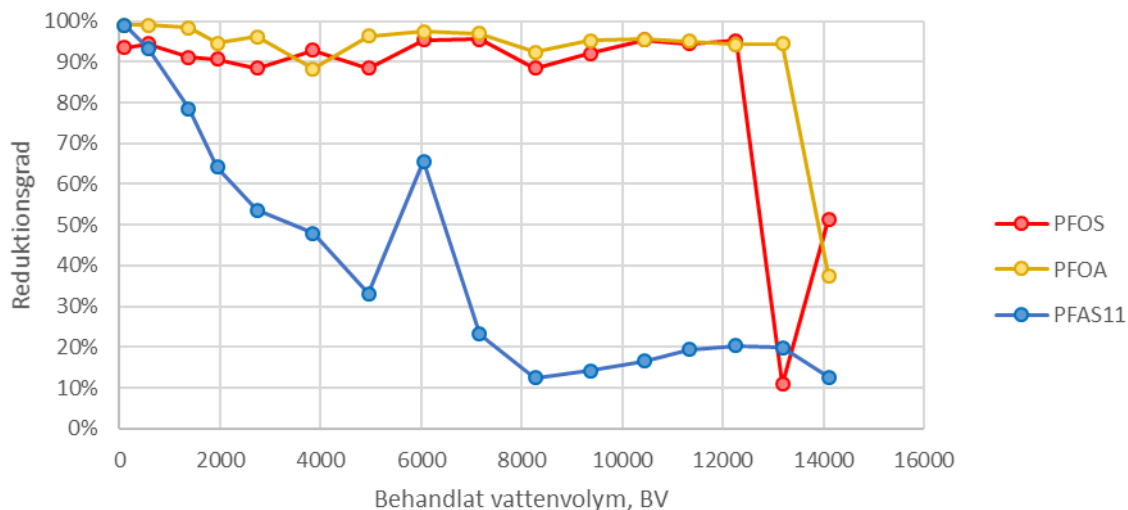
I den första försöksomgången kördes två filter i serie och de fylldes med GAK av sorten Norit 1 240W. Kontakttiden var 24 min i varje filter (totalt 48 min). Försöken kördes under 2,5 månader och prover har tagits på inkommande vatten, vatten efter filter 1 och vatten efter filter 2. Genombrottskurvor ser liknande ut som andra kurvor presenterade i föreliggande rapport (Figur 4-18).



Figur 4-18. Rening av lakvatten från avfallsanläggning G med två kolfilter i serie.

Det som är intressant med försöken är att man körde två filter i serie och under tillräckligt lång tid för att utvärdera vilka fördelar flera filter i serie ger. I Figur 4-18 är bäddvolymen beräknade utifrån volym av filtermaterial som vattnet passerat. Man ser tydligt från figuren att reduktionsgraden vid samma BV vanligtvis är väsentligt högre för två filter i serie jämfört med endast ett filter. Halter av PFOA var under detektionsgräns i första tre utgående prover från GAK1+GAK2 och halten av PFOS var under detektionsgräns för alla prover utgående från GAK1+GAK2. Reduktionsgraden för dessa punkter är beräknad genom användning av halva detektionsgränsen för renat vatten. Att PFOS-halten efter båda kolonner är under detektionsgränsen i de sista proverna och reduktionsgraden efter första kolonnen är ca 20-30% visar att man kan utnyttja nästan hela kolets kapacitet för PFOS-sorption och fortfarande ha väldigt hög reduktionsgrad. Så är det dock inte för PFOA där reduktionsgrad efter kolonn 2 sjunker tidigare än kolet i kolonn 1 förbrukar sin kapacitet för sorption av PFOA.

I en annan omgång av försök användes bara en kolonn för PFAS-rening och den fylldes med jonbytaren Purolite PFA694E. Vattnet passerade dock först en kolonn fylld med sand och en kolonn fylld med ett annat material för reduktion av tungmetaller. Kontakttiden var som medel 10 min. Reduktionsgraden avseende PFOS och PFOA var väldigt bra fram till ca 12 000 BV men därefter sjönk reduktionsgraden väldigt snabbt till negativa värden (Figur 4-19).



Figur 4-19. Rening av lakvatten från avfallsanläggning G med jonbytare.

I inget av de andra försöken med samma jonbytare har liknande genombrottskurvor observerades. Vanligtvis minskar reduktionsgraden avseende PFOA stadigt och genombrott av PFOS kommer senare. En av orsakerna till detta kan vara att i försök genomfört på anläggning G har jonbytaren inte backspolats under hela försöksperioden medan på de andra anläggningarna backspolade man jonbytarkolonnen ofta, vilket gjorde att massan blandades under backspolning. Backspolning av kolonn med jonbytare är problematisk, vilket även diskuteras i kapitel 4.2.10. Försöken på avfallsanläggning G visar att det går att använda jonbytare i en kolonn utan att behöva backspola om förbehandlingen fungerar väl. De resterande mängder av suspenderat material som lakvatten innehåller avskildes i sandfilter och/eller det extra filtret för metallreduktion varför man hade mindre problem med igensättningar på avfallsanläggning G.

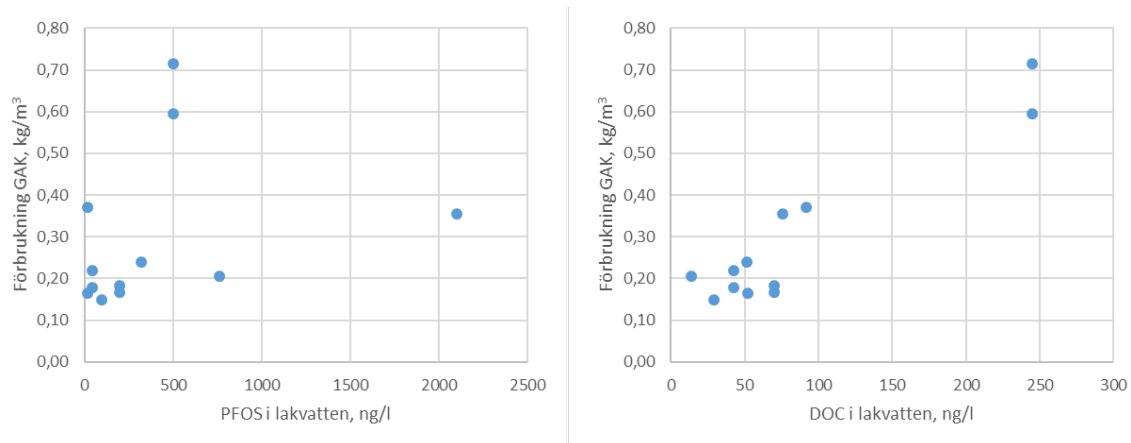
4.2.9 Jämförelse av försök

Man ser tydligt från resultat av kolonnförsök som genomfördes både inom projektet och på andra anläggningar att genombrott av olika PFAS har skett efter rening av väldigt olika volymer av vatten på olika anläggningar. Eftersom förbrukning av filtermaterial är direkt kopplad till reningskostnaden (både investeringskostnaden då högre förbrukning kräver större filter och även driftkostnad) är det viktigt att jämföra resultat av försöken för att se vad som påverkar förbrukningen mest. I följande underkapitel sammanställs resultat från försök som är genomförda både inom och utanför projektet.

4.2.9.1 GAK

Eftersom bedömningsgrund för klassning av vattenförekomst idag endast finns för PFOS och att det är PFOS som regleras enligt Revaq krav för utsläpp av lakvatten till kommunala ledningsnätet har det valts att illustrera skillnaden i kolförbrukning på olika avfallsanläggningar för reduktion av PFOS. Förbrukning av GAK för reduktion av PFOS med minst 90% beräknats enligt metodiken beskriven i kapitel 5.1.3.1. För vissa försök har IVL inte kunnat få sammanställning av rå data och kolförbrukning har beräknats grovt utifrån tillgänglig data om medelhalter i inkommande vatten och reduktionsgraderna under försöken. Eftersom reduktion av PFOS minskade till endast 61% när försöken avslutades vid avfallsanläggning E har förbrukning bedömts utifrån den sorberade mängden och den kapaciteten som borde finnas kvar.

De beräknade förbrukningarna av GAK korrelerar ganska väl med innehåll av DOC i lakvatten medan det inte kan ses något tydligt samband mellan PFOS-halt i inkommande vatten och förbrukning av GAK (Figur 4-20). Det visar att egentligen är det DOC som förbrukar kapaciteten av kolet mest. När det finns kvar kapacitet sorberas även PFOS på kolet och när kapaciteten blir förbrukad sjunker avskiljning av PFOS. Det är dock värt att notera att avskiljning av PFOS alltid är bättre än avskiljning av DOC (se genombrottskurvor i kapitel 4.2). DOC är dock en samlingsparameter och det är troligt att det är mest sorption av små organiska molekyler med molekylstorlek på <1 kDa som förbrukar de sorptionsplatser som annars är tillgängliga för PFOS. Det har demonstrerats bl a av Yu et al (2012). Dessa små organiska ämnen kan utgöra en mindre eller en större del av DOC. Sambandet som visas i Figur 4-20 ska därför inte ses som en regel utan det kan finnas vatten som har annan fördelning av DOC och som kommer avvika från sambandet som har fått i denna studie.



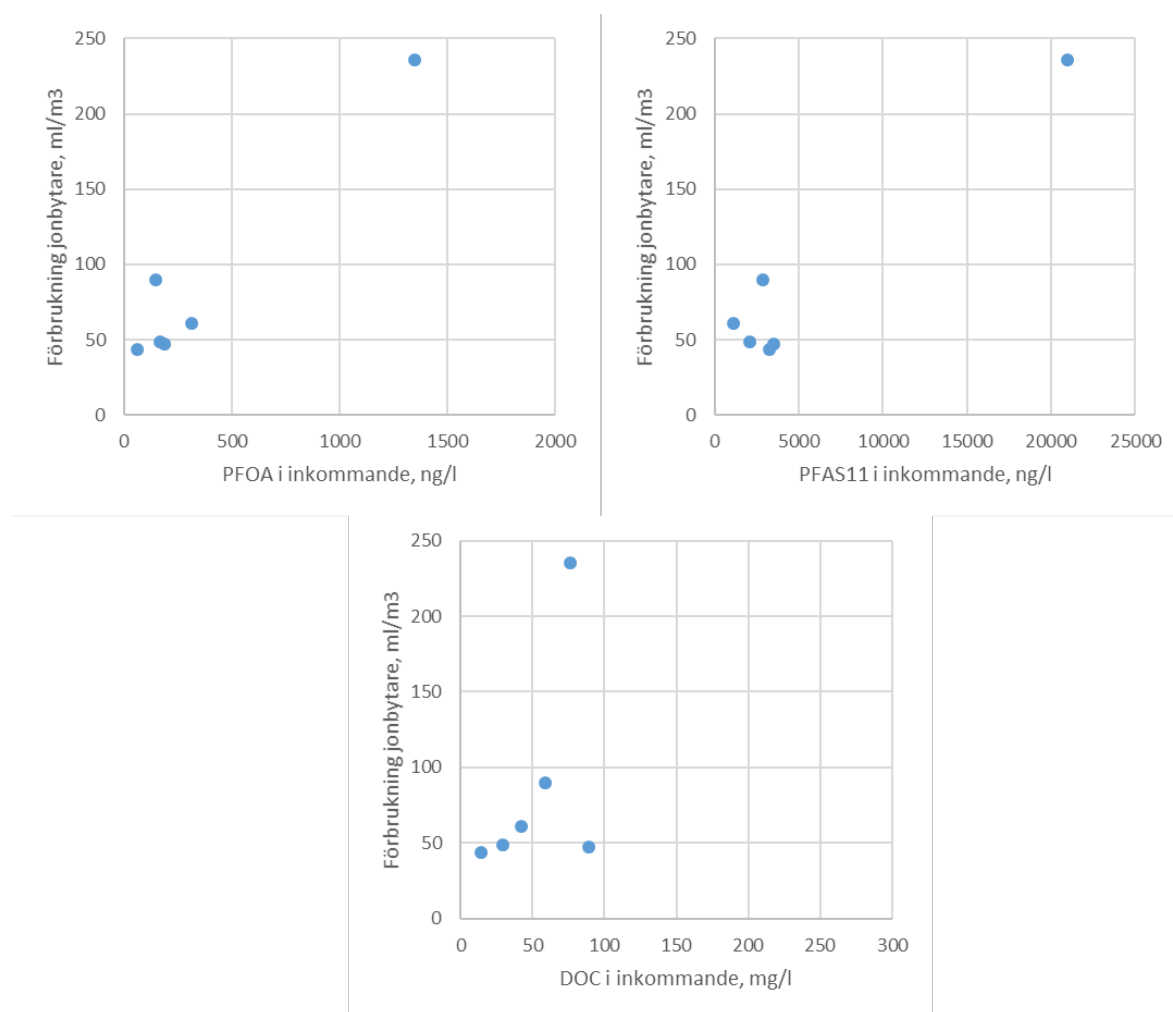
Figur 4-20. Korrelation mellan förbrukning av GAK och innehåll av PFOS och DOC i lakvatten.

Det demonstrerade sambandet visar att rening av lakvatten från PFOS (och PFAS generellt) med GAK kan kräva väldigt olika doser av GAK och kosta väldigt olika mellan anläggningar som har samma halter av PFOS. Specifik kostnad för reduktion av 1 kg av PFOS blir då lägst för lakvatten som har höga PFOS halter men samtidigt låga DOC halter.

4.2.9.2 Jonbytare

I de flesta försöken som beskrivs i denna rapport har inte försöken pågått tillräckligt länge för att få genombrott av PFOS och kunna beräkna förbrukning av jonbytare för rening där endast PFOS reduktion krävs. Det går därför inte att göra en jämförelse mellan förbrukning av jonbytare just för PFOS-reduktion. Reduktion av PFOA (som har liknande toxicitet som PFOS) har dock sjunkit i de flesta försöken. Därför har förbrukning av jonbytare för reduktion av PFOA beräknats för de olika anläggningarna.

Man kan ha olika hypoteser om vilken parameter som främst påverkar förbrukning av jonbytare: (1) halten av PFOA i inkommande vatten är mest viktig enligt de teoretiska sorption/jonbytesprinciperna som beskrevs i kapitel 3.2.1; (2) total halt av PFAS är styrande då alla PFAS och inte bara PFOA förbrukar jonbytarens jonbytesplatser; (3) halt av andra organiska föroreningar i form av DOC påverkar sorptionen på samma sätt som demonstrerats för GAK. Med den befintliga data går det tyvärr inte att fastställa vilken av dessa hypoteser som stämmer bäst. Det ser ut som att både halten PFOA och DOC-halten påverkar förbrukning av jonbytare (Figur 4-21). Det skulle behövs en hel uppsättning av väl kontrollerade försök där alla tre parametrar varierats för att kunna förklara bättre mekanismerna av PFAS avskiljning på jonbytare, vilket dock ligger utanför omfattning av denna studie.



Figur 4-21. Korrelation mellan förbrukning av jonbytare och innehåll av PFOA, PFAS11 och DOC i lakvatten.

4.2.10 Drifterfarenheter

Det största problemet vid genomförande av kolonnförsök var igensättning av kolonner. Vid igensättning ökade trycket på inloppssidan och kolonner behövde backspolas för att kunna bibehålla flödet. Orsaken för igensättning är både ansamling av inkommande suspenderade ämnen, påväxt av bioslam på materialet, utfällningar och kompaktering.

Det vatten som behandlades var redan i stort sett partikelfritt med halter suspenderat material <10 mg/l och det filtrerade ytterligare genom två patronfilter i serie med porstorlek på 50 µm och sedan 5 µm. Ursprungliga planen var att byta filter när tryckfallet över ett patronfilter är större än 0,5 bar. Det visade sig dock att även vid ett lägre tryckfall släpper filtret igenom suspenderade partiklar. Senare i projektet byttes filtren efter en viss drifttid som bestämdes utifrån hur mycket slam som samlats på filtret. Det första grövre filtret avskilde mer slam än det finare. Vid försök på avfallsanläggning A och avfallsanläggning C var det periodvis mycket alger i vatten. Alger gick igenom patronfilter men satte igen kolfilter och jonbytare.

Igensättning av filterkolonner var störst för jonbytarkolonnen, speciellt när kontakttiden minskades till 5 min. Filtret behövde backspolas 1 gång per vecka för att bibehålla rimligt tryckfall.

Kolfiltret behövde backspolas mer sällan – 1 gång per 3-4 veckor. Kolonnerna var genomskinliga vilket underlättade backspolningen eftersom man kunde se filtermaterialet och stoppa backspolningen när materialet lyftes nära övre kant av kolonnen. Backspolningen krävde att kolonnerna bearbetades mekaniskt genom bankning och skakning för att kolet skulle lösas upp. Inpumpning och backspolning genomfördes omväxlande. En svårighet var att det vid backspolningen ofta bildades stora luftfickor som hindrade materialet från att röra sig nedåt i kolonnerna. Med tiden blev det allt svårare att backspola eftersom materialet klumpade ihop sig. Överst i kolonnen bildades skikt som var svåra att lösa upp.

För jonbytaren krävdes ofta backspolning bara för att expandera bädden. Med den höga belastningen kompakterades materialet och det bioslam på jonbytare som växte så mycket att trycket ökade. Vid bakspolning var det nästan inget slam som backspolades men eftersom materialet blev mindre kompakt var tryckfallet över filtret minimalt efter backspolning. Svårighet med bakspolning av jonbytare är att dess densitet är relativt låg och ligger väldigt nära densiteten av kallt salthaltigt lakvatten. Även ett lågt flöde lyfter materialet och det sedimenterar relativt långsamt. Det är därför inte möjligt att få höga skjuvkrafter vid backspolning och avlägsna den biofilm som växer på ytan. Bioslam och andra partiklar har liknande densitet och sedimenteringshastighet som jonbytare vilket gör att spola bort det från filtret är väldigt svårt.

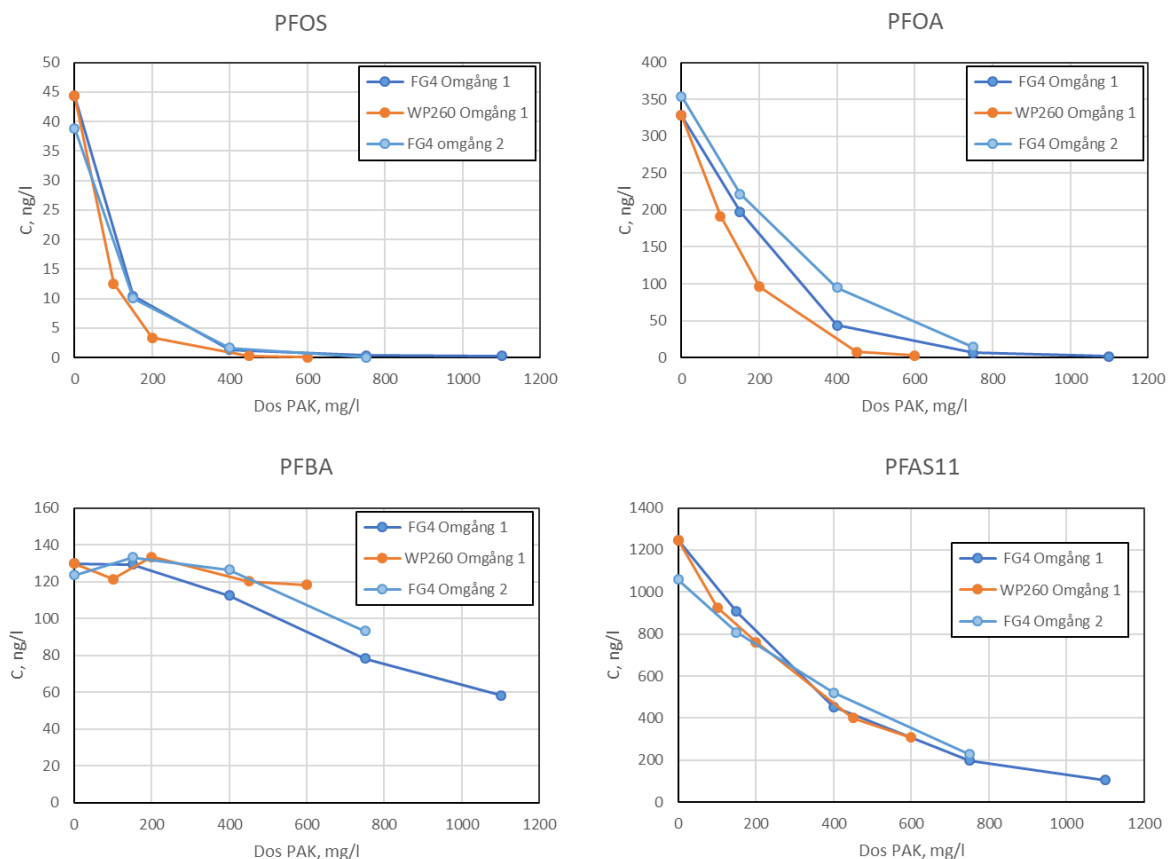
Eftersom backspolningen var manuell och behövde genomföras ganska ofta spolades, vid ett flertal tillfällen, en del av jonbytarmassan bort. På avfallsanläggning A förlorades ca 30% av jonbytarmassa vid backspolning ca 1 månad innan försöken avslutades. På avfallsanläggning D förlorades all jonbytarmassa via backspolning ca 2 månader efter start av försöken. Jonbytaren kunde dock samlas från en utloppstank och ca 90% av ursprungliga volymen fylldes tillbaka. Cirka 2 veckor senare spolades ytterligare ca 25% av jonbytarmassan ut som hamnade på golvet och kunde inte fyllas tillbaka i kolonnen.

Purolite anger i produktbladet för materialet (Purolite, 2020) att backspolning inte rekommenderas och inte behövs. Detta på grund av att man vill ha gradienten i kolonnen, undvika blandning av massa och undvika spolning av massan. För att undvika behov av backspolning rekommenderas att vattnet förfiltreras och UV-behandlas för att avdöda alla bakterier. Dessa strategier kan användas för rening av PFAS-förorenat grundvatten men är svårt att applicera för lakvatten och kan delvis även ge en motsatt effekt av att bryta ner organiska föreningar till mer bionedbrytbara. Ett tätare filter än sandfilter skulle öka investerings- och driftkostnaden mycket. Erfarenheter från projektet visar även att ytterligare filtrering med patronfilter inte hjälpte helt att reducera partiklar i vatten. Att man kunde behandla ca 12 000 BV vatten med jonbytare utan backspolning på avfallsanläggning G visar dock på att för vissa vatten med viss förbehandling kan backspolning minimeras. Även om vattnet UV-behandlas är det osannolikt att man kan hålla kolonnen helt steril under den tiden som jonbytare är aktiv (upp till 1 år). Även under fyllning av massan kommer det komma bakterier till kolonnen och börja växa. Ett annat alternativ som föreslogs av Purolite är dosering av biocid (personlig kommunikation Jan Nissen, 2020-01). Det alternativet anses också vara problematiskt eftersom man helst vill undvika att släppa ut biocid med renat lakvatten. Att använda biocid eller väteperoxid intermittent för att avdöda bakterier kan dock ge mindre igensättningar. Det anges även att höga DOC halter påverkar genombrott av PFAS och för att förlänga drifttiden kan förbehandling med GAK eller en annan jonbytare användas. Förbehandling med GAK anses inte vara genomförbart. Man ser från genombrottskurvor att DOC läcker ut snabbare än de flesta PFAS. Om man ska byta GAK när DOC-reduktionen blir dålig så kommer man även att avskilja PFAS med GAK och syftet med jonbytaren förloras helt.

4.3 PAK

4.3.1 Avfallsanläggning A

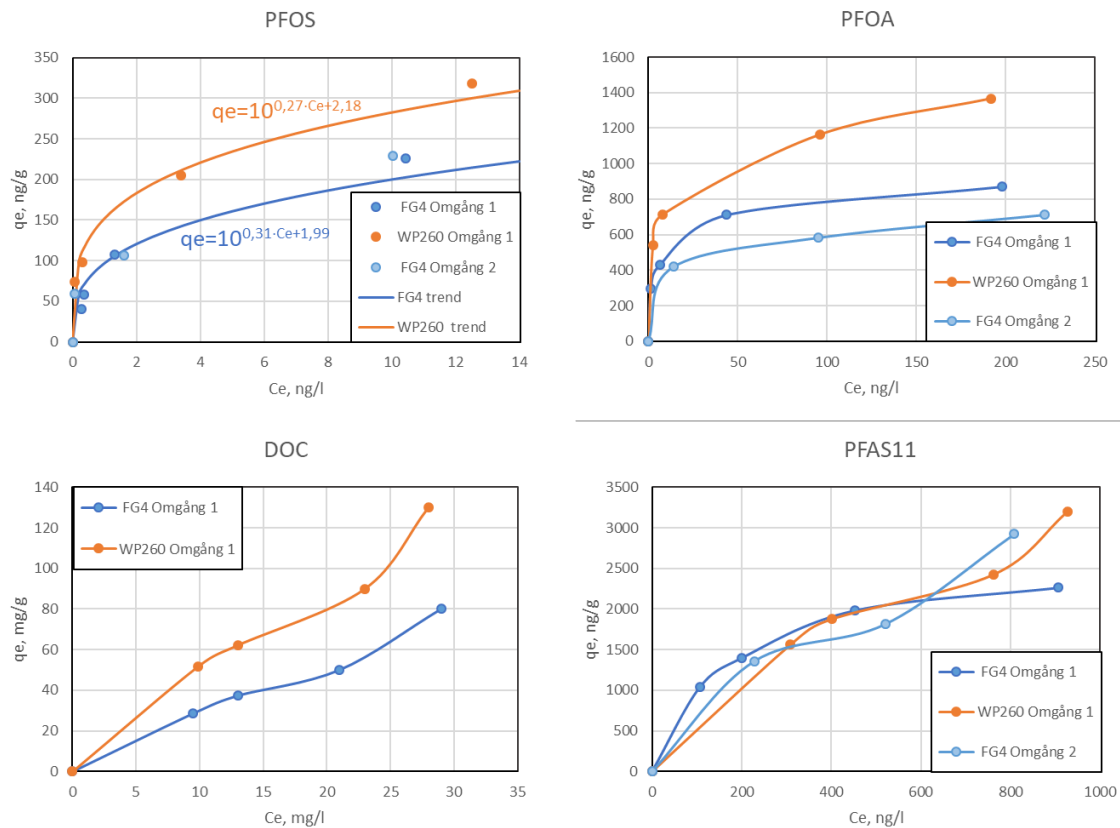
Försök med PAK visade på samma selektivitet av PAK avseende olika PFAS som observerats för GAK (Figur 4-22). Tanken med försöken var att göra en första bedömning av reningseffektiviteten med PAK. Därför valdes två sorter PAK som passar för denna applikation, en som har pris i högre delen av intervallet (WP260) och en av de billigare PAK på marknaden (FG4). Resultaten visar att WP260 ger högre effektivitet av PFOS- och PFOA-avskiljning men liknande reduktionsgrad för PFAS11. Resultat från två omgångar av försök med FG4 visar väldigt liknande resultat, även om den andra omgången gjordes med vattenprov som togs 4 månader efter den första omgången. Resultaten visar att relativt hög reduktion av PFOS kan åstadkommas även med en dos av 200 mg/l. Ökning av PAK-dosen ger bättre rening men sambandet är inte linjärt (speciellt inte för PFOS och PFOA). För att nå hög reduktionsgrad behöver dosen ökas väsentligt. Tekniken passar därför bättre för rening av vatten om relativt låg reduktionsgrad av PFOS och PFOA krävs (50-60%).



Figur 4-22. Resultat av försök med två sorter av PAK och lakvatten från avfallsanläggning A.

Resultat av försöken kan även räknas om till isotermer av de två materialen för reduktion av PFAS och DOC (Figur 4-23). Isotermer för PFOS och PFOA liknar formen av den generella isotermen som beskrevs i kapitel 3.2.1. Isotermer för PFOS kan beskrivas med Freundlich isotermodell (se trendlinjer i Figur 4-23). Isotermer avseende DOC och PFAS11 är mer komplexa och kan enklast approximeras med en rak linje. Det beror på att både DOC och PFAS11 är samlingsparametrar och

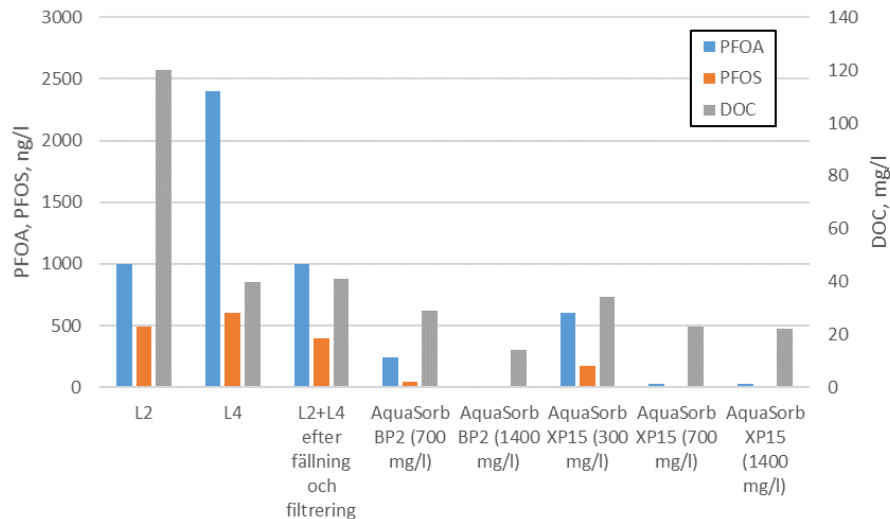
det är sorption av flera/många ämnen som ingår i observerad reduktion av både DOC och PFAS11. Man ser från isotermerna att PAK sorberar maximalt 2 200-3 200 ng/g av PFAS11 vid de aktuella halterna. Kolonnförsök med GAK gav maximal sorption av 1 500-2 200 µg/l, vilket motsvarar 3 360-4 040 ng/g. Att en högre sorptionskapacitet uppnåtts för GAK kan bero på att kontakttiden för GAK var mycket längre (flera månader för GAK till skillnad från 1 h i försök med PAK).



Figur 4-23. Isothermer framtagna från resultat av försök med PAK och lakvatten från avfallsanläggning A.

4.3.2 Avfallsanläggning E

Två sorter av PAK från Jacobi testades under 2017 för rening av blandat lakvatten på från avfallsanläggning E. Nästan komplett reduktion av PFOS och PFOA kunde nås med doser 700 - 1 400 mg/l (Figur 4-22). Dessa doser är högre än vad som behövdes för avfallsanläggning A, men inkommande halter var också betydligt högre (se staplar för L2+L4 efter fällning och filtrering i Figur 4-22). Reduktion av DOC var också ovanligt låg. I försök med kol från Chemviron och lakvatten från avfallsanläggning A reducerades DOC från ca 40 mg/l till 10 mg/l vid de högsta doserna medan motsvarande dos i försök med lakvatten från avfallsanläggning E reducerade DOC från 40 mg/l till 20 mg/l.



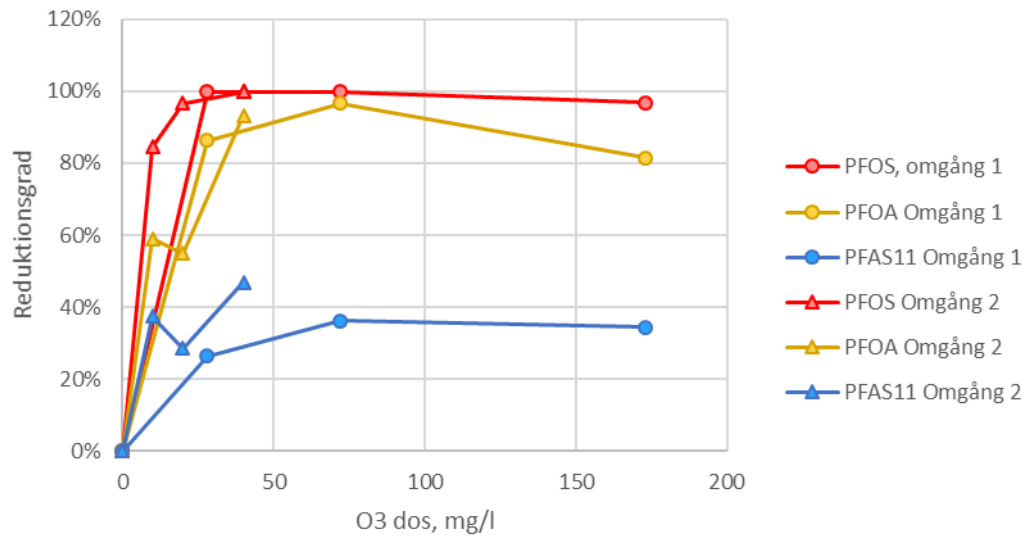
Figur 4-24. Rening av lakvatten från avfallsanläggning E med PAK.

4.4 Ozonering och annan avancerad oxidering

4.4.1 Avfallsanläggning A - ozonering

Försök med ozonering av lakvatten visade mycket högre resultat för reduktion av PFAS än förväntat. Utifrån litteraturen (Franke et al 2017) bryts PFAS ner väldigt långsamt vid ozonering. Reduktion av PFOS och PFOA högre än 90% kunde uppnås med relativt låg dos av 40 mg/l (Figur 4-25). Omräknat till DOC-halt motsvarar dosen 1 mg O₃/mg DOC, vilket ligger i den högre delen av intervallet av vad som brukar användas för rening av kommunalt avloppsvatten från läkemedelsrester (Baresel et al 2017). Reduktion av PFAS 11 var dock som högst 40%. Det har även gjorts ett försök med tillsats av både O₃ (72 mg/l) och H₂O₂ (72 mg/l). Reduktionsgraden var dock samma eller något lägre än i motsvarande försök med endast ozon och resultaten redovisas därför inte. Högre ozondoser gav högre pH-ökning. pH ökade som mest från 7,3 i obehandlat vatten till 7,9 i behandlat med högst ozondos.

Nackdelen med ozonering är att vid ozonering skapas nedbrytningsprodukter som är svårt att analysera och att det kan skapas andra toxiska ämnen, som bromat och Cr(VI). Ozonering av avloppsvatten för reduktion av läkemedelsrester rekommenderas inte om bromidhalten är högre än 0,4 mg/l och kromhalten är mycket högre än 1 µg/l (Wunderlin 2017). Halten av bromid i inkommande vatten var 6,4 mg/l och bromat 10 µg/l (som ligger direkt på gränsvärdet för dricksvatten). Kromhalten var 3,5 µg/l, vilket är relativt lågt jämfört med vad som förekommer i andra lakvatten. Efter ozonering med en dos 120 mg/l steg bromathalten till 175 µg/l. Även om det inte finns något gränsvärde för bromat vid beräkning av miljö kvalitetsnormer i ytvatten är det inte önskvärt att släppa ut ämnen som har bevisat toxiska och cancerogena effekter i recipient. Ett gränsvärde för utsläpp av renat vatten på 50 µg/l har föreslagits tidigare baserat på negativa bromateffekter (Soltermann, et al.2016). Det är dock mest utifrån osäkerheter kring nedbrytningsprodukter som skapas vid ozonering av PFAS och dess toxicitet som ozonering anses vara mer osäker teknik.



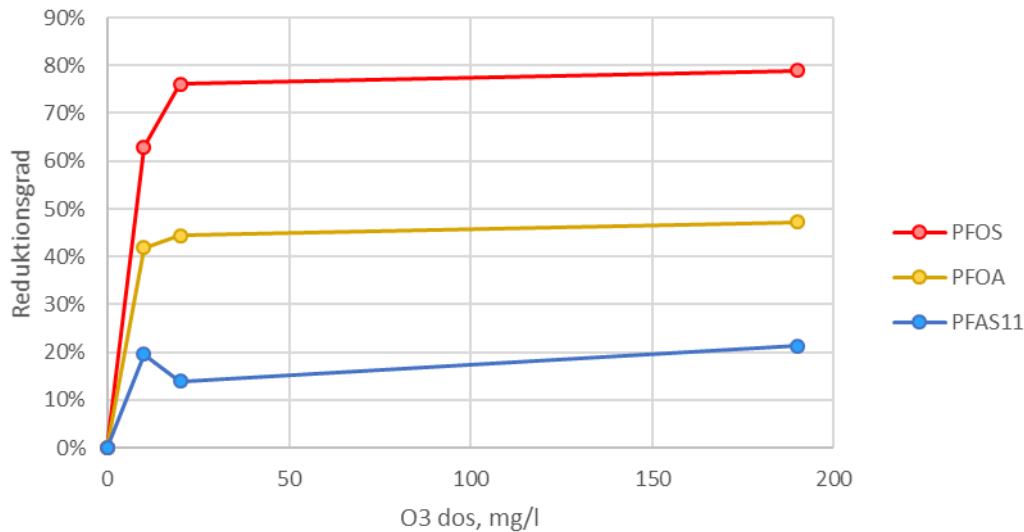
Figur 4-25. Resultat av ozonering av lakvatten från avfallsanläggning A.

4.4.2 Avfallsanläggning B - ozonering

Även om ozonering ansågs vara osäker teknik genomfördes försök med ozonering av lakvatten från avfallsanläggning B för att undersöka om den ovanligt höga reduktionen av PFAS i lakvatten från avfallsanläggning A kan uppnås även för andra lakvatten. Dessutom har avfallsanläggning B tidigare genomfört ozoneringsförsök med en annan ozoneringsanläggning och det var intressant att jämföra IVL:s resultat med de tidigare resultaten.

4.4.2.1 Labbförsök

Ozoneringsförsök genomfördes på exakt samma sätt med användning av samma utrustning som användes för ozonering av lakvatten från avfallsanläggning A. Resultaten blev dock mycket sämre (Figur 4-26). Reduktion av PFOS var som högst 79% och PFOA 47%, medan i försök med lakvatten från avfallsanläggning A kunde över 90% av PFOS och PFOA reduceras. Det är dock värt att notera att PFOS-halten var ca 4 gånger högre i lakvatten från avfallsanläggning B vid det aktuella försöket. Halten av DOC var liknande. Det var ytterst liten skillnad i reduktion av PFAS mellan ozondosen 20 mg/l och 190 mg/l vilket indikerar att de högre PFAS-halterna inte var orsaken till den lägre reduktionen i jämförelse med försök på avfallsanläggning A.



Figur 4-26. Resultat av ozonering av lakvatten från avfallsanläggning B.

4.4.2.2 Satsvist pilotförsök

Försöket genomfördes i augusti 2019 (ca 5 månader tidigare än labbförsöken) av Primozone. Under försöket behandlades 100 liter av lakvatten under 4 timmar. Det är värt att notera att det var obehandlat lakvatten som användes i försöket. Det finns inga analyser avseende COD, BOD och kväve av det inkommande vattnet men förmodligen var halterna högre än i biobehandlat vatten som användes i försök beskrivna i kapitel 4.4.2.1. Ozondoseringen var ca 172 g ozon/h och doseringen av väteperoxid var 101 g/h vilket gav en kvot på 0,59 mg H₂O₂/mg O₃ under försöket. Den totala ozon- och väteperoxiddosen blev således 6 880 mg O₃ respektive 4 040 mg H₂O₂/l. Reduktion av PFOS blev 64%, PFOA 11% och PFAS11 12%. Resultaten är därför ännu sämre än de som fåtts i labbförsöken.

4.4.3 Avfallsanläggning E – TiO₂+UV och ozonering

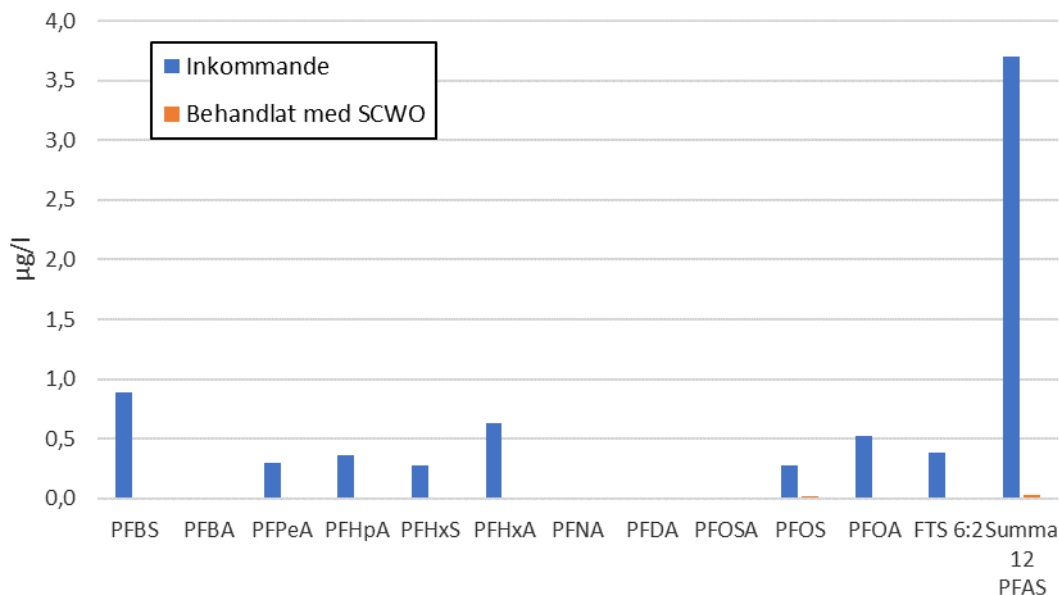
Behandling av vatten med avancerad oxidering med TiO₂+UV testades som en del av försök beskrivna i kapitel 4.2.5. Syftet med avancerad oxidation var inte att reducera PFAS utan att reducera DOC för att få längre drifttid på kolfilter. Behandlat vatten har också genomgått biologisk rening. Man kunde dock inte se någon reduktion av DOC efter de två stegen. Genombrott av PFAS i kolfilter kom dock senare jämfört med ett identiskt kolfilter som behandlat samma lakvatten dock utan TiO₂+UV och utan biologisk rening. Det var inte möjligt att konstatera att det var den avancerade oxidationen eller biologiska reningen som gav största effekten. Dessutom visade kostnadsberäkning att kostnad för förbehandlingen inte var motiverat trots lägre kolförbrukning.

Det har även gjorts försök med ozonering av lakvatten från avfallsanläggning E. Försöken genomfördes av en leverantör av ozoneringsanläggningar och visade på fullständig reduktion av PFOS och PFOA efter 4 h behandling.

4.4.4 Avfallsanläggning J – superkritisk vattenoxidation (SCWO)

Tekniken har testats som en reningsteknik på avfallsanläggning J genom försök som genomfördes av Aquarden Technologie (Danmark). Halter av analyserade PFAS reducerades till under detektionsgräns för de flesta ämnen (Figur 4-27). Vissa ämnen var dock över detektionsgräns i renat vatten, exempelvis PFOS som var 18 ng/l, PFHxS 10 ng/l, PFBS 8 ng/l. Det går heller inte att bevisa att PFAS mineraliserades helt utan det finns en risk att det skapades andra PFAS än de 12 som analyserats. För att kunna bevisa att oxidationen var fullständig analys av organiskt fluor eller möjliga nedbrytningsprodukter ha behövt göras, vilket inte gjordes varken i dessa försök eller i andra försök som Aquarden gjorde med PFAS-förorenat vatten.

Kostnad för behandling av 1 m³ av vatten beror till stor del på anläggningens storlek och organiskt innehåll i vattnet. Om organiskt innehåll är högt behövs mindre energi för uppvärmning eftersom nedbrytning av COD genererar värme. CAPEX för tekniken bedöms av Aquarden till ca 400 DKK/m³ och total kostnad hamnar troligtvis på >1000 svenska kronor per m³, vilket gör att tekniken är för dyr för att appliceras på obehandlat lakvatten.



Figur 4-27. Rening av lakvatten från avfallsanläggning J med SCWO.

Aquarden marknadsför nu tekniken som en destrueringsteknik för nedbrytning av PFAS koncentrat i form av retentat från rening med membranprocesser eller koncentrat från skumfraktionering. Det finns även möjlighet att skicka koncentrat för destruktions till Aquarden (Danmark) och behandlingspriset är då 1 000-1 500 DKK/m³. Enligt företaget kommer det troligtvis finnas en till anläggning i Sverige i nära framtid som kan ta emot koncentrat/avfall för behandling.

4.5 Membranrening

4.5.1 Nanofiltrering - Avfallsanläggning A

Innan försöket gjordes en renvattentest som visade ett flux på 69 l/m²,h vid 20 °C och 5 bar och 131 l/m²,h vid 10 bar. Efter försöken med lakvatten sköljdes systemet ur och försöken med renvatten repeterades, sedan tvättades membranet med en mild tvättlösning och försöken upprepades och då med ett flux på 72 l/m²,h vid 5 bar och 131 l/m²,h vid 10 bar.

Försöken med lakvatten utfördes i två steg: ett första utan uppkoncentrering där trycket varierades och ett andra där uppkoncentrering utfördes vid konstant tryck. Högre tryck ger högre energiförbrukning men mindre membranarea behövs för behandling av samma flöde. Högre tryck och höga flux ökar även risken för scaling och fouling samt minskar den förväntade livslängden på membranet. För uppkoncentreringsförsöket valdes ett tryck på 5 bar.

Resultat från mätning av konduktivitet och flöde under försökets gång visas i Tabell 8. Man ser från konduktivitetmätning att det mesta av salterna har passerat igenom membranet. Separation av salter är inte önskvärt eftersom det ökar det osmotiska trycket och minskar fluxet. Dessutom ökar risken för scaling om salter koncentreras upp i retentatet nära lösligheten. Fluxet minskade till slutet av försöket men medelflux var ändå mycket högt (42 l/m²,h). För att avgöra om nedgången i flux beror på den ökade salthalten eller mindre variationer i tryck eller temperatur kan värdena normalisera utifrån uppmätta data. Som framgår av resultaten finns en tendens till initial nedgång av normaliserat flux men följer sedan relativt väl den ökande salthalten och därmed den minskade drivande kraften. Den nedgång som inte kan förklaras av förändring i driftparametrar kan vara en effekt av det initialt höga fluxet. Resultaten tyder att för detta vatten borde ett flux under 40 l/m²,h tillämpas.

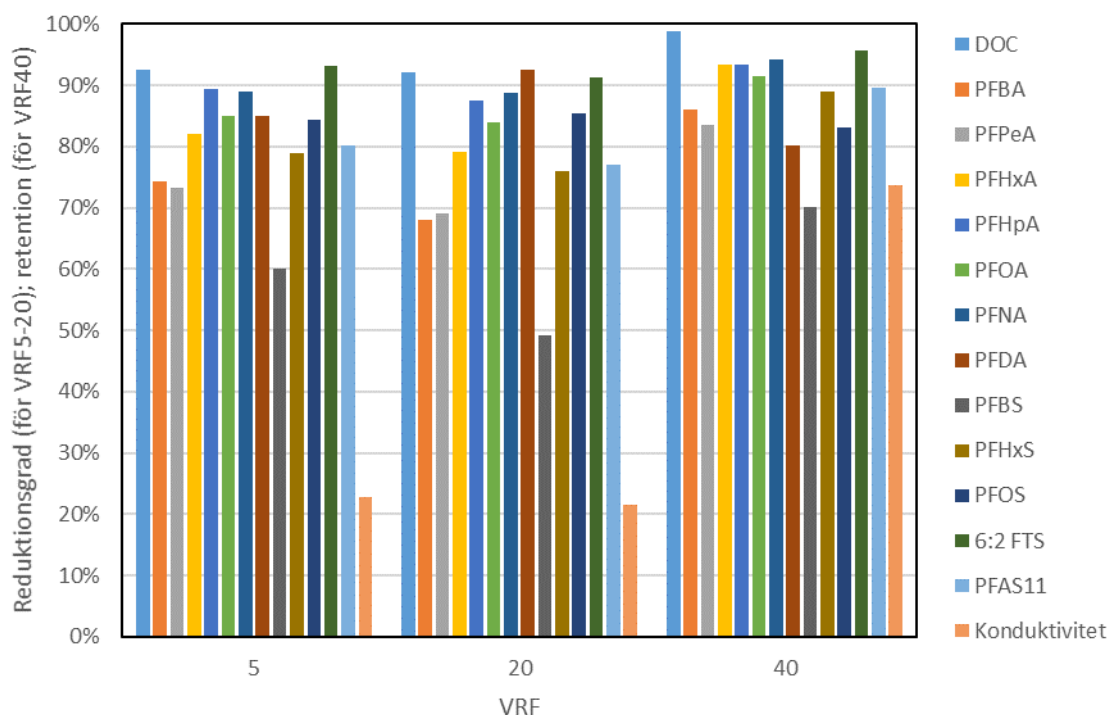
Som nämnts tidigare visade beräkning av scalingspotential att recoveryn borde begränsas till 75-80%. Även om en mycket högre recovery (andel av vatten som passerar membranet) var möjligt att uppnå i det satsvisa försöket anses så hög recovery leda till stora driftproblem.

Tabell 8. Uppkoncentreringsförsök med nanofiltrering av lakvatten från avfallsanläggning A.

Vatten kvar	Recovery %	VRF ggr	Flux permeat l/m ² ,h	Normaliserat flux l/m ² ,h	Permeat konduktivitet mS/cm	Drivande kraft bar	Retentat konduktivitet mS/cm
200	0%	1	64	64	2,52	4,4	3,36
100	50%	2	60	63	2,63	4,2	3,91
70	65%	2,9	49	54	2,54	4,0	4,44
60	70%	3,3	47	54	2,57	3,9	4,68
50	75%	4	46	54	2,61	3,7	5,04
40	80%	5	44	55	2,66	3,6	5,42
30	85%	6,7	42	56	2,72	3,3	6
20	90%	10	38	58	2,81	3,0	6,97
10	95%	20	29	63	2,91	2,1	8,94
5	97,5%	40	23	58	3,09	1,8	11,75

Efter försöket med uppkoncentrering av lakvatten upprepades renvattentestet som visade ett flux på 117 l/m²,h vid 10 bar, vilket är 11% lägre än i renvattentest före försöket. Efter en alkalisk tvätt steg flux tillbaka till 131 l/m²,h. Det visar att även om så hög recovery ledde till fouling och/eller scaling så var den reversibel.

Analysresultaten visar att reduktionsgraden var relativt hög avseende alla PFAS (Figur 4-28). Även de PFAS som är mindre än nominell cut-off av membranet (PFBA, PFPeA) reducerats med ca 70%, vilket kan förklaras av andra mekanismer än endast "size exclusion" (Crone et al 2019).



Figur 4-28. Reduktion av PFAS, DOC och konduktivitet vid olika VRF vid försök med vatten från avfallsanläggning A. Observera att värden för VRF = 5-20 är reduktionsgrad (halter i samlat permeat och i inkommande vatten som ligger till grund för beräkning) och för VRF=40 visas retention (halter i sista permeatmängd och retentat ligger till grund för beräkningen).

Eftersom både permeat och retentat analyserats har det även gjorts en massbalans för att säkerställa att allt PFAS som avskildes hamnade i retentat och inte sorberats på membranet. Vid VRF 5 stämde balansen ungefär rätt med endast 10% av PFAS11 som saknades. Massbalans för VRF20 visade att endast 50% av PFAS11 återfanns i retentatet. Det är dock oklart huruvida osäkerheten i mätning av volymen och analysosäkerheten påverkade det resultatet. I massbalans som gjordes för liknande försök med lakvatten från avfallsanläggning F kunde inte någon sorption på membran observeras och massbalansen stämde mycket bättre (se nästa kapitel).

Förutom PFAS har även tungmetaller analyserats i inkommande lakvatten och samlat permeat efter uppkoncentrering till VRF 5. Reduktion av metaller och As var 82-99%.

Retentat från uppkoncentreringscykeln (från VRF 40) har behandlats genom ozonering med en dos 200 mg O₃/l. Fullständig reduktion av PFOS och PFOA och 60% reduktion av PFAS11 har observerats.

4.5.2 Nanofiltrering - Avfallsanläggning F

Försök med nanofiltrering av lakvatten från avfallsanläggning F gjordes enligt samma metodik och samma utrustning som försök med lakvatten från avfallsanläggning A, dock utanför projektet. Risk för scaling bedömdes som hög. Vattnets konduktivitet var högre (4,5 mS/cm) och permeabiliteten därför lägre. Försöken kördes vid ett tryck av 7 bar. Fluxet vid försöket minskade från initialt 40 l/m²,h till 18 l/m²,h vid VRF 10. Renvattenfluxet minskade efter försöket och var svårt att återställa helt även efter både alkalisk och sur tvätt.

Inkommande halter av PFAS var högre än i lakvatten från avfallsanläggning A (PFOS 100 ng/l; PFOA 430 ng/l; PFAS11 2600 ng/l). Reduktion av PFAS var bra och bättre än i försök med lakvatten från avfallsanläggning A (Tabell 9). Ett högre tryck kan delvis förklara den bättre reduktionen. Massbalansen över halter i permeat och retentat visar en bra överensstämmelse med mängder i inkommande vatten, vilket betyder att det observerades ingen sorption av PFAS på membranet. Råvattenprovet är även taget före patronfilter. Även för vissa metaller fanns en viss differens för vissa metaller i massbalansen då totalhalter användes, men då lösta fraktionen i inkommande vatten stämde massbalansen även för dessa mycket väl. Utöver adsorption till membranytan kan således viss reduktion och differens i massbalansen tillskrivas avskiljning i förfiltreringen troligen genom adsorption till partiklar.

Tabell 9. Uppkoncentringsförsök med nanofiltrering av lakvatten från avfallsanläggning F.

	Retention PFAS, %		Återfinns i permeat och retentat, % av mängd i inkommande vatten	
	Vid recovery 70 % (VRF 3,3)	Vid recovery 90 % (VRF 10)	Vid recovery 70 % (VRF 3,3)	Vid recovery 90 % (VRF 10)
PFHxS (Perfluorhexansulfonsyra)	94%	91%	82%	82%
PFOA (Perfluoroktansyra)	95%	94%	94%	94%
6:2 FTS (Fluortelomer sulfonat)	96%	94%	83%	83%
PFOS (Perfluoroktansulfonsyra)	97%	96%	90%	87%
PFBA (Perfluorbutansyra)	88%	83%	113%	113%
PFBS (Perfluorbutansulfonsyra)	85%	80%	112%	100%
PFDA (Perfluordekansyra)	83%	83%	95%	95%
PFHpA (Perfluorheptansyra)	95%	93%	81%	81%
PFHxA (Perfluorhexansyra)	95%	93%	70%	70%
PFNA (Perfluorononansyra)	92%	92%	121%	100%
PFPeA (Perfluorpentansyra)	93%	89%	78%	78%

Förutom reduktion av PFAS analyserades även tungmetaller och liknande reduktionsgrader som i försök med avfallsanläggning A observerades.

4.5.3 Chromafora Selpaxt - Avfallsanläggning I och J

Beskrivning av resultat av försök i detta kapitel är en kortfattad sammanfattning av en delrapport som Chromafora levererat till IVL. IVL var inte inblandat i försöken.

Lakvatten från avfallsanläggning I behandlas endast genom sedimentering och i dagsläget släpps vattnet till det kommunala nätet. Lakvattnet har därför inte genomgått biologisk behandling i en kontrollerad process och innehöll mycket alger, vilket försvårar applikation av de flesta reningstekniker. Lakvattnet förbehandlades genom förfiltrering genom flera olika förfilter under försöksperioden. Ett keramiskt platt filter med porstorlek 0,1 µm som fungerade väl i

laboratoriemiljö visade sig otillräckligt efter en månads användning. Under perioden har istället ett alternativt förfilter testas fram som visat sig klara de tuffa förhållandena i lakvattendammen mycket väl. Den största begränsningen under försöksperioden var att få förfiltrering att fungera bra. På grund av olika problem med igensättning av förfilter kunde endast ca 4 m³ vatten behandlas under försöket. Man kunde därför inte komma upp till den uppkoncentreringsgraden som tekniken har potential för enligt Chromafora (<0,5% av flöde tas ut som koncentrat).

Då det visat sig i tidigare labbförsök att blomningen i vattnet verkade påverka och binda vissa PFAS till sig valde Chromafora att utreda detta i början av försöksperioden genom att analysera flera prover som förfiltreras med olika filter och extrahera vatten/alg slurryn med aceton respektive etanol. Extraktionerna gav likvärdiga resultat och fick ut en del extra PFOS, PFHxS och PFNA jämfört med ett påsfilterat prov. Dessutom var halten efter förfiltrering högre för vissa PFAS (som PFBA, PFPeA, PFBS, PFHxA) jämfört med inkommande vatten. Man har sedan valt att använda den högsta halten bland de förbehandlade proverna som ett referensvärde för inkommande vatten och beräkna reduktionsgraden under hela 2 månaders försöksperioden utifrån den halten. IVL anser att man i stället borde analysera inkommande vatten innan eller efter förfiltrering under projektets gång och jämföra utgående halter med dessa halter.

Tabell 10. Koncentration av analyserade PFAS vid behandling av lakvatten från avfallsanläggning I med Selpaxt-teknologin. Referensen är den sammanställda maxkoncentrationen från inkommande prover förbehandlade på olika sätt.

	Referens	P57-Sel-1	P57-Sel-7	P57-S-v32	P57-S-v35	Reningsgrad, %
Datum	2020-06-01	2020-06-15	2020-06-30	2020-08-05	2020-08-26	
PFBS	140	21	<3	7,7	7,2	85 - >98%
PFHxS	34	<3	<3	<3	5	85 - >91%
PFOS, linjär	39	16	<5	<3	7,7	59 - >92%
PFOS, grenad	39	<3	<5	<3	<3	>92%
PFOS, total	78	16	<5	<3	7,7	79 - >96%
PFPeA	490	85	31	59	88	82 - 94%
PFHxA	420	59	16	40	44	86 - 96%
PFHpA	140	18	<3	12	10	87 - >98%
PFOA	190	24	<3	12	14	87 - >98%
6:2 FTS	17	4,1	<3	<3	<3	76 - >82%
PFBA	400	96	71	38	74	76 - 91%
PFNA	32	<5	<5	<5	<5	>84%
PFDA	<5	<5	<5	6,2	<5	
PFOSA	<5	<3	<3	<3	<3	
PFAS sum11	1 940	323	118	175	250	94%

Även om försök på avfallsanläggning I inte kunde bekräfta uppkoncentreringsgraden och även om det finns olika frågetecken kring beräkning av reduktionsgraden och den endast beräknas utifrån ett fåtal prover visar resultaten ändå att tekniken har en potential. Den stora fördelen med tekniken är att även PFAS med korta kolkedjor avskiljs bra. Reduktionsgraden av de längre PFAS är dock inte alltid stabilt hög. Utifrån riskvärdering av toxiciteten av de olika PFAS är det därför inte säkert att högre reduktion av korta PFAS är fördelaktig om reduktionsgraden av de längre är sämre.

Totalkostnaden för behandling av PFAS-förorenat lakvatten med tekniken på en deponi liknande avfallsanläggning I med en årsvolym av lakvatten av 100 000 m³ bedöms av Chromafora vara från ca 40 kr/m³.

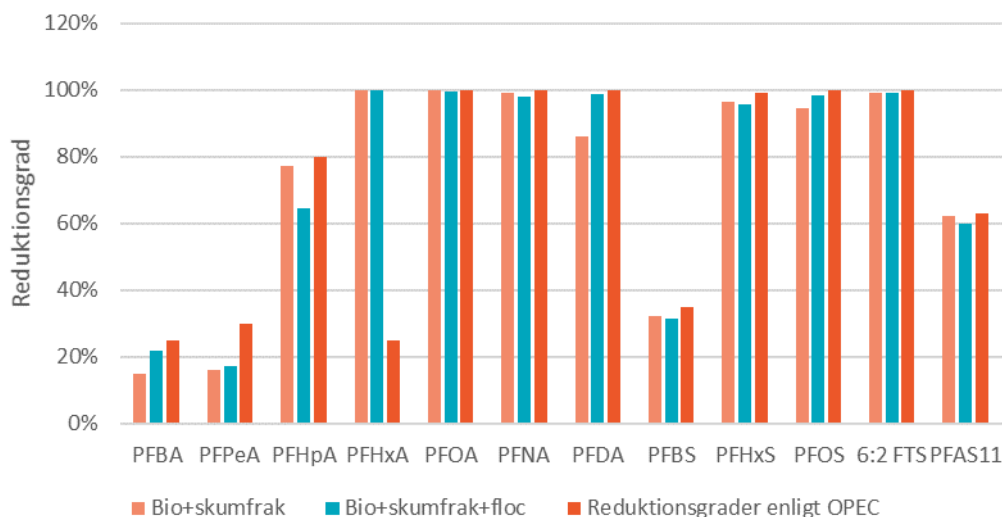
Efter att försöken på avfallsanläggning I var avslutade startade Chromafora även försök på avfallsanläggning J. Försök med rening av biologiskt behandlat lakvatten fick stoppas på grund av risk för igensättningar och försöken fortsätter i stället med användning av inkommande obehandlat lakvatten. Enligt Chromafora har man nått VRF 200 (0,5% av flöde tas ut som koncentrat) och jobbar för att öka uppkoncentrering ännu mer.

4.6 Skumfraktionering

4.6.1 Preliminära försök med lakvatten från avfallsanläggning B

I dessa försök var behandlingstiden ca 24 timmar och syften med försöken var (1) preliminär bedömning av reduktionsgrader som man kan få med skumfraktionering; (2) preliminär bedömning om skumfraktionering kan integreras i steg för biologisk rening av lakvatten; (3) se om sorption till bioslam kan stå för en signifikant avskiljning av PFAS.

Volym av skum som separerades var inte möjlig att reglera i dessa försök och det var 2,35 l vatten som rann över i form av skum, vilket ger VRF av 7,4. Analysresultaten visar att avskiljningsgraden var hög för PFAS med långa kolkedjor (Figur 4-29), vilket stämmer överens med skumfraktioneringsförsök som redovisas i följande kapitel och med de försök i full skala med förorenat grundvatten som OPEC Systems gjort tidigare (OPEC Systems 2020, visas även i liknande figurer i följande kapitel). Biologisk nedbrytning av PFAS bedöms inte vara en signifikant mekanism för PFAS reduktion i dessa försök. Att reduktionsgrader efter flockning är samma betyder även att sorption till slam var obetydande.



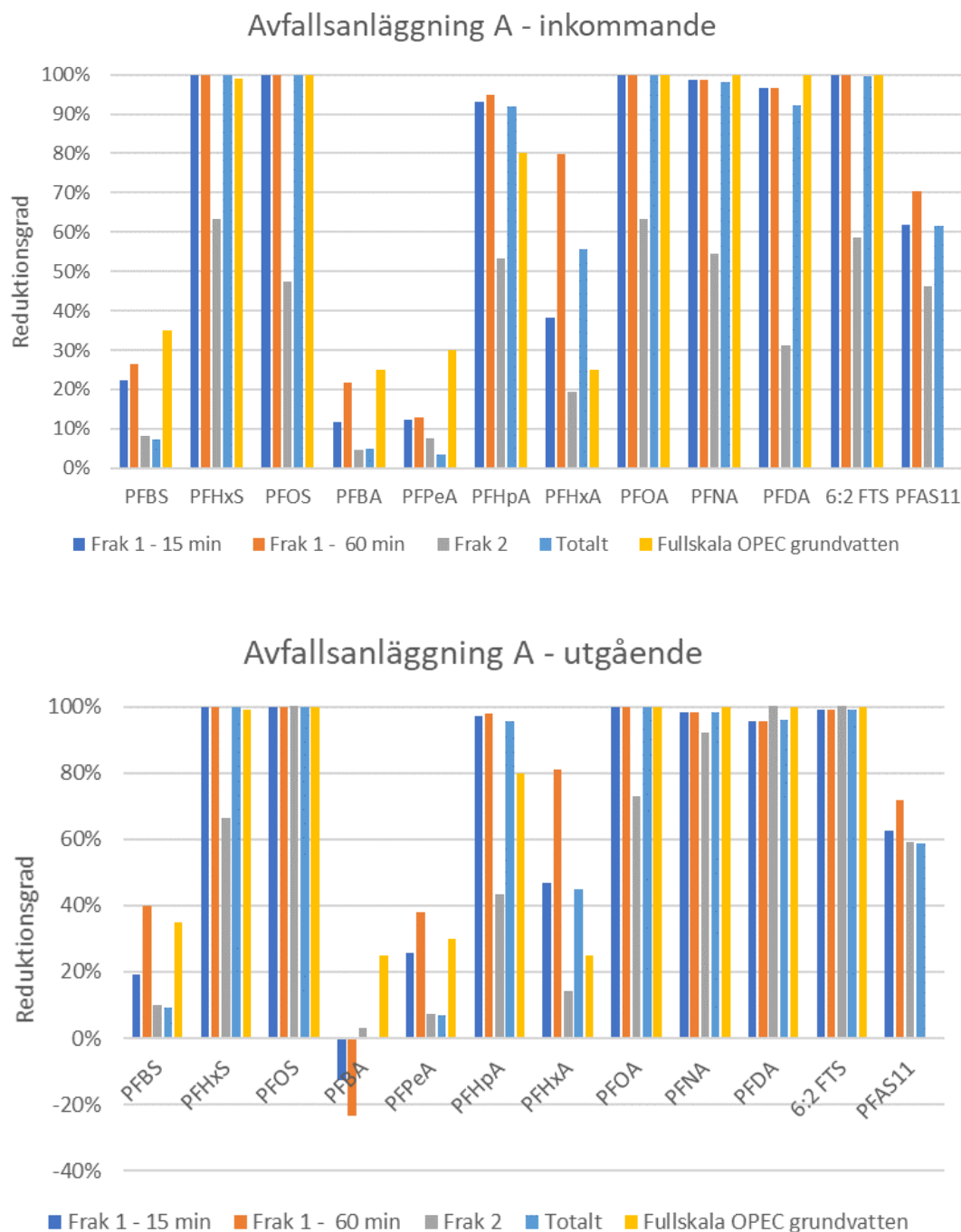
Figur 4-29. Reduktion av PFAS i preliminära skumfraktionering- och fällningsförsök.

4.6.2 Avfallsanläggning A

För avfallsanläggning A har både inkommande vatten (innan biologisk rening) och utgående vatten (efter biologisk rening, flockning och sandfiltrering) testats. Syftet med att testa båda typer av vatten var att se om det finns någon påverkan av förbehandlingen på reduktionsgrader och se hur dosering av skumdämpare till biologiska reningen påverkar separation av PFAS.

Skumdämparen doseras vanligtvis i det biologiska steget i förebyggande syfte och preliminära luftningsförsök visade att utgående vatten skummar mycket mindre än inkommande. Flera dagar innan provtagning av vatten för dessa försök har dock dosering av skumdämpare stoppats och en del av skumdämpare hunnit tvättas bort till provtagningen. Det visade sig under försöken att båda vatten skummade relativt lika, vilket kunde vara ett resultat av den stoppade doseringen av skumdämpare.

Reduktion av PFAS var jämförbar i försök med inkommande och utgående vatten (Figur 4-30). Generellt kan man se att reduktionsgraden för PFOS, PFOA, PFHxS och andra PFAS med långa kolkedjor var hög redan efter 15 min av behandling. Längre behandling gav endast ökning av reduktionsgrad för vissa ämnen, exempelvis PFHxA. Negativ reduktion av PFBA i dessa försök och andra försök i följande kapitel beror troligtvis på analysosäkerheten. Det är även tydligt att reduktionsgraden i sekundär fraktionering vanligtvis är väsentligt lägre än i primär fraktionering. Det medför att när renat koncentrat från skumfraktionering 1 recirkuleras tillbaka och blandas med inkommande vatten skapas det viss rundgång av PFAS och den slutliga reduktionsgraden blir lägre än vad analysresultat från dessa försök visar. Det har därför gjorts en massbalans och beräkning/bedömning av total reduktionsgrad som tar hänsyn till reduktionsgrad vid 60 min behandling och reduktionsgrad i sekundär fraktionering. Den beräknade totala reduktionsgraden visas också i Figur 4-30 och liknande figurer i följande kapitel.

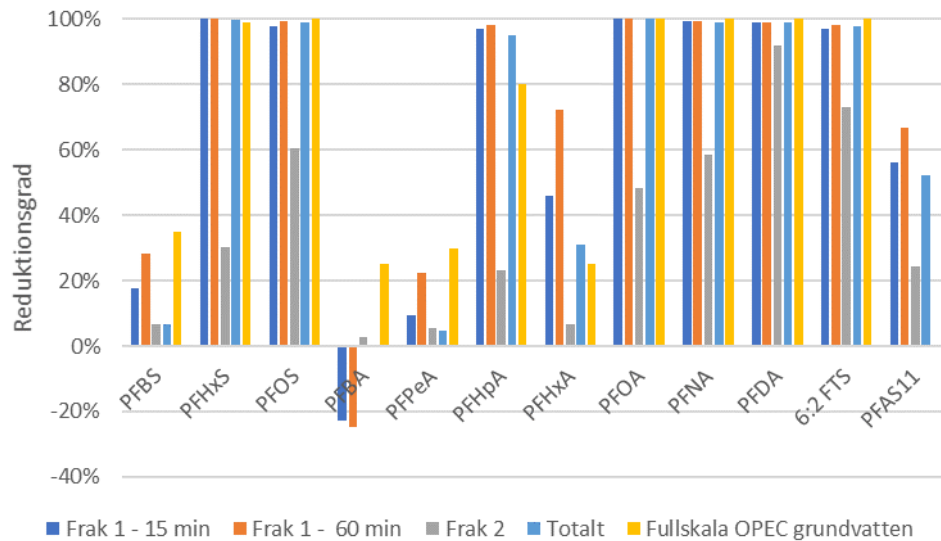


Figur 4-30. Reduktion av PFAS i skumfraktioneringsförsök på anläggning A.

4.6.3 Avfallsanläggning B

I försök med lakvatten från avfallsanläggning B har skum bildats som var lätt att separera. Analysresultaten är generellt liknande de som har fått för andra anläggningar med bra reduktion av PFAS som har långa kolkedjor och mindre bra/dålig reduktion av kortkedjiga PFAS (Figur 4-31). I jämförelse med de preliminära enkla försöken (se kapitel 4.6.1) var reduktionsgraden samma eller lägre i försök med bänkskaleutrustning. Exempelvis var reduktion av PFHxA endast 70% efter 60 min behandling i försök med bänkskaleutrustning jämfört med >99% i de preliminära

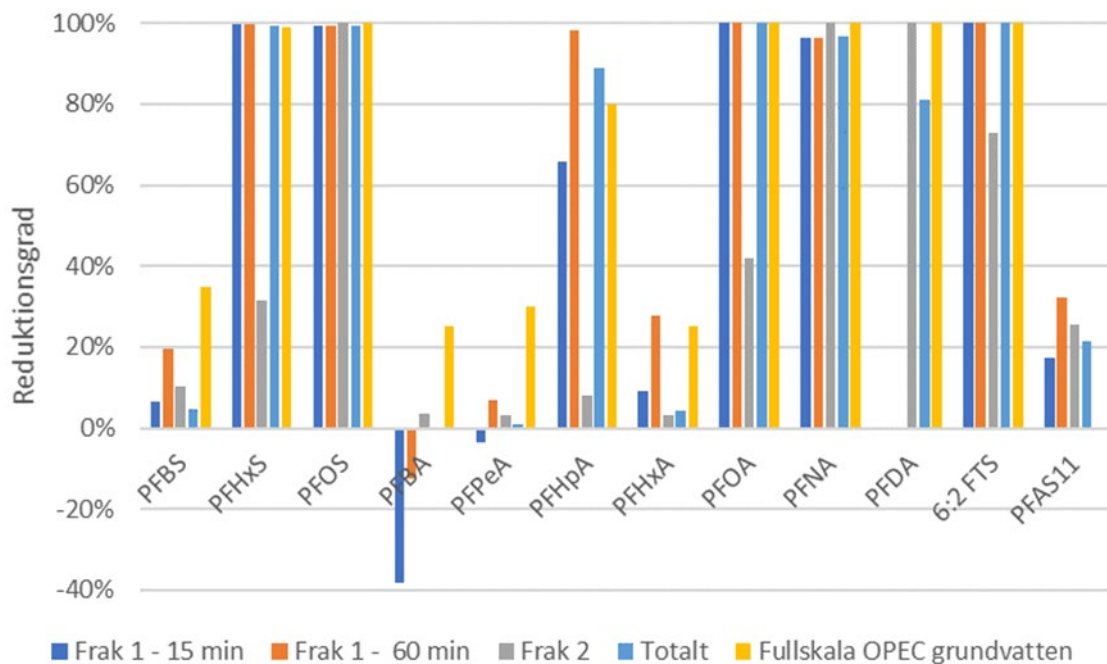
försöken. Det kan dock förklaras av mycket längre behandlingstid (24 h) och att det inte var samma sats av lakvatten som testats i dessa försök.



Figur 4-31. Reduktion av PFAS i skumfraktioneringsförsök på anläggning B.

4.6.4 Avfallsanläggning C

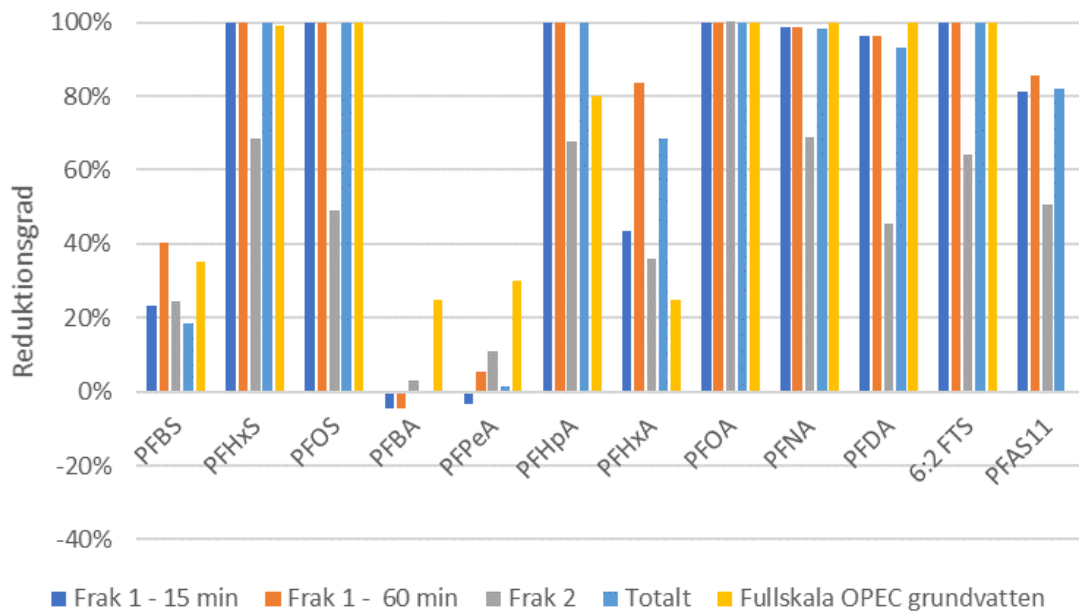
Utgående lakvatten från biologisk och kemisk rening från avfallsanläggning C testades. Man tillsätter kontinuerligt en liten dos av skumdämpare till biologiska reningen. Innan skumfraktioneringsförsöken har man dock testat att luften ett äldre prov av utgående vatten och skumbildning var hög varför tillsats av skumdämparen inte ansågs vara ett problem. Vid uppstart av skumfraktioneringsförsöket märkte man tydligt att skumbildning var minimal och luftbubblorna i kolonnen var stora. Förmodligen berodde dålig skumbildning ändå på dosering av skumdämpare i biologiska reningen. För att ändå kunna köra försök med detta vatten har 3 droppar av diskmedel Yes original lösts i ca 250 ml av lakvatten och tillsats kolonnen genom luftintagslangen. Denna metod användes både av OPEC Systems och andra tidigare för att förbättra skumbildning. Skumbildningen förbättrades och ingen tillsats av diskmedel behövdes för sekundär skumfraktionering. Analysresultaten visade att reduktion av de specifika PFAS var överlag liknande som för andra vatten (Figur 4-32), dock med lite lägre reduktionsgrader för kortare PFAS. Exempelvis är total reduktion av PFHxA ca 4% medan för andra lakvatten 31-75%. Reduktionsgrad avseende PFAS11 är också väldigt låg, vilket dock beror på fördelning av korta/långa PFAS i det specifika vattnet och inte på sämre avskiljning.



Figur 4-32. Reduktion av PFAS i skumfraktioneringsförsök på anläggning C.

4.6.5 Avfallsanläggning D

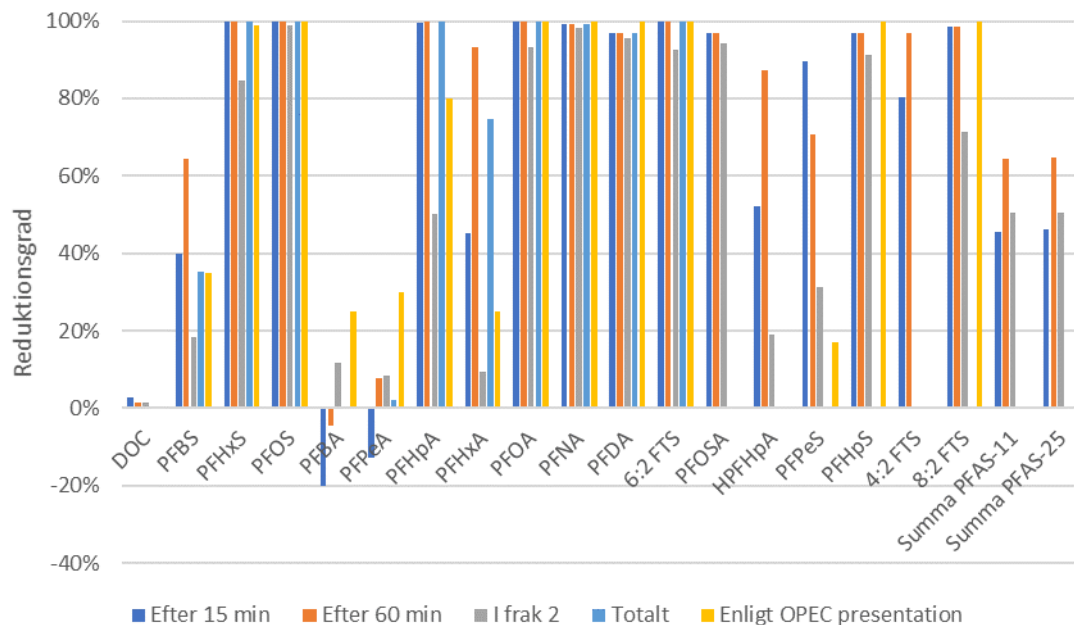
Lakvatten från avfallsanläggning D är lite speciellt eftersom det innehåller låga DOC halter och inte behöver behandlas biologiskt. Ett preliminärt luftningsförsök med ett gammalt prov visade att vattnet inte skummar. Provet som användes i försöket skummade dock tillräckligt bra och ingen tillsats av diskmedel behövdes. Reduktionsgrader för specifika PFAS var samma som för andra lakvatten men eftersom andelen PFAS med långa kolkedjor var hög var även reduktion av PFAS11 hög.



Figur 4-33. Reduktion av PFAS i skumfraktioneringsförsök på anläggning D.

4.6.6 Avfallsanläggning F

Både inkommande och biologiskt renat lakvatten användes i försöken av samma anledningar som diskuterats i kapitel 4.6.4. Inkommande vatten skummade extremt mycket vilket gjorde att väldigt mycket vatten följde med skummet från första sekunder av försöket. Försöket avbröts och börjades på nytt med fyllning av endast ca halva kolonnen med vatten. Skumseparering blev då bättre och mindre vatten följde med skummet. Man behövde dock pumpa in mer och mer vatten under försökets gång och i slutet av försöket var vattenvolymen i kolonnen samma som i de andra försöken. Det tyder på att de skumbildande ämnen som fanns i lakvattnet följde med skummet, vilket minskade skumbildningen. I försök med inkommande vatten har man testat att använda mer rent vatten för att avlägsna det hypotetiskt PFAS-rika vattnet i övre delen av kolonnen (se beskrivning av metod av försöken i kapitel 3.2.7.2). Reduktionsgrader var dock liknande som för utgående vatten (där mindre rent vatten använts) efter att de kompenserats för utspädning. Därför visas endast reduktionsgrader för utgående vatten. I dessa försök har fler PFAS ämnen analyserats och man ser i Figur 4-34 även reduktionsgrad i primär och sekundär skumfraktionering för dessa. Total reduktionsgrad har dock beräknats endast för PFAS som ingår i PFAS11.



Figur 4-34. Reduktion av PFAS i skumfraktioneringsförsök på anläggning E. Observera att total reduktionsgrad är beräknad endast för PFAS som ingår i PFAS11.

4.6.7 Avfallsanläggning K

Kjellgren (2020) har gjort försök med lakvatten från avfallsanläggning K som en del av sitt examensarbete. Försöken genomfördes i labbskala i en glaskolonn som hade en volym på 2,4 l. Luftningen skapades genom tillförsel av luft från en kompressor. Skummet avskildes manuellt genom att samla skummet i en slang som var kopplat till en vakuumpump och en behållare för uppsamling av provet. Det fanns möjlighet att tillföra och ta ut vatten från olika höjder i kolonnen. Försöken kördes både satsvist (fyllning, behandling, tömning) och även kontinuerligt genom att kontinuerligt pumpa in nytt vatten och ta ut en del av behandlat. Även tillsats av järnklorid, diskmedel och salt undersöktes.

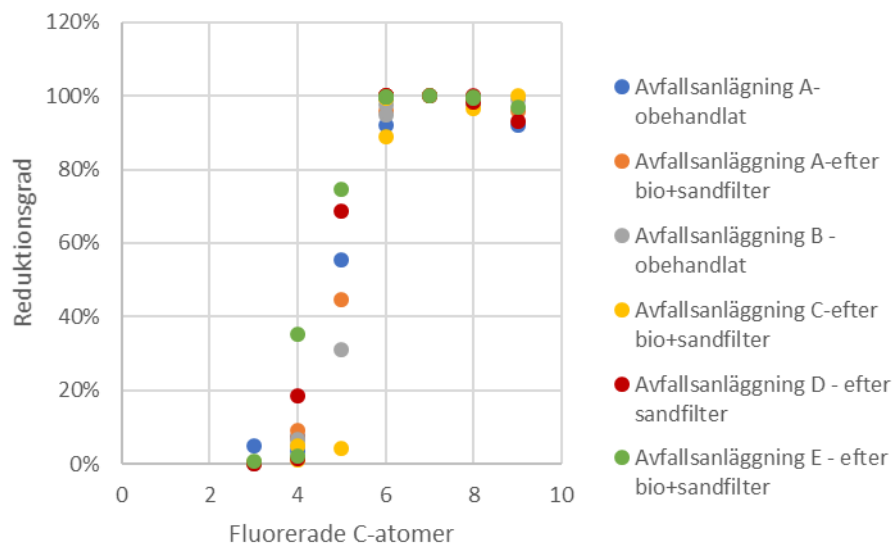
Generellt var avskiljningsgraden god för alla försök med reduktion av PFAS11 på 70-95% i olika experiment. Medel reduktion av PFAS med 3 fluorerade kolatomer var ca 20%, med 4 kolatomer – 40-65%, 5 kolatomer – 65-80% och oftast >90% för PFAS med längre fluorerade kolkedjor. Dessa resultat stämmer generellt överens med resultat av försök som har fått inom projektet. Notera att siffror ovan inte direkt kan jämföras med resultat i Figur 4-35 eftersom värdena avser endast primär fraktionering. Tillsats av diskmedel och järnklorid förbättrade avskiljning av PFAS något.

Att bra resultat har fått i Kjellgren (2020) trots relativt enkel försöksuppsättning visar åter igen att bra avskiljning av PFAS i primär skumfraktionering kan nås med relativt enkel uppställning. Det är dock oklart hur viktig bra processtyrning är för vidare uppkoncentrering av PFAS i sekundär och tertiär skumfraktionering.

4.6.8 Jämförelse av försök

Generellt kan man notera att avskiljningsgrader för specifika PFAS var liknande i alla försök som genomförts av IVL (Figur 4-35). PFAS som har 6 och fler perfluorerade kolatomer avskildes med

>85%. Även avskiljning av PFBA (3 perfluorerade kolatomer) var stabilt låg på <10%. Det fanns dock en stor skillnad i avskiljningsgrad av PFAS med 4 och 5 perfluorerade kolatomer. Troligtvis beror den skillnaden mest på själva vattnet. Även om försöken genomfördes enligt samma metod går det dock inte att utesluta att viss skillnad i proceduren påverkat resultaten. Det har gjorts endast en försöksomgång med varje vatten och för att få en mer noggrann bedömning av förväntad avskiljningsgrad i en fullskaleanläggning skulle fler försök i bänkskala med flera prover av samma lakvatten eller försök i pilotskala krävas.



Figur 4-35. Sammanställning av reduktionsgrader för alla försök som genomförts av IVL i samarbete med Envytech och OPEC Systems. Total beräknad reduktionsgrad i primär och sekundär skumfraktionering redovisas i figuren.

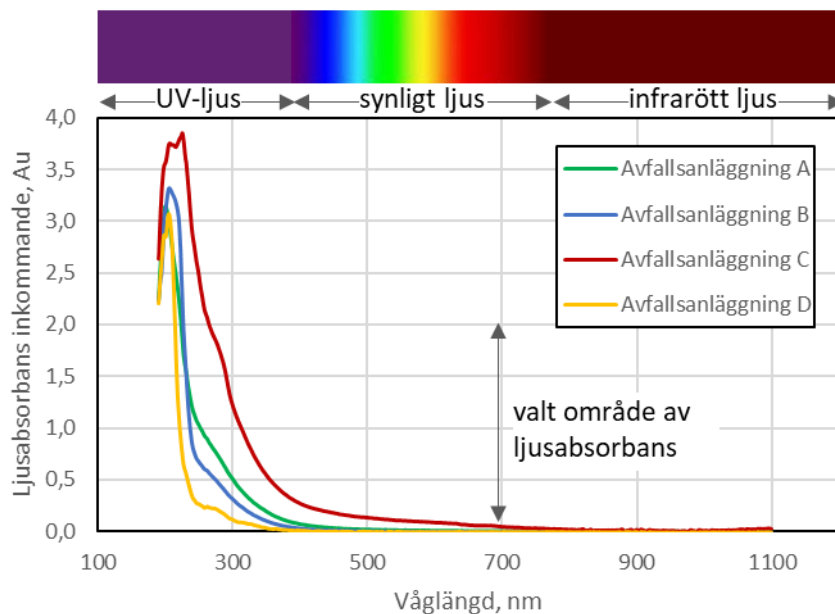
Försök med bänkskaleutrustning från Envytech möjliggjorde bedömning av reduktionsgraden med skumfraktionering med relativt liten arbetsinsats. Nackdelen med dessa försök är dock att det inte är möjligt att få samma volymreduktion och uppkoncentrering av PFAS som i en anläggning i större skala. Total VRF i primär och sekundär fraktionering var olika i olika försök, vilket berodde på hur bra skummet bildats och hur länge man har valt att fortsätta skumseparering i sekundär fraktionering. Enligt Envytech kan man förvänta uppkoncentrering med 10 ggr i primär fraktionering, 1 000 ggr i sekundär fraktionering och 5-200 ggr i tertiär fraktionering (Envytech 2020). Det get en total uppkoncentrering av ca 10 000 ggr i primär och sekundär fraktionering tillsammans. I försök med bänkskaleutrustning var VRF 117-470 ggr. Eftersom kostnad för rening till stor beror del på hur mycket koncentrat det bildas behöver uppkoncentreringsgrader verifieras med pilot- och/eller fullskaleförsök. Envytech har nu installerat en fullskaleanläggning på Tveta avfallsanläggning och tekniken kommer testas i pilotskala på NSR:s avfallsanläggning Filborna inom ett av Avfall Sverige delfinansierade projekt.

4.7 Kompletterande analyser och försök

4.7.1 Uppföljning av reningseffektivitet genom mätning av ljusabsorbans

Resultat av försök med GAK och jonbytare visade tydligt vikten av uppföljning av kolfilter och jonbytare avseende reduktionsgrad av olika PFAS. Även om kommersiella laboratorier erbjuder PFAS-analys med relativt kort svarstid är kostnaden fortfarande hög. Det finns därför behov av att kunna uppskatta (om än grovt) utgående halter av PFAS med enklare mätningar eller analyser. I alla prover som analyserats avseende PFAS mättes även ljusabsorbans med våglängder 190-1100 nm. I detta kapitel beskrivs både den utvecklade metodiken för hur utvärdering av resultat av liknande försök med annat vatten/filtermaterial kan göras och själva resultatet och dess tolkning.

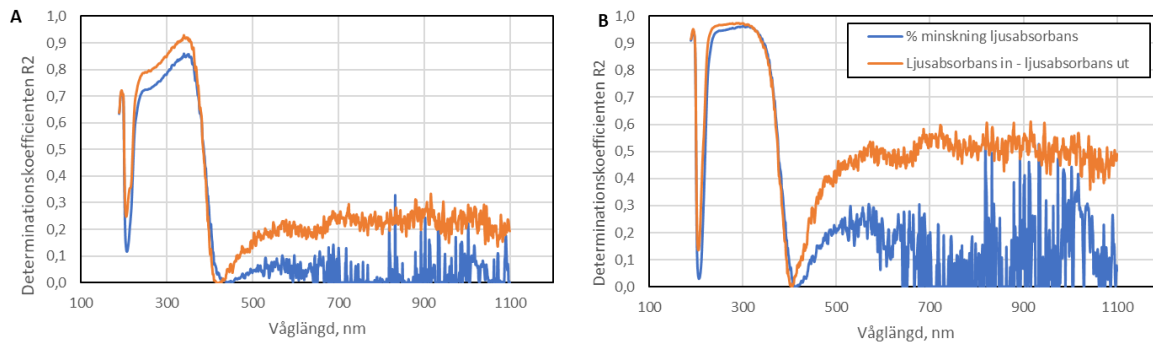
Resultat av medel ljusabsorbans i inkommande vatten från avfallsanläggningarna visar att ljusabsorbansen är störst i UV-området där upp till 99,99% av ljuset sorberas av provet medan i synligt och infrarött område är ljusabsorbansen mycket lägre (Figur 4-36). Även om spektrofotometer kan mäta ljusabsorbanser > 3 Au är noggrannheten mycket lägre och en praktisk gräns för när ljusabsorbansmätning kan användas ligger kring 2 Au. Noggrannheten av spektrofotometern är 0,005 Au vid absorbanser <0,6 Au. Det har därför valts att använda endast de våglängder som ger ljusabsorbans i området 0,05-2 Au.



Figur 4-36. Medel ljusabsorbans vid våglängder 190-1100 nm för inkommande prover av lakvatten.

Nästa steg i bedömning av möjligheten för användning av ljusabsorbansmätning för uppföljning av processen var att korrelera avskiljningsgrad av PFAS med ändring av ljusabsorbansen. Ändring av ljusabsorbansen kan uttryckas som skillnad i absorbans mellan inkommande och behandlat prov och som ändring i procent. Båda sätt utvärderades. Man kunde försöka korrelera ljusabsorbansen med varje PFAS men det har valts att korrelera endast mot PFOS och summa PFAS11 då utvärderingen ändå blev väldigt komplex. För PFAS11 gjordes även beräkning av korrelation där endast positiva avskiljningsgrader användes för korrelationen. För att utvärdera vilken våglängd som ger bästa korrelation har beräkning av determinationskoefficienten R^2 gjorts för varje frekvens

och frekvensområdet som ger högsta värden av R^2 har valts. Ett exempel på beräknade R^2 vid utvärdering av PFAS-rening med GAK-filter på avfallsanläggning A visas i Figur 4-37. Man ser tydligt att korrelation av PFOS-avskiljning är högst vid våglängder 335-355 nm och högsta R^2 är 0,93. Korrelation av PFAS-avskiljning är högst vid våglängder 275-320 nm och högsta R^2 är 0,97. För dessa försök ger skillnad i ljusabsorbans bättre överensstämmelse än reduktion av ljusabsorbans i procent. I andra försök var korrelationen ofta samma för båda eller ibland även bättre för reduktion av optisk densitet i procent.



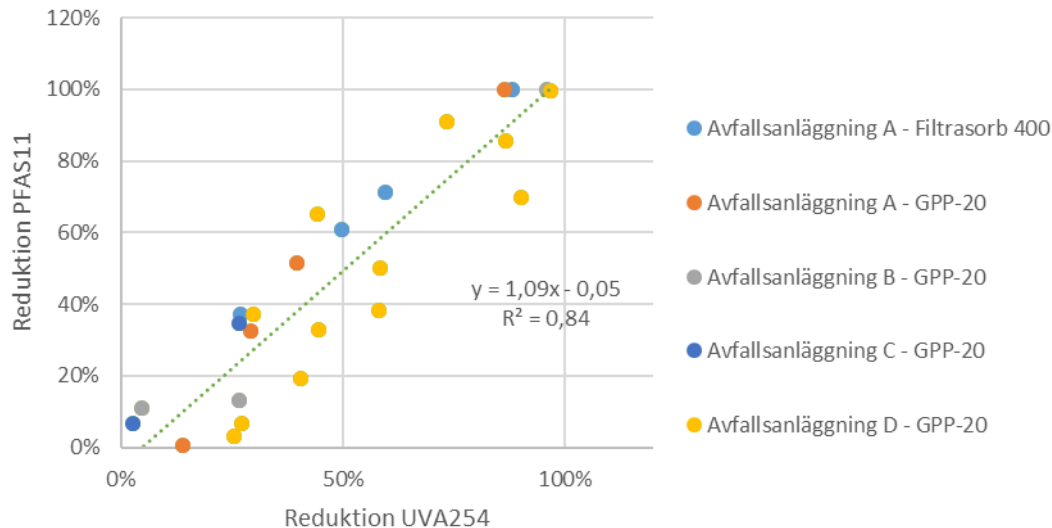
Figur 4-37. Ett exempel på utvärdering av korrelation av PFAS-avskiljning i kolfilter (Filtrisorb 400) vid rening av lakvatten på avfallsanläggning A: A – korrelation mot avskiljning av PFOS; B – korrelation mot avskiljning av PFAS11.

Man ser tydligt från Tabell 11 att korrelationen av PFAS- respektive PFOS-avskiljning till UVA är mycket bättre för GAK än för jonbytaren och att korrelationen mot reduktion av PFAS11 är bättre än mot reduktion av PFOS. Det kan förklaras av att det inte är just PFAS utan andra organiska föreningar som sorberar ljuset. När GAK blir mättad med organiska föreningar börjar deras halt i utgående vatten öka, vilket ger högre ljusabsorbans. Samtidigt leder mättnad av kolet även till att rening av PFAS fungerar sämre. Eftersom genombrott av PFAS11 skedde ungefär samtidigt som genombrott av DOC för de studerade vattnen blev även korrelation mot PFAS11 bättre. Rening av PFOS fungerade relativt bra även när rening av DOC var nära noll och därför är korrelationen sämre. I försök med jonbytaren minskade reduktion av organiska ämnen (DOC) väldigt snabbt medan reduktion av PFAS11 och speciellt PFOS fortfarande var bra över en längre tid. Därför är korrelationen för jonbytaren sämre. Korrelation av PFAS- eller PFOS-avskiljning mot avskiljning av DOC (determinationskoefficienten R^2) är alltid sämre än för motsvarande korrelation mot ljusabsorbans (se Tabell 11).

Tabell 11. Sammanställning av alla korrelationer för alla kolonnförsök genomförda inom projektet. Alla R2 >0,9 är markerade med grön bakgrund.

		PFAS-positiva		PFAS-alla		PFOS-alla		
		avskiljningsgrader %Abs- %PFAS	Δ Abs - %PFAS	avskiljningsgrader %Abs- %PFAS	Δ Abs - %PFAS	avskiljningsgrader %Abs- %PFOS	Δ Abs - %PFOS	
Avfalls- anläggning A, användbar våglängd 224-417 nm	Filtasorb 400	Max R2	0,95	0,97	0,97	0,97	0,86	0,93
		Vid, nm	296	296	313	288	341	341
		Område med liknande R2 R2 vid korrelation mot DOC	286-302	286-302	277-322	277-322	338-354	338-354
	Purolite PFA694A	Max R2	0,83	0,86	0,35	0,37	0,10	0,35
		Vid, nm	323	323	249	249	249	249
		Område med liknande R2 R2 vid korrelation mot DOC	314-326	314-326	239-269	239-269	239-269	239-269
	GPP-20	Max R2	1,00	1,00	0,99	0,99	0,79	0,82
		Vid, nm	323	327	323	327	364	364
		Område med liknande R2 R2 vid korrelation mot DOC	298-336	298-336	309-340	309-340	362-366	362-366
Avfalls- anläggning B, användbar våglängd 227- 372	Purolite PFA694A	Max R2	0,84	0,79	0,77	0,70	0,53	0,41
		Vid, nm	358	346	357	253	236	235
		Område med liknande R2 R2 vid korrelation mot DOC	354-359	344-354	341-358	242-269	234-238	233-239
	GPP-20	Max R2	1,00	1,00	0,97	0,99	0,82	0,72
		Vid, nm	237	238	239	239	357	335
		Område med liknande R2 R2 vid korrelation mot DOC	235-243	235-243	236-290	236-290	343-376	298-366
Avfalls- anläggning C, användbar våglängd 265- 712	Purolite PFA694A	Max R2	0,55	0,55	0,17	0,17	<0,1	<0,1
		Vid, nm	300	300	233	233	-	-
		Område med liknande R2 R2 vid korrelation mot DOC	250-400	250-400	227-254	227-254	-	-
	GPP-20	Max R2			0,16	<0,1	<0,1	<0,1
		Vid, nm	För få värden för utvärdering		273	-	-	-
		Område med liknande R2 R2 vid korrelation mot DOC			265-300	-	-	-
Avfalls- anläggning D, användbar våglängd 214- 339	Purolite PFA694A	Max R2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
		R2 vid korrelation mot DOC	<0,1	-	<0,1	-	<0,1	-
	GPP-20	Max R2	0,79	0,57	0,62	0,38	0,57	0,34
		Vid, nm	252	253	311	303	311	305
		Område med liknande R2 R2 vid korrelation mot DOC	214-285	248-263	296-340	296-313	298-330	297-316

Korrelation mot ljusabsorbans och mot DOC är generellt mycket bättre för avfallsanläggningar A och B jämfört med anläggningar C och D. Detta visar att användning av ljusabsorbansmätning eller DOC-analys för detektion av genombrott kan fungera för vissa anläggningar medan den för andra inte kan användas. Därför behöver man utvärdera möjligheten för användning av ljusabsorbansmätning som indikatorparameter för varje specifikt vatten och specifikt sorptionsmaterial. Även den våglängd som ger bästa korrelationen varierar mellan vatten och sorptionsmaterial men ligger normalt inom området 230-340 nm. Vanligtvis används absorption av ljus med 254 nm våglängd (UVA254) för uppföljning av DOC reduktion, vilket fungerar även relativt bra för uppföljning av reduktion av PFAS11 med GAK-filter (Figur 4-38).

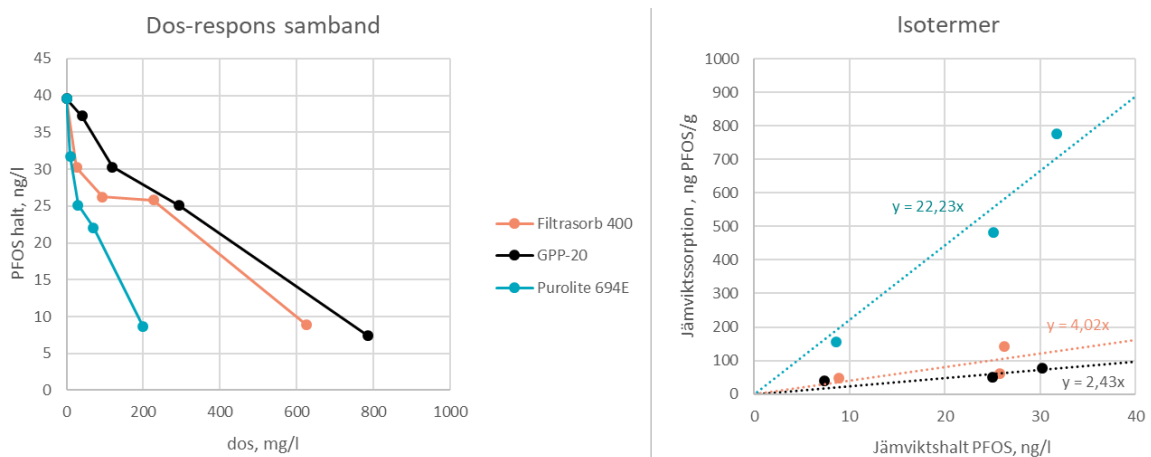


Figur 4-38. Korrelation mellan UVA254 reduktion och reduktion av PFAS11.

4.7.2 Skakförsök

4.7.2.1 Försök med samlingsprover av lakvatten från avfallsanläggningar A-D

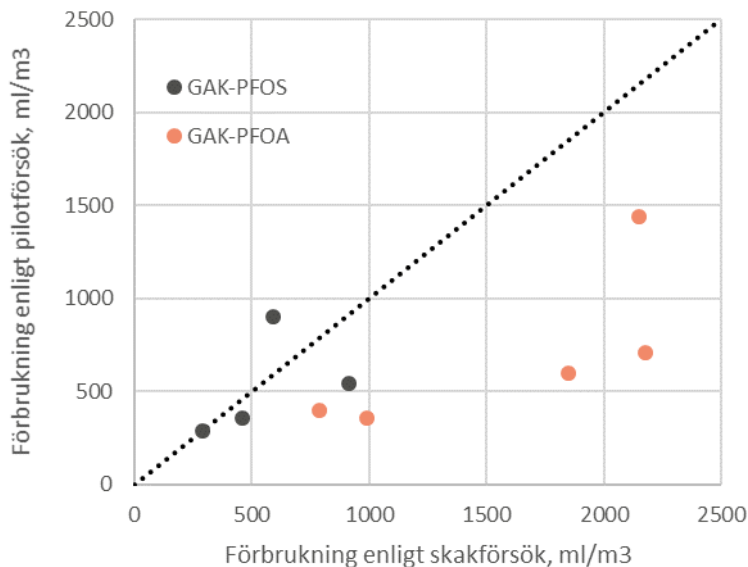
Skakförsök visade generellt samma skillnader i sorptionskapaciteter av de studerade filtermaterialen som vid pilotförsöken. Exempelvis var sorption av PFOS lite sämre i försök med GPP-20 jämfört med Filtrisorb 400 och bäst i försök med Purolite PFA694E (Figur 4-38). Efter omräkning av resultat till isotermer och borttagning av outliers approximerades resterande punkter med antingen en rak trendlinje eller med en logaritmisk trendlinje, beroende på vilken som gav bäst korrelation. I vissa fall var spridning av punkterna så hög att ingen approximering kunde göras. Jämviktssorption vid halt av PFOS och PFOA i inkommande vatten beräknades från trendlinjerna och kunde sedan användas för beräkning av teoretisk förbrukning av filtermaterial för reduktion av PFOS respektive PFOA vid användning av filtermaterialet i en kolonnprocess.



Figur 4-39. Exempel av resultat från skakförsök: dos-respons samband och isotermer för PFOS från försök med samlingsprov av lakvatten från avfallsanläggning A.

Beräknade förbrukningarna enligt skakförsöken och utifrån genombrottskurvorna från pilotförsöken visade dålig överensstämmelse även om resultaten ger samma storleksordning

(Figur 4-39). Överensstämmelsen var speciellt dålig för PFOA. De förväntade förbrukningarna enligt skakförsöken var upp till 350% högre än enligt genombrottskurvor i de kontinuerliga försöken. Det är oklart varför överensstämmelsen var inte bra men några av möjliga förklaringar är: (1) hög osäkerhet av PFAS-analysen, vilket spelar störs roll vid låga doser av sorbent; (2) lägre kontakttid/sorptionstid i skakförsöken (2 d jämfört med några månader i kontinuerliga försök); (3) totalblandat system i skakförsöken gör det svårt att simulera kolonnverkan, vilket spelar mindre roll vid rening av en komponent från rent vatten men är mer viktigt vid rening av flerkomponentblandning.



Figur 4-40. Korrelation mellan förbrukningar av GAK enligt skakförsök med förbrukningar enligt pilotförsök.

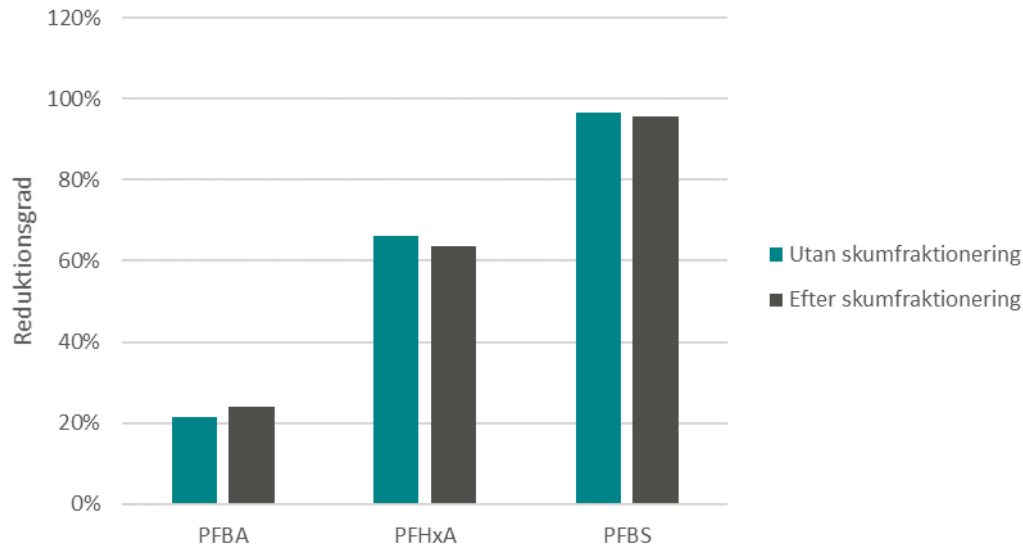
Slutsatsen av dessa försök är att även om skakförsök kan användas för preliminär bedömning av sorptionsförmåga av olika material avseende PFAS rening är osäkerheten alldeles för hög för att kunna basera dimensioneringen enbart på skakförsök.

4.7.2.2 Försök med vatten innan och efter skumfraktionering

Vid skumfraktionering avskiljs de längre PFAS bra medan de kortare avskiljs dåligt. Man kan dock komplettera skumfraktionering med polerande rening i jonbytar- eller kolfilter för att få en större avskiljning även av de korta PFAS. Det är dock oklart hur mycket förbehandlingen med skumfraktionering påverkar förbrukning av filtermaterial. Teoretiskt, kan reduktion av en del av PFAS i skumfraktionering göra att livslängden av, exempelvis, jonbytare förlängs eftersom färre sorptionsplatser förbrukas med varje liter av vatten som pumpas genom kolonnen. Om sorptionskapaciteten beror mer på halt av andra organiska molekyler (som inte avskiljs med skumfraktionering) kommer förbrukning av filtermaterial vara i samma storleksordning med eller utan förbehandling med skumfraktionering.

För att undersöka hur en förbehandling med skumfraktionering påverkar avskiljning av PFAS med korta kolgedjor har skakförsök gjorts för ett prov av utgående lakvatten från avfallsanläggning C och ett prov av samma vatten efter behandling med skumfraktionering. Endast ett skakförsök med en dos av 300 mg/l av Purolite PFA694E genomfördes med dessa prover. Reduktionsgrader av endast de PFAS som avskildes dåligt med skumfraktionering visas i Figur 4-41. Även om man inte

kan dra några långtgående slutsatser från enstaka försök tyder resultaten på att förbehandling med skumfraktionering inte ger någon väsentligt förbättrad rening av kortkedjiga PFAS med jonbytare. Kontinuerliga kolontester rekommenderas dock eftersom skakförsöken ger osäkra resultat enligt diskussion ovan.

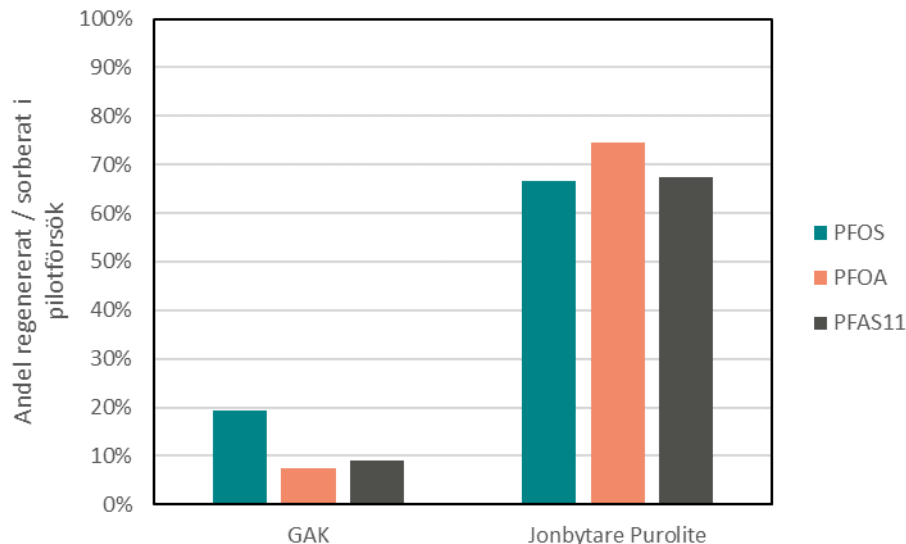


Figur 4-41. Resultat av skakförsök med lakvatten från referensanläggning C utan och med förbehandling genom skumfraktionering.

4.7.3 Regenerering av GAK och jonbytare

Det har tidigare gjorts försök med regenerering av både GAK och jonbytare efter rening av PFAS-förorenat vatten (Chularueangaksorn et al 2014, Senevirathna 2010). De lösningar som användes var 100% metanol för regenerering av GAK och en 70% lösning av metanol i vatten med NaCl för jonbytaren. Samma lösningar användes för regenerering av GAK (GPP-20) och jonbytaren mättade efter försök på avfallsanläggning A. Purolite testade tidigare att regenerera PFA694E med en lösning av NaOH men rekommenderade inte regenerering. Det har ändå valts att göra försök med regenerering av Purolite PFA694E med 3% NaOH lösning. Massan som användes i försök på avfallsanläggning B användes.

Massbalans över sorberade mängder under kontinuerliga försöken och mängder i förbrukad regenereringslösning visade att regenerering av GAK fungerade väldigt dåligt då endast 7-20% av olika PFAS sorberats bort från materialet efter regenerering med 9 BV av metanol (Figur 3-10). Dessa resultat stämmer överens med resultat av Chularueangaksorn et al (2014) som också har fått desorption <20% efter regenerering med 10 BV metanol. Regenereringsgraden ökade dock till ca 65% om 40 BV metanol användes. Regenerering med en högre volym av metanol testades inte eftersom kostnaden av så hög volym av metanol då skulle vara ca 18 gånger högre än kostnaden för nytt GAK och det skulle inte vara ekonomiskt motiverat att regenerera GAK.



Figur 4-42. Resultat av regenerering av GAK och jonbytare efter försök på avfallsanläggning A.

Regenerering av jonbytaren blev mycket bättre med desorption av 67-75% av PFAS. Ekonomisk utvärdering visar dock att inte heller regenerering av jonbytaren inte är ekonomisk motiverad om regenereringslösningen används endast en gång. Metanol skulle behöva skickas på destruktion som farligt avfall och kostnaden för själva destruktionen skulle vara samma som kostnad för ny jonbytare. Det finns dock potential för återvinning av regenereringslösningen genom separering av PFAS från den. Den finns en patenterad teknik som använder just den principen (Nickelsen och Woodard 2017). Förbrukad metanol återvinns genom destillation och återanvänds medan PFAS-koncentrat kan skickas på destruktion. Det har startats ett nytt projekt som delvis finansieras av Avfall Sverige och SIVL där just regenerering av filtermaterial och återvinning av regenereringslösningen kommer undersökas mer.

Regenerering av jonbytaren med NaOH gav väldigt dålig desorption då endast ca 0,2% av sorberat PFAS återfanns i förbrukad regenereringslösning.

5 Kostnad

5.1 Reningskostnad med olika tekniker

En grov investeringskostnads-kalkyl har gjorts av WSP för alla tekniker som testats i projektet förutom för skumfraktionering. Även driftkostnader beräknats av WSP förutom kostnader för byte av filtermaterial. Reningskostnad för skumfraktionering har tagits fram av IVL med utgångspunkt av uppgifter som levererats av Envytech. Envytech erbjuder två modeller för leverans av deras skumfraktioneringsanläggningar: (1) hyra av en anläggning med kapacitet på 240-700 m³/d som inkluderar skumfraktioneringssteg 1-3 för 10 000 kr/mån inkl. underhåll och kvittblivning av koncentrat men exklusive elkostnad; (2) leverans av en liknande anläggning men endast med uppkoncentreringssteg 1-2 för 10 Mkr. Det senare alternativet har använts i rapporten eftersom reningskostnaden då blir betydligt lägre. Alternativet med hyra anses dock vara intressant för de avfallsanläggningar som inte vill binda sig till en specifik teknik.

Det har valts att göra en kostnads kalkyl endast för flöde 15 m³/h, vilket motsvarar årsvolym av vatten på ca 100 000-120 000 m³.

5.1.1 Förutsättningar och avgränsningar

Följande scenarion har kostnadsberäknats för avfallsanläggning A med mål att reducera minst 85% PFOS och PFOA:

- GAK Filtrasorb 400 – två kolonner med EBCT 30 min i varje kolonn.
- GAK GPP-20 – två kolonner med EBCT 45 min i varje kolonn.
- Jonbytare - två jonbytar kolonner i serie med 10 min EBCT i varje.
- PAK – dos 200 mg/l, silos som räcker 3 månader, slurryberedning och pumpning till en kontakttank med 1 h uppehållstid, flockningssteg med 10 min uppehållstid (tank+pump, antar att tank med flockningsmedel finns), lamellseparator
- Ozon – dos 25 mg/l, mediafilter efteråt (fungerar som biologisk polering för minskning av toxicitet)
- NF – Tryck 5 bar, flux 30 l/m²,h som medel, membran NF270, förbehandling typ MF eller liknande (vatten redan passerat sandfilter så halter susp är låga)
- Skumfraktionering – en standard container från Envytech har antagits köps in. Vid max flöde på 15 m³/h kommer behandling av 1 batch vara max 22 min inkl. fyllning/tömning på 10 min.

Investeringskostnader för GAK- och jonbytarfilter för avfallsanläggningar B-D samt för avfallsanläggning A för andra reningsmål har tagits fram genom uppräknings enligt tumregeln att ökning av anläggningens storlek med 100% ger 50% ökning av investeringskostnad.

Investeringskostnaderna för alla alternativ förutom skumfraktionering inkluderar kostnader för utrustning och arbete och alla påslag inkl. påslag för byggherrekostnader. För skumfraktionering antas investeringskostnaden vara endast kostnad för containern från Envytech plus 300 tkr för rördragning till/från containern. Det kan dock tillkomma kostnader för ev. upphandling och eventuellt en tank för uppsamling av koncentrat. För samtliga alternativ antogs avskrivningstiden vara 15 år för process och 30 år för byggnad och den årliga räntan 4 %.

I samtliga alternativ antas det inkommande lakvattnet ha renats från partiklar genom ett sandfilter. I alternativet med nanofiltrering har kostnaden för rejektvattenbehandling inte beräknats. Vid kostnadsuppskattningen har det antagits att lakvattnet har låg kloridhalt. Är kloridhalten i lakvattnet hög kan detta leda till att kostnaden för utrustning i plast och rostfritt material ökar eftersom högre materialkvalitet erfordras.

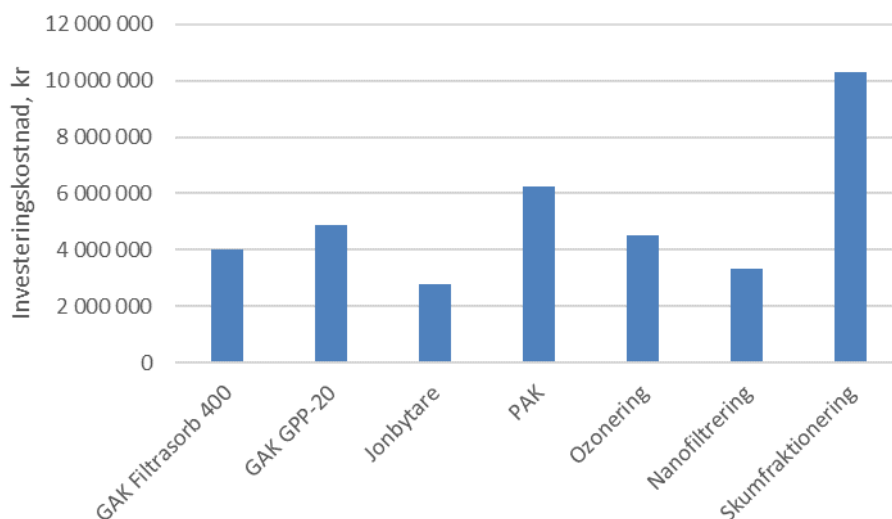
Vid utformning av PAK-doseringsutrustning kan valet av kol påverka huruvida ATEX-klassning behöver beaktas. Den utrustning som finns med i kostnadsberäkningen tar höjd för att t.ex. kolsilon behöver vara ATEX-klassad. Kostnaden för PAK-alternativet kan även påverkas av huruvida kolsilo placeras inomhus eller utomhus. I kostnadsberäkningen har det antagits att silon står utomhus. Det har även antagits att PFAS-reningssteget kompletterar befintlig rening. För avfallsanläggningar som har ett steg av metallfällning med efterföljande sedimentering kan möjligtvis PFAS-rening och metallfällning kombineras så att ingen ny lamellseparator behövs. Den

kombinationen har dock inte testats. Dessutom har långt ifrån alla lakvattenreningsanläggningar den utformningen.

Det antagits att det krävs en separat byggnad för PFAS-reningssteget och att en enkel byggnad från sandwich-element byggs för alla alternativ exklusive skumfraktionering. Skumfraktionering installeras i en container i stället.

5.1.2 Investeringskostnad

Investeringskostnaden för olika behandlingsalternativ har beräknats vara 2,8-10,3 Mkr för olika behandlingsalternativ (Figur 5-1). Investeringskostnad för jonbytarfilter är den lägsta eftersom kontakttiden är kort, vilket ger små filtertankar. Det har antagits att kontakttiden är 10 min i varje tank. Man kan även minska kontakttiden ytterligare till 5 min vilket skulle ge ännu kompaktare anläggning. Den näst högsta investeringskostnaden är för PAK-alternativet, vilket beror på att det behövs en stor silostank och densiteten av PAK i expanderad form är låg. Ett ytterligare steg av flockning och lamelledimentering kräver också investering och tar plats. Vid amorteringstiden på 15 år, kalkylränta 4% och 90% utnyttjandegrad motsvarar dessa investeringskostnader en specifik kostnad på 1,5-5,0 kr/m³.



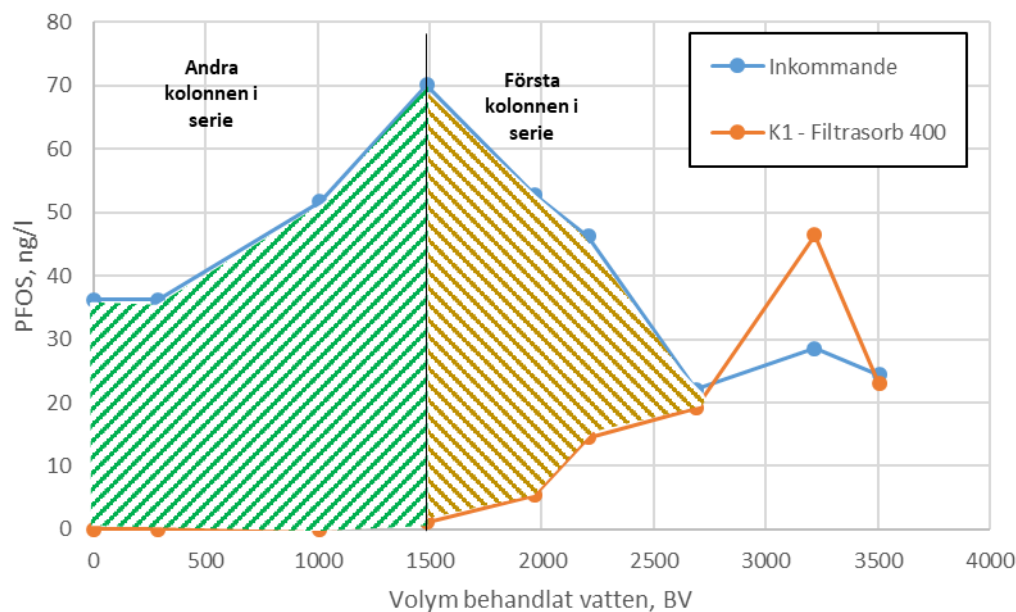
Figur 5-1. Investeringskostnad för olika behandlingsalternativ.

5.1.3 Driftkostnad

5.1.3.1 Förbrukning av filtermaterial

Förbrukning av filtermaterial har beräknats utifrån genombrottskurvor för flera reningsmål. För kostnadsjämförelse som presenteras i kapitel 5.1.3.4 har förbrukning av material beräknats med mål att reducera minst 85% PFOS och PFOA. Eftersom genombrott av PFOA kommer tidigare är det den som är dimensionerande för beräkning av förbrukning av filtermaterial och vid den beräknade förbrukningen kommer reduktion av PFOS vara nära fullständig. Förbrukning av filtermaterial (i ml/m³ vatten) har beräknats i det fallet genom att dela halten PFOA i inkommande vatten (i µg/m³) med maximal sorberad mängd under hela perioden (i µg/ml).

Denna beräkningsmetod bygger på att två eller fler kolonner används i serie och att kontakttiden i alla kolonner är tillräcklig för fullständig reduktion av föroreningen. Se principen av flerkolonndrift i kapitel 3.2.3. Principen illustreras även med analysresultat från rening av lakvatten från avfallsanläggning A med Filtrasorb 400 (Figur 5-2). Metoden illustreras för genombrottskurvan för PFOS men gäller oavsett vilket ämne som är dimensionerande. Om syftet är att reducera så mycket PFOS som möjligt med endast en kolonn (ingen seriedrift) skulle kolet behöva bytas efter ca 1 500 BV och materialet skulle sorbera den mängden av PFOS som motsvarar grönmarkerad yta i Figur 5-2. Vid tvåkolonndrift kan man i stället ändra flödesriktning så att efter 1 500 BV kommer kolonnen endast förbehandla vattnet och polerande rening kommer ske i en kolonn med färskt kol. Då kommer totala mängden PFAS som sorberats av kolet motsvara summan av den grönmarkerad och den brunmarkerade ytan i Figur 5-2.



Figur 5-2. Ett exempel som illustrerar sorberade mängder av PFOS vid tvåkolonndrift. Data från försök vid avfallsanläggning A.

För kostnadsberäkningar som diskuteras i kapitel 5.2 har förbrukning av filtermaterial beräknats enligt principen ovan för varje av 11 PFAS för alla material och för alla försök på avfallsanläggningar A-D. Om, exempelvis, förbrukning av GAK beräknas för optimal reduktion av PFPeA delas halten PFPeA i inkommande vatten (i $\mu\text{g}/\text{m}^3$) med maximal sorberad mängd av PFPeA under hela perioden (i $\mu\text{g}/\text{ml}$). Sedan beräknas reduktion av andra PFAS vid den beräknade förbrukning av filtermaterial, vilket i princip blir att de PFAS som får genombrott senare får fullständig reduktion och de PFAS som får genombrott tidigare har lägre reduktionsgrad.

Vid högre förbrukning av filtermaterial behöver byte ske oftare vid samma filterstorlek. Det blir dock inte praktiskt att byta materialet för ofta. Det behövs då större filter eller fler filter parallellt och/eller i serie. Även kostnad för underhåll av utrustning och kvittblivning av förbrukat material har justerats för en högre förbrukning av filtermaterial men även investeringskostnaden räknats upp enligt beskrivning i kapitel 5.1.1.

5.1.3.2 Kvittblivning av förbrukat material

Driftkostnad för PFAS-rening påverkas starkt av vilket alternativ för kvittblivning av filtermaterial som väljs. Det finns följande alternativ för hantering av filtermaterial som beskrivs nedan. Vilket alternativ är tillåtet beror på innehåll av PFOS i avfallet, dvs sorberad mängd per kg av material. I

både EUs förordning 2019/1021 och 2008/98/EG anges inte om innehåll i avfallet gäller per torrsubstans men det antas att det är just innehåll i torrsubstans som menas. I försök genomförda inom detta projekt har GAK sorberat totalt 0,04-3,8 mgPFOS/kgTS under hela drifttiden och jonbytaren sorberat 2-73 mgPFOS/kgTS. Om halten beräknas per blött avfall kommer halterna vara ca 2 gånger lägre.

- Förbränning med annat icke-farligt avfall. I EUs förordning 2019/1021 om långlivade organiska föroreningar sätts gräns för när avfallet som innehåller PFOS ska destrueras eller irreversibelt omvandlas så att återstående avfall eller utsläpp inte uppvisar persistenta egenskaper. Vid halter högre än 50 mg PFOS/kg avfall ska avfallet destrueras. Beräknad halt i förbrukat GAK är mycket lägre än 50 mg PFOS/kg och det finns inga lagliga hinder för förbränning med annat icke-farligt organiskt avfall. Det råder dock idag osäkerhet om förbränning i vanliga avfallspannor är tillräckligt för fullständig mineralisering av PFOS och andra PFAS även om befintliga studier hittade inga rester av PFOS och PFOA vid förbränning av PFAS-haltigt avfall vid temperaturer och kontakttider som liknar de som förekommer på vanliga avfallsförbränningsanläggningar (US EPA 2020). När GAK från Renovas Fläskebo avfallsanläggning förbrändes i en rosterpanna på Sävenäs avfallsanläggning togs samtidigt prover på rökgaskondensat som analyserats avseende PFAS11. Alla analyserade PFAS var under detektionsgräns (N. Bergendahl, personlig kommunikation). Dessa analyser bekräftar dock inte total mineralisering av PFAS eftersom det kan ha bildats andra biprodukter som inte analyserats. Halten PFOS i förbrukat jonbytare kan dock överstiga 50 mg PFOS/kg TS om lakvatten innehåller höga PFOS-halter och om anläggningen drivs för maximal reduktion av PFOS men inte andra PFAS. Förbränning av förbrukat jonbytare kan dock i de flesta fallen göras i vanliga avfallspannor. Destruktion av jonbytare står dock för endast en liten del av totalkostnaden. Kostnad för förbränning i av brännbart avfall i vanliga avfallspannor är ca 750 kr/t.
- Deponering med annat icke-farligt avfall. Enligt Avfallsförordningen (2020:614) ska avfall klassas som farligt med utgångspunkt av de halter som anges i bilaga III av EUs förordning 2008/98/EG om avfall. Eftersom PFOS är reproduktionstoxiskt sätts gränsen till 0,3% (3000 mg/kg) för när PFOS-innehållande avfall ska klassas som farligt. Eftersom PFOS-halten i förbrukat material är mycket lägre finns det idag inga lagliga hinder för deponering av förbrukat GAK tillsammans med annat icke-farligt avfall. Deponering av organiskt material är inte tillåtet i Sverige vilket gör att jonbytaren (som är ett plastliknande organiskt material) inte får deponeras. De fyra referensanläggningarna som ingick i projektet anger dock att man inte tar emot PFAS-haltigt avfall för deponering pga risker med läckage av PFAS. Deponering av förbrukat filtermaterial anses därför inte vara praktiskt möjligt.
- Högtemperaturförbränning. Förbränning vid höga temperaturer tillsammans med annat farligt avfall ger säkert komplett mineralisering av PFAS (källa) men är väldigt kostsam. Pris för mottagning av 1 ton av farligt avfall till förbränning anges av Fortum Waste Solution vara 7 850 kr. Transportkostnad kan också vara betydande beroende på hur långt från Kumla avfallet ska transporteras. Priset är samma för allt fast avfall oberoende av hur högt energivärde eller vatteninnehåll avfallet har. Eftersom 1 ton av blött förbrukat GAK och jonbytare har TS halt på ca 40% skulle det vara ekonomiskt motiverat att torka materialet innan det skickas till förbränning.
- Reaktivering av GAK. Reaktivering av GAK görs genom att värma upp det till ca 980 °C i syrefattig atmosfär. Begreppet "reaktivering" ska inte blandas med "regenerering" där temperaturen är mycket lägre. Organiska sorberade ämnen förbränns och även ca 20% av GAK förbränns för att öppna porer. Sedan behandlas GAK med vattenånga. Enligt Calgon Carbon destrueras allt PFAS som är sorberat på GAK vid regenereringsprocessen (Calgon

Carbon 2020). Det skulle dock behöva göras någon mätning på just de specifika reaktiveringsanläggningarna och mäta även ev. nedbrytningsprodukter för att kunna fastställa att PFAS mineraliserats helt. Det finns inga stora reaktiveringsanläggningar för GAK i Sverige och GAK skulle behöva skickas till Belgien för reaktivering. Kostnad för att skicka kolet på reaktivering bedöms inte vara ekonomiskt motiverat i dagsläget då det är billigare att köra reaktiverat kol (exempelvis GPP-20 som testats inom projektet).

- Destruktion med superkritisk våtoxidation. Aquarden Technologies har testat destruktions av GAK och jonbytare med SCWO. OPEX för destruktions av GAK eller jonbytare anges till ca 1 €/kg av material, vilket är dyrare än högttemperaturförbränning.

Det alternativ som anses vara mest rimligt är att förbränna förbrukat material tillsammans med annat brännbart icke-farligt avfall. Skillnad i kostnad för högttemperaturförbränning illustreras dock också.

5.1.3.3 Andra driftkostnader

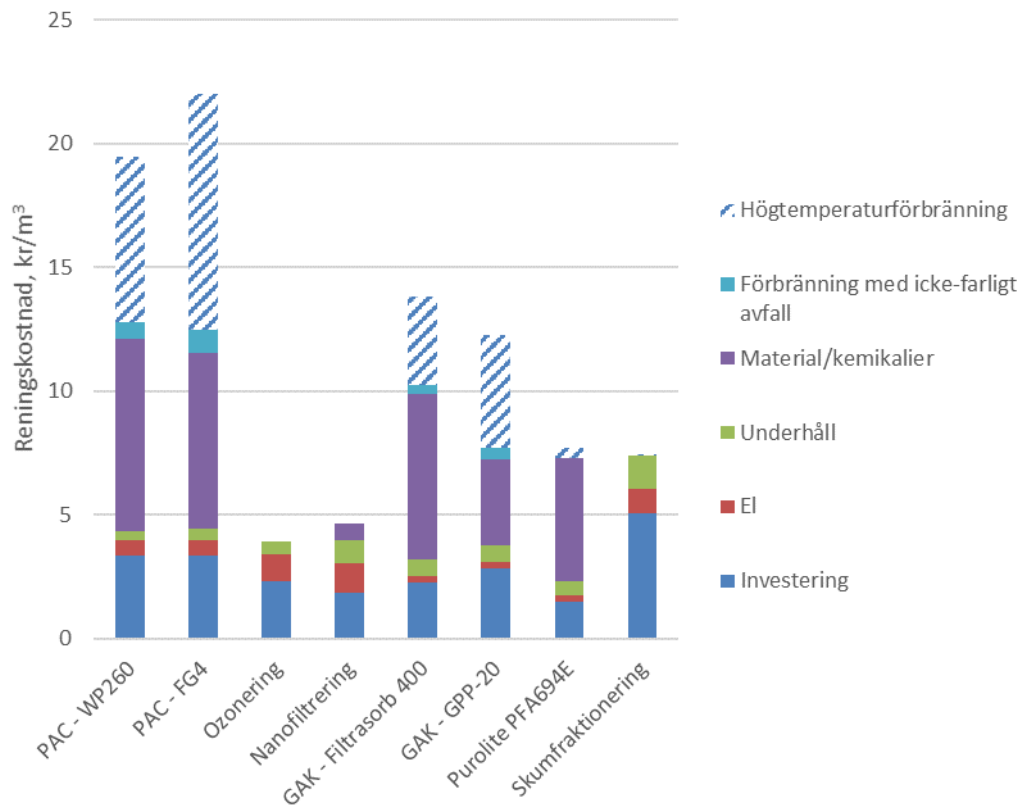
Andra betydande driftkostnader är:

- Underhåll - antagits vara 2h/vecka för GAK, jonbytare, ozonering och skumfraktionering, 4 h/vecka för nanofiltrering och 1 h/vecka för PAC; timpris 550 kr/h
- Byte av GAK/jonbytare, fyllning av PAC-silos – 8 h per byte
- Elenergi för pumpning – beräknats utifrån förväntade tryckfall och elpris på 1 kr/kWh
- Elenergi för ozonering – uppgift från leverantören för en specifik ozondos
- Elenergi för nanofiltrering samt kostnad för tvättkemikalier, antiscalant, membranbyte – uppskattats av WSP.
- Elenergi för skumfraktionering – <1 kWh/m³ enligt Envytech, elförbrukning på 1 kWh/m³ har använts.
- Skumfraktionering: tertiär fraktionering ingår inte i leveransen och behöver göras av en mobil anläggning av Envytechs personal. Kostnad har bedömts till 25 tkr/omgång men behöver verifieras. Kvittbilning av koncentrat tillkommer men är en kostnad på <0,1 kr/m³ av renat vatten om utlovade uppkoncentreringsgrader kan uppnås med lakvatten.

5.1.3.4 Total kostnad vid rening av lakvatten från avfallsanläggning A

Total kostnad för rening av lakvatten från PFAS beror till stor del vilket reningskrav/reningsmål man har. Idag finns det endast gränsvärde för PFOS och endast i vissa fall reduktion av PFAS11. Utifrån tillgängliga toxikologiska data är det dock viktigt att även reduktionsgraden avseende PFOA är hög. För att jämföra teknikerna med varandra antogs att målet är att reducera minst 85% av PFOS och PFOA.

Beräknad reningskostnad visar tydligt att kostnaden för ozonering och nanofiltrering är väsentligt lägre än för andra alternativ (Figur 5-3). Som diskuterats tidigare är dock ozonering en osäker teknik, både eftersom reduktionsgrader varierar och eftersom nedbrytningsprodukter är okända.



Figur 5-3. Total reningskostnad för alla undersökta tekniker vid rening av lakvatten från avfallsanläggning A. Beräkningen är gjort utifrån mål på reduktion av minst 85% PFOS och PFOA.

Nanofiltrering är ett bra alternativ om retentatet kan hanteras på ett ansvarsfullt sätt. Enklaste sättet att behandla retentatet är att infiltrera det tillbaka till deponin. Som diskuterats i kapitel 3.2.1 beror sorptionskapaciteten på halt av förorening, vilket inte bara gäller för kommersiella sorptionsmaterial utan även för själva avfallet. Återföring av mer koncentrerat retentat till deponin borde ge en högre sorption på avfallet och immobilisering av PFAS. Nackdelen är dock att PFAS inte destrueras utan kommer stanna kvar i deponin för många år framöver. Att återföra retentat tillbaka till deponin kan även kräva omprövning av miljötillstånd, vilket är förknippat med stora osäkerheter om behandlingstekniken kommer godkännas. Kostnader för nanofiltrering kan också bli väsentligt högre om långtidsförsök visade att en bättre förbehandling behövs. Ozonering av retentatet kan åstadkomma reduktion av PFOS och PFOA, dock relativt låg reduktion av PFAS 11 (60%, se kapitel 4.5.1). Även här blir det oklart vilka nedbrytningsprodukter som skapas.

Tidigare har rening av NF-retentat från rening av PFAS-förorenat dricksvatten i ett GAK- och jonbytarfilter studerats (Franke et al 2019). Studien visade att sorptionskapaciteten i både GAK och jonbytare var mycket högre vid behandling av retentat som har högre halter. Upp till 4 gånger högre sorptionskapacitet jämfört med rening av lågkoncentrerat dricksvatten har observerats, vilket betyder att genom att koncentrera upp PFAS med nanofiltrering kunde förbrukning av filtermaterial minskas med 4 gånger. Behandling av retentat från lakvattenrening med GAK har dock inte testats tidigare. Systemet är intressant för behandling av stora flöden dricksvatten men kan vara för komplex för behandling av relativt lägre flöde av lakvatten.

En fördel med nanofiltrering är också att permeatet har väldigt låg metallhalt, vilket kan vara fördelaktigt om metallhalter i lakvatten är för höga.

Förutom nanofiltrering och ozonering är det behandling med kolfilter och jonbytare samt skumfraktionering som ger den lägsta kostnaden. Om högtemperaturförbränning ska användas är skillnaden mellan jonbytare och kolfilter speciellt stor eftersom förbrukning av jonbytaren är lägre. Det finns även potential för att kunna återanvända jonbytare efter regenerering (se kapitel 4.7.3). Vid förbränning tillsammans med icke-farligt avfall är skillnaden i kostnad mellan jonbytaren och det billigare GAK inte stor. Man ser även att kostnad för material då är lägre för kol medan investeringskostnaden är lägre för jonbytaren. Om en längre livslängd/amorteringstid för utrustning antas kan kostnad för rening med GAK vara samma som kostnad för rening med jonbytaren. Om målet är att endast reducera PFOS blir reningskostnaden klart lägre med jonbytaren oavsett avskrivningstiden. Det är svårt att säga exakt hur mycket lägre den kommer vara eftersom avskiljning av PFOS fortfarande var 88% när försöket avslutats.

Rening med PAK visade sig vara mer kostsam än rening med andra tekniker. Reningskostnaden har beräknats för 85% reduktion av PFOS och PFOA och en högre avskiljning kommer bara öka skillnader mellan GAK/jonbytare och PAK.

Kostnaden för skumfraktionering är jämförbar med användning av billigt GAK och jonbytare. Nackdelen är att det är svårare att styra avskiljning av korta PFAS. Med användning av GAK och jonbytare kan man välja att byta materialet tidigare för att förbättra avskiljning av dessa medan i skumfraktionering ger ökning av behandlingstiden bara marginell ökning av avskiljningsgraden. Det är dock värt att nämna att vid de förbrukningar av GAK och jonbytare som användes för denna utvärdering är avskiljning av PFAS 11 och de mest toxiska PFAS lägre än vid rening med skumfraktionering. En mer noggrann jämförelse mellan GAK, jonbytare och skumfraktionering görs i följande kapitel.

Utifrån jämförelsen mellan reningskostnader med olika tekniker har det valts att testa endast rening med billigt GAK (GPP-20) och jonbytaren på andra referensanläggningar. Som det har nämnts tidigare utvärderades skumfraktionering på slutet av projektet och har därför inte valts för pilotförsök. Pilotförsöken med skumfraktionering skulle dock ändå vara för kostsamt att genomföra på 4 avfallsanläggningar inom budgeten för projektet.

5.2 Kostnad vid olika reningsmål

Det är generellt svårt att jämföra reningsteknikerna med varandra eftersom de har olika reningsgrad för olika PFAS och kan styras för att ha en högre eller lägre reduktionsgrad för kortare PFAS, vilket dock påverkar reningen. IVL anser att summering av 11 PFAS eller ännu fler PFAS ger en förvrängd bild eftersom vi idag redan vet att olika PFAS har olika risker för människan och miljön. Man skulle kunna använda s.k. försiktighetsprincipen och hantera alla PFAS liknande och sträva för hög (>80% ?) reduktion av alla kända PFAS. Kostnaden för sådan rening skulle dock vara enorm för de flesta avfallsanläggningar. Den kostnaden måste automatiskt överföras till avfallstaxa så i slutändan är det konsumenterna som skulle betala för den "extra goda" reningen. I rapporten diskuteras därför kostnad för att klara dagens lagkrav (vilket i de flesta fallen betyder endast PFOS-rening) men även kostnad för reduktion av PFAS-inducerad toxicitet. Eftersom det inte finns bra toxikologiska data för PFAS som ingår i PFAS11 används metodiken med omräkning av PFAS-halter till halten PFOS-ekv som tagits fram inom projektet och som beskrivs i kapitel 3.3.

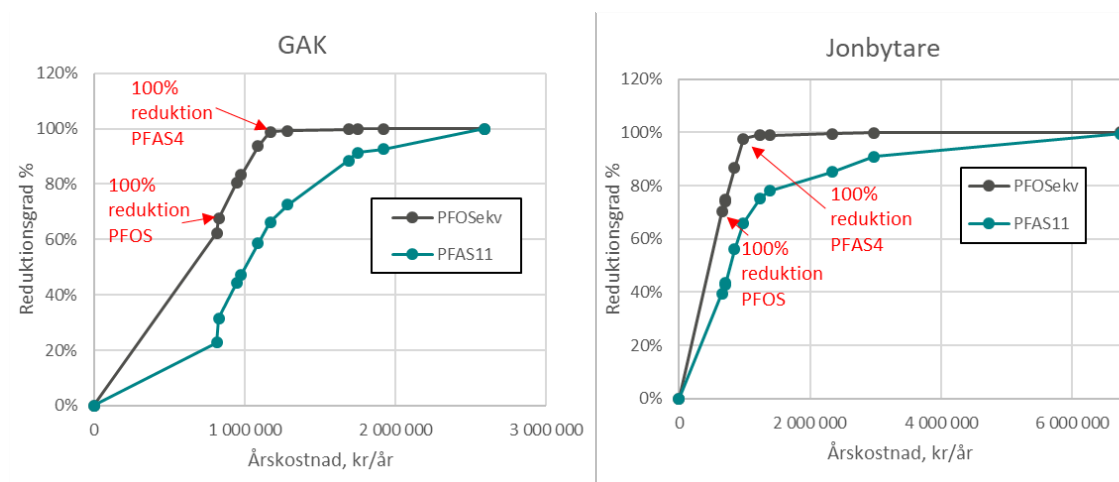
I detta kapitel jämförs användning av GAK, jonbytare och skumfraktionering för avfallsanläggningar A-D och ett årsflöde av 120 000 m³. För skumfraktionering finns det mindre möjligheter för reglering av avskiljningsgraden. Ökning av behandlingstiden kan ge lite bättre

avskiljning av vissa PFAS i primär fraktionering men det är oklart från befintliga data hur det påverkar den sekundära fraktioneringen och om total avskiljningsgrad kommer öka eller inte. För jämförelsen i detta kapitel används de beräknade totala reduktionsgraderna som tagits fram utifrån resultat för primärfraktionering under 60 min samt resultat av sekundärfraktionering med det bildade koncentratet. Behandlingskostnaden är beräknad för 15 min behandlingstid i primär skumfraktionering enligt beskrivning i kapitel 5.1. Med den kostnadsbilden för skumfraktionering som det är nu är det inte motiverat att ha en behandlingstid >15 min. Optimalt vore att använda reduktionsgraden efter 15 min för jämförelse i detta kapitel men eftersom sekundär skumfraktionering gjordes på koncentrat som tagits fram efter 60 min kan inte total reduktionsgrad för 15 min beräknas. Skillnaden i reduktion av PFOSekv mellan 15 min behandling och 60 min behandling kommer dock vara marginell.

För GAK (GPP-20) och jonbytare har kostnad och total reduktionsgrad beräknats för olika bytesintervall utifrån genombrottskurvor från genomförda försök enligt beskrivning i kapitel 5.1.3.1. Alla kostnader i följande underkapitel är för reningsanläggning med årsflöde ca 120 000 m³.

5.2.1 Avfallsanläggning A

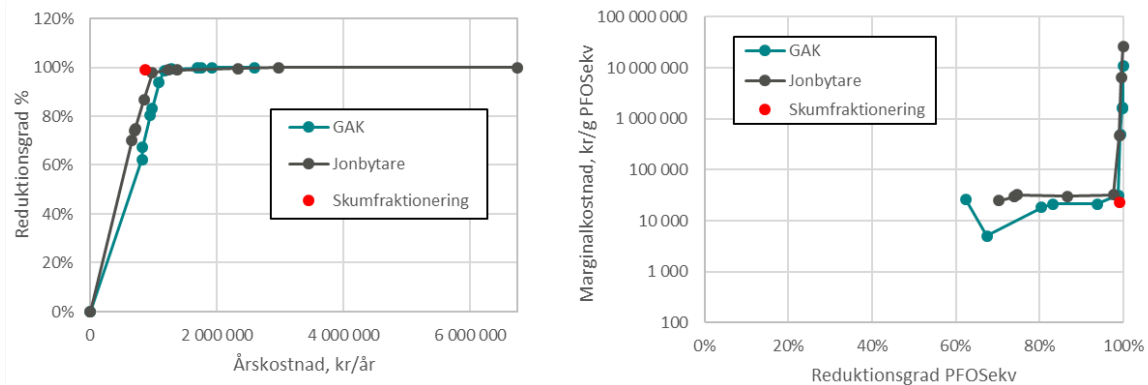
Från de beräknade kostnaderna vid olika reningsgrad ser man tydligt att totala reningskostnaden ökar linjärt mot ökning av avskiljning av PFOSekv både för GAK och jonbytare tills att >95% PFOSekv avskiljs (Figur 5-4). För nära komplett reduktion av de mest toxiska PFAS (PFOS, PFHxS, PFOA och PFNA, benämns som PFAS4) krävs en GAK dos av ca 710 ml/m³ (ca 350 g/m³) eller en dos av jonbytare av ca 60 ml/m³. Både kostnad för reduktion av endast PFOS och reduktion av PFAS4 som är markerade på figuren är liknande mellan teknikerna men är lite lägre för jonbytaren.



Figur 5-4. Kostnad vid olika reningsmål vid rening av lakvatten från avfallsanläggning A med GAK och jonbytare.

Vidare ökning av doserna ger en ökning av PFAS11-reduktion eftersom mer av de kortkedjiga PFAS avskiljs. Avskiljning av PFOSekv förbättras dock marginellt. Det är värt att notera att jonbytaren hade kvar en del av kapacitet för reduktion av PFOS när försöken avslutades och kostnaden för endast PFOS-rening därför kommer vara lägre. Dessutom är reduktionsgraderna beräknade från genombrottskurvorna och även om enligt beräkning en 100% rening kan åstadkommas är det svårt att komma upp till så höga konstanta reduktionsgraderna i praktiken. Det som betecknas som 100% reduktion på figurerna bör läsas som >90% reduktion i stället. Från Figur 5-4 är det tydligt att även om avskiljning av andra PFAS förutom PFOS kan vara motiverat kan ett hårt krav på reduktion av PFAS11 ge fördubbling av kostnaden och nästan ingen

reduktion av toxiciteten. Det kan illustreras ännu bättre om marginalkostnad för reduktion av PFOSekv plottas för de mest intressanta teknikerna (Figur 5-5). Man ser att marginalkostnaden för reduktion av 1 g PFOSekv är relativt konstant för alla tekniker fram till att >95% reduktion har nåtts och ligger på 20-30 tkr/g PFOSekv. Om en hög reduktion för PFAS11 skulle krävas ökar då marginalkostnaden till >10 Mkr/g PFOSekv för de sista grammen av PFOSekv som avskiljs.

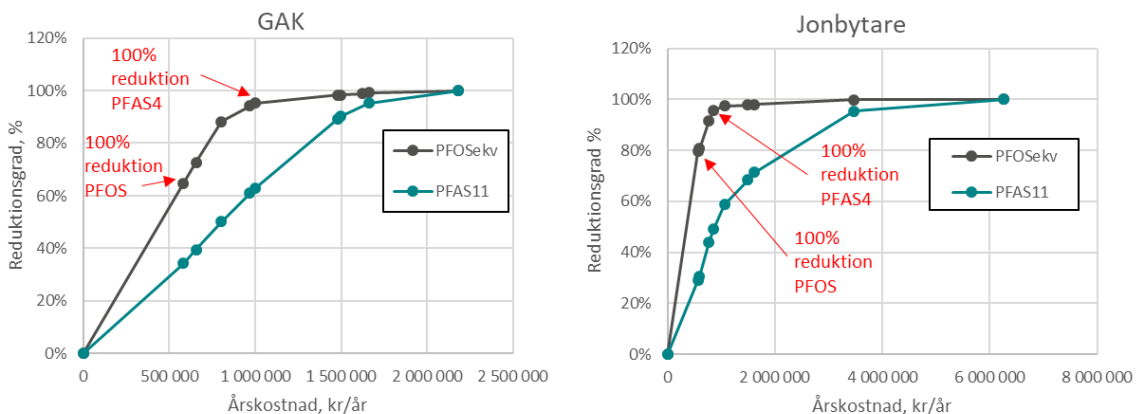


Figur 5-5. Totalkostnad och marginalkostnad för rening av PFOSekv med olika tekniker på avfallsanläggning A.

Total kostnad för reduktion av 98-99% av PFOSekv är ca 0,9 Mkr/år för skumfraktionering, 1,0 Mkr/år för jonbytare och 1,2 Mkr/år för GAK.

5.2.2 Avfallsanläggning B

Från de beräknade kostnaderna vid olika reningsgrad ser man tydligt att kostnaden ökar linjärt mot ökning av avskiljning av PFOSekv både för GAK och jonbytare tills att >95% PFOSekv avskiljs (Figur 5-6). För nära komplett reduktion av PFAS4 krävs en GAK dos av ca 980 ml/m³ eller en dos av jonbytare av ca 50 ml/m³. Både kostnad för reduktion av endast PFOS och reduktion av PFAS4 som är markerade på figuren är liknande mellan teknikerna men är lite lägre för jonbytaren.

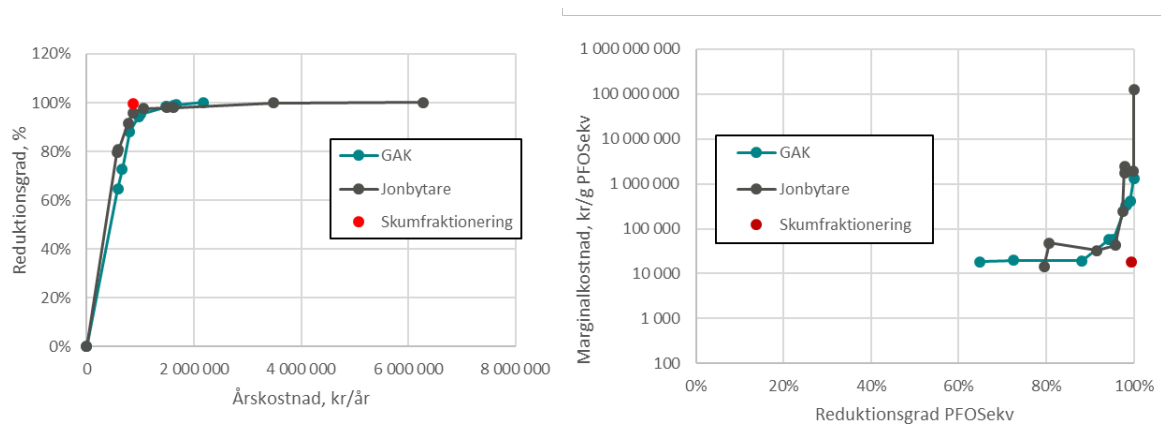


Figur 5-6. Kostnad vid olika reningsmål vid rening av lakvatten från avfallsanläggning B med GAK och jonbytare.

Vidare ökning av doserna ger en ökning av PFAS11-reduktion eftersom mer av de kortkedjiga PFAS avskiljs. Avskiljning av PFOSekv förbättras dock marginellt. Det är värt att notera att jonbytaren hade kvar en del av kapacitet för reduktion av PFOS när försöken avslutades och

kostnaden för endast PFOS-rening kommer därför vara lägre. Dessutom är reduktionsgraderna beräknade från genombrottskurvorna och även om enligt beräkning en 100% rening kan åstadkommas är det svårt att komma upp till så höga konstanta reduktionsgraderna i praktiken. Det som betecknas som 100% reduktion på figurerna bör läsas som >90% reduktion i stället.

Från Figur 5-4 är det tydligt att även om avskiljning av andra PFAS förutom PFOS kan vara motiverat kan ett hårt krav på reduktion av PFAS11 ge fördubbling av kostnaden och nästan ingen reduktion av toxiciteten. För väldigt höga reduktionsgrader av PFAS11 är applikation av GAK billigare eftersom genombrott av de mest korta PFAS är snabb även för jonbytaren men kostnad av materialet är mycket högre. Marginalkostnaden för reduktion av 1 g PFOSekv med GAK och jonbytare ligger på 15-20 tkr/g PFOSekv fram till ca 90% reduktion (Figur 5-7). Om en hög reduktion för PFAS11 skulle krävas ökar då marginalkostnaden för reduktion av de sista grammen PFAS till >1 Mkr/g PFOSekv.



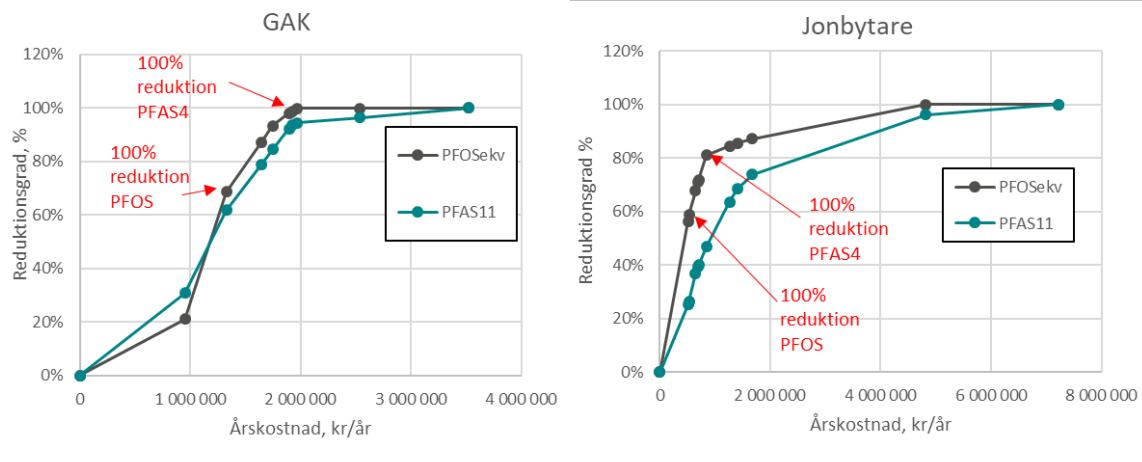
Figur 5-7. Totalkostnad och marginalkostnad för rening av PFOSekv med olika tekniker på avfallsanläggning B.

Reningskostnad för rening med GAK och jonbytare är ungefär samma för samma reduktionsgrad enligt Figur 5-7. Om endast reduktion av PFOS krävs ger jonbytaren den lägsta kostnaden som ligger på <570 tkr/år. Total reduktion av PFOSekv är då högre för jonbytaren än för GAK. Det ser ut från Figur 5-7 som att skumfraktionering är billigare om väldigt höga reduktioner av PFOSekv krävs. Figuren visar dock marginalkostnad och om total kostnad jämförs så är skillnaden inte så stor. Dessutom var halter av PFAS lite olika i de olika försöken. I verkligheten är det ungefär samma kostnad för att nå de reduktionsgraderna med alla 3 teknikerna: ca 1,0 Mkr/år med GAK, ca 0,9 Mkr/år med jonbytare och skumfraktionering.

5.2.3 Avfallsanläggning C

Sambandet mellan reduktion av PFOSekv, PFAS11 och kostnaden är annorlunda för avfallsanläggning 3 jämfört med avfallsanläggningar A och B (Figur 5-8). Reningsgraden av PFOSekv och PFAS11 följer nästan samma linje vid rening med GAK. Det kan förklaras att DOC-halten på avfallsanläggning C var så hög att reningen fungerade väldigt dåligt även för längre PFAS, som annars avskildes mycket bättre på andra avfallsanläggningar. För jonbytaren är grafen mer likt de som diskuterats ovan för avfallsanläggningar A och B. En stor skillnad är dock att vid fullständig reduktion av PFAS4 är det endast 80% av PFOSekv som avskilts. Det beror på relativt höga halter av PFHpA i inkommande vatten och att mycket av PFHpA desorberats från jonbytaren till senare delen av försöksperioden. Även om PFHpA har en omräkningsfaktor av endast 0,077 g

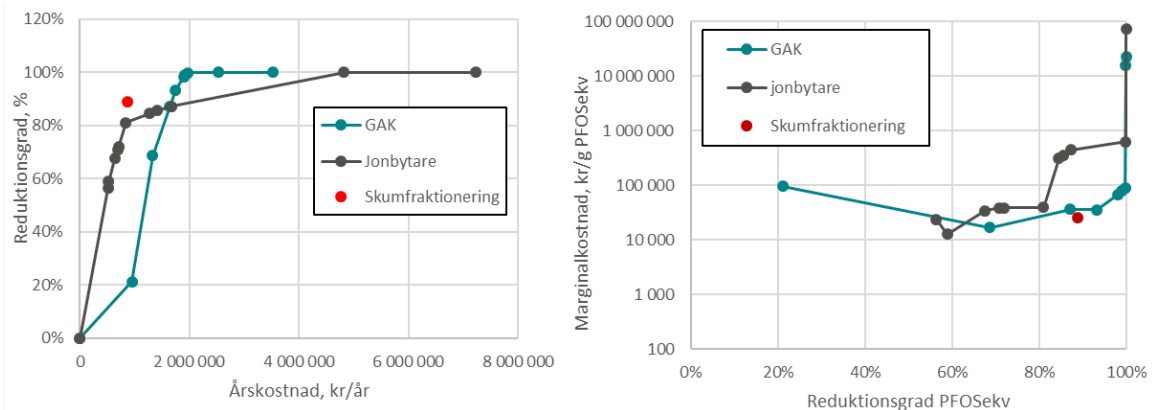
PFOSekv/g ger höga utgående halter av PFHpA ändå hög halt av PFOSekv. Samma samband ses inte för GAK eftersom PFHpA reducerats bättre än de ämnen som ingår i PFAS4.



Figur 5-8. Kostnad vid olika reningsmål vid rening av lakvatten från avfallsanläggning C med GAK och jonbytare.

Det är värt att notera att jonbytare hade kvar en del av kapacitet för reduktion av PFOS när försöken avslutades och kostnaden för endast PFOS-rening därför kommer vara lägre. Dessutom är reduktionsgraderna beräknade från genombrottskurvorna och även om enligt beräkning en 100% rening kan åstadkommas är det svårt att komma upp till så höga konstanta reduktionsgraderna i praktiken. Det som betecknas som 100% reduktion på figurerna bör läsas som >90% reduktion i stället.

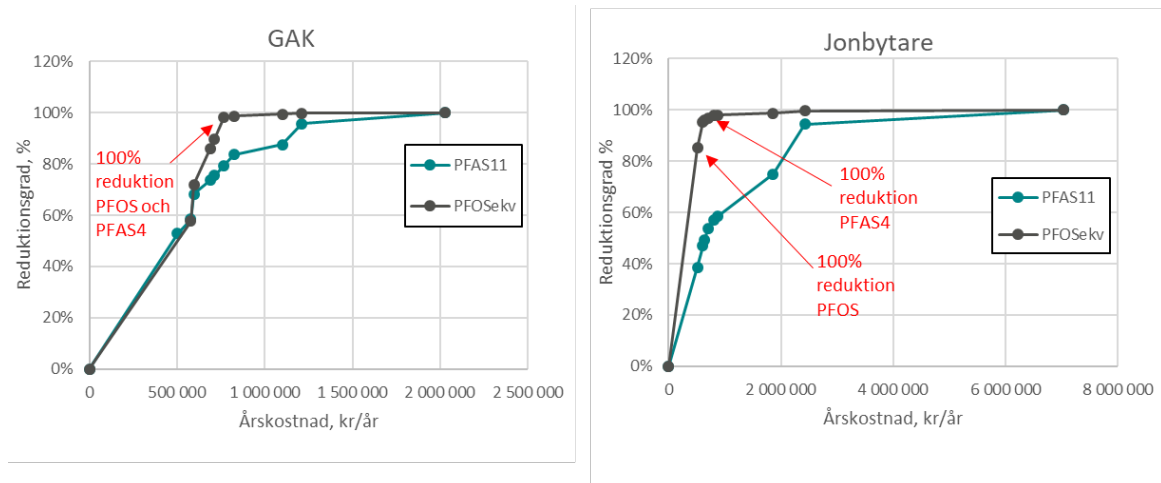
Utifrån kostnader i Figur 5-8 är det billigare att använda GAK om reduktionsgraden av PFOSekv ska vara högre än 90%. Vid lägre reduktionsgrader är användning av jonbytare billigare. Marginalkostnaden för reduktion av 1 g PFOSekv är högre än för avfallsanläggning A och B men ligger ändå vid 25-50 tkr/gPFOSekv fram till reduktion av PFOSekv av 80% (Figur 5-9). Om en hög reduktion för alla PFAS som ingår i PFAS11 skulle krävas, så ökar marginalkostnaden till >10 Mkr/g PFOSekv.



Figur 5-9. Totalkostnad och marginalkostnad för rening av PFOSekv med olika tekniker på avfallsanläggning C.

5.2.4 Avfallsanläggning D

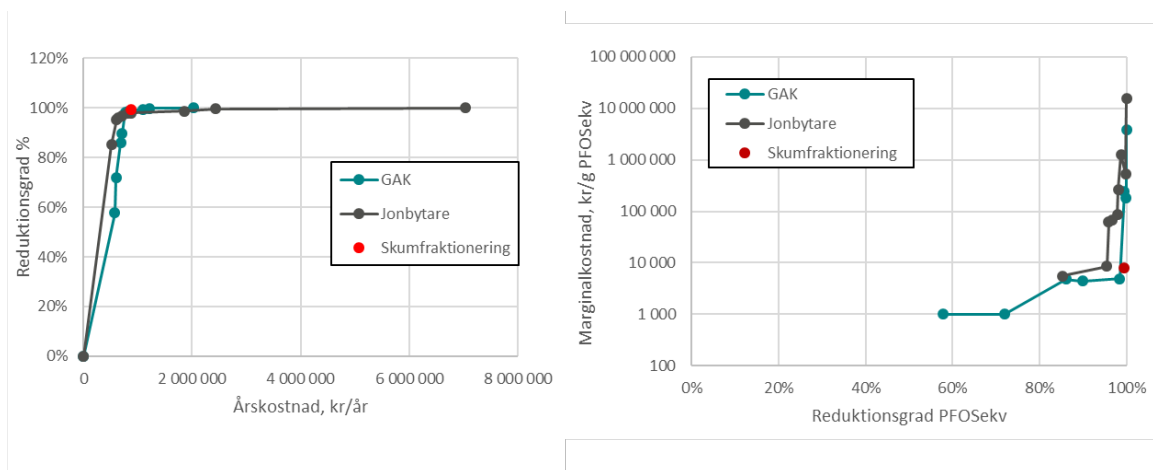
Eftersom PFOS utgör en stor del av både PFOSekv men även PFAS11 kommer en anläggning som dimensioneras för endast PFOS-rening avskilja även en huvuddel av PFAS11 och PFOSekv (Figur 5-10). För nära komplett reduktion av PFAS4 krävs en GAK dos av ca 400 ml/m³ eller en dos av jonbytare av ca 45 ml/m³.



Figur 5-10. Kostnad vid olika reningsmål vid rening av lakvatten från avfallsanläggning D med GAK och jonbytare.

Även för avfallsanläggning D kan reningskostnaden tredubblas om en nära fullständig reduktion av PFAS11 skulle krävas jämfört med endast avskiljning av huvuddelen av de mest toxiska PFAS. Det är värt att notera att jonbytare hade kvar en del av kapacitet för reduktion av PFOS när försöken avslutades och därför kostnaden för endast PFOS-rening vara lägre. Dessutom är reduktionsgraderna beräknade från genombrottskurvorna och även om enligt beräkning en 100% rening kan åstadkommas är det svårt att komma upp till så höga konstanta reduktionsgraderna i praktiken. Det som betecknas som 100% reduktion på figurerna bör läsas som >90% reduktion i stället.

Jämförelsen av kostnaderna mellan tekniker visar att rening med GAK och jonbytare ger nästan exakt samma kostnad vid samma reduktionsgrader avseende PFOSekv (Figur 5-11). Kostnaden för skumfraktionering är också liknande. Marginalkostnaden för reduktion av 1 g PFOSekv är den lägsta bland alla fyra avfallsanläggningarna och ligger på 7-8 tkr/g PFOS för reduktionsgrader >90% (Figur 5-11). Om en hög reduktion för PFAS11 skulle krävas, så ökar marginalkostnaden till >3 Mkr/g PFOSekv.



Figur 5-11. Totalkostnad och marginalkostnad för rening av PFOSekv med olika tekniker på avfallsanläggning D.

6 Diskussion

6.1 Bedömning av reningstekniker

Utifrån resultat av projektet är användning av skumfraktionering, jonbyte och kolfilter mest motiverat. I följande kapitel diskuteras dessa samt alla andra tekniker.

6.1.1 GAK

Kolfilter är en etablerad teknik, även om användning för rening av lakvatten är begränsad. Det finns inga driftmässiga svårigheter av att använda kolfilter. Vid de kontakttider som borde tillämpas för rening av lakvatten är igensättningsproblemet minimalt. Inkommande vatten bör ändå filtreras genom minst ett sandfilter innan det leds till kolfilter. Kontakttiden för kolfilter bör väljas snarare från det kolbytesintervall som är rimlig för den uppskattade förbrukningen och inte från den minimala kontakttiden som kolleverantörer brukar rekommendera.

I kapitel 5.2 har det visats att kolfilter ger en liknande kostnad som jonbytare om fler ämnen än PFOS ska avskiljas och mycket lägre kostnad vid väldigt höga krav på reduktion av PFAS11. Dessa resultat bygger dock på teoretisk omräkning av genombrottskurvor från försök med en kolonn i serie till olika kolförbrukningar vid olika reningsgrad för fler kolonner i serie. Bara drift i fullskala under längre period kan bekräfta att dessa teoretiska beräkningar stämmer i verkligheten. Fullskala GAK-filter på Fläskebo avfallsanläggning kommer utvärderas i ett Avfall Sverige projekt och kan belysa mer kolförbrukning vid drift av flera filter i serie.

Användning av GAK är dock ekonomiskt motiverat endast om en billig kolsort (14 kr/kg i denna studie) med bra funktion används och om förbrukat kol förbränns i vanliga pannor för icke-farligt avfall. Om en dyrare kolsort används och kolet behöver skickas på destruktion genom högtemperaturförbränning kommer kostnaden för rening med kolfilter alltid vara dyrare än med användning av jonbytare. I detta projekt har kol från leverantören Chemviron Carbon använts. Andra leverantörer har liknande sorter (i alla fall för de mest kvalitativa/dyra kolsorterna). Det

rekommenderas att jämförande försök liknande de som använts i detta projekt genomförs innan kolsorten väljs.

Fördelen med användning av GAK är att även andra organiska föroreningar reduceras bra. I vissa fall kan man även förvänta någon reduktion av tungmetaller (men inte alltid, vissa kolsorter släpper metaller i stället). Nackdelen är att rening med GAK påverkas mycket av lakvattnets DOC-halt. Vid DOC-halter >70 mg/l är det väldigt svårt att få en bra funktion och låga frekvenser för kolbyte. Användning av GAK passar bäst för rening av lakvatten med låg DOC-halt (<30 mg/l) och när avskiljning av andra organiska ämnen behövs.

6.1.2 Jonbytare

Jonbytare har flera stora fördelar jämfört med GAK. Kapaciteten är mycket högre vilket ger både mindre kolonner och längre bytesintervall jämfört med GAK. Jonbytaren verkar också vara mindre påverkat av DOC-halt. En annan stor fördel är att jonbytaren kan skickas på destruktion genom högtemperaturförbränning eller SCWO utan att reningskostnaden påverkas mycket. Det finns även potential för regenerering av jonbytare, som redovisats i de preliminära försök genomförda inom detta projekt och som nu studeras vidare av IVL och Ragn-Sells i ett nyligen startat Avfall Sverige utvecklingsprojekt. I alla försök som beskrivs i denna rapport har samma jonbytarmassa använts – Purolite PFA694E. Andra stora tillverkare av jonbytarmassa har nu egna PFAS-specifika produkter. Dessa kommer utvärderas och jämföras med varandra i det ovan nämnda projektet.

Ett stort potentiellt problem med användning av jonbytare är igensättning av filter med suspenderat material. Det var svårt att backspola jonbytaren bra i de försök som genomfördes i detta projekt. Det berodde delvis på relativt små kolonner men även att jonbytaren har låg densitet och det därför är svårt att behålla tillräckligt flöde i jonbytarkolonnen vid backspolning men utan att spola bort jonbytaren. Just på grund av förlust av jonbytaren har fullskalförsök avbrutits på avfallsanläggning J. En bra förbehandling av vattnet (exempelvis genom ultrafiltrering) kommer förmodligen minska men inte helt eliminera problemet och samtidigt väsentligt öka driftkostnaderna.

Utifrån dagens kunskap om drift av jonbytare kan IVL rekommendera att om jonbytare används i en filterkolonn för lakvattenrening ska jonbytfilter dimensioneras för minst 5 min uppehållstid och 2-3 filter i serie användas. Filtren ska backspolas lätt ganska frekvent (var 2-3 dag) och då ska bädden bara lyftas upp för att undvika kompaktering (högt flöde under några sekunder). En gång per 2-4 veckor ska en längre backspolningscykel genomföras. Det föreslås att vattennivån ska sänkas först, sedan ska luft tillsättas från botten för att effektivt avlägsna påväxt från jonbytare och sedan ska bädden backspolas med vatten med ett flöde som ger någon fluidisering av massan men att man undviker spola bort massan från kolonnen. Kolonnen ska vara utrustad med toppspridare som har hålstorlek mindre än jonbytarmassan för att undvika att massan spolas ut. Tvättvatten ska ledas till en buffertank med konisk botten och tillräcklig volym och yta för att eventuellt spolad massa kan samlas i tanken och fyllas tillbaka till jonbytarkolonn. Dessa rekommendationer ska ses som en utgångspunkt för intrimning och inte som en garanti för problemfri drift. Frekvent backspolning kommer oundvikligen leda till omblandning av massa i kolonnen. Därför är det ytterst viktigt att det är flera kolonner i serie som används.

Det kan vara möjligt att använda även andra utformningar av jonbytfilter som är mindre känsliga för igensättningar, exempelvis jonbytare med uppflöde och fluidiserad bädd eller utformningar där endast en liten mängd av jonbytarmassa används för rening i flera steg och förbrukat massa

kontinuerligt byts mot färsk massa. Dessa utformningar är mindre vanliga och skulle behöva testas först för rening av lakvatten från PFAS innan de kan appliceras.

En stor fördel med jonbytare är att sorptionskapaciteten avseende PFSA och speciellt PFOS är väldigt hög. I ingen av de försök som genomfördes inom projektet kunde kapaciteten avseende reduktion av PFOS förbrukas helt. Om reningen ska styras endast för att uppfylla dagens krav (vilket i de flesta fallen innebär avskiljning av endast PFOS) ger användning av jonbytare den lägsta kostnaden.

6.1.3 Skumfraktionering

Skumfraktionering för rening av PFAS-förorenat vatten är en relativt ny teknik och kunde inte testas tillräckligt för att vara helt säker på att den kommer fungera problemfritt i längden och ge en låg kostnad. Eventuella igensättningar och biologisk påväxt kan teoretiskt leda till driftproblem. Den största osäkerheten är dock hur hög volym av koncentrat som kommer skapas och behöva destrueras. Om samma uppkoncentreringsgrader som fåtts vid rening av förorenat grundvatten även kan nås med lakvatten kan en resurseffektiv rening åstadkommas. IVL:s bedömning är att ovan nämnda eventuella problem lätt kan hanteras och det finns inga indikationer på att det blir svårt att få en hög uppkoncentrering (bl.a. eftersom DOC inte anrikas i koncentrat på samma sätt som PFAS).

Reduktionsgrader var liknande i försök med både inkommande och utgående vatten vilket visar att tekniken kan appliceras både före och efter andra reningssteg. Fördelen med tidig applikation är att PFAS-halter i slam som produceras från biologisk och kemisk rening borde vara lägre vilket förenklar kvittblivning av detta slam. Det finns då heller inga begränsningar i användning av skumdämpare i biologisk rening, vilket behövs under vissa tidsperioder för vissa lakvatten. Fördelen med skumfraktionering av biologiskt och kemiskt renat vatten är att risken med biologisk tillväxt, igensättning av injektorer och utfällningar är mycket mindre när utgående lakvatten behandlas.

Investeringskostnaden för skumfraktioneringsanläggningen är högst bland alla studerade tekniker. Det finns dock endast en leverantör som marknadsför skumfraktionering på den svenska marknaden (Envytech) och i takt med att fler leverantörer kommer in på svenska marknaden kan priset sjunka. En annan leverantör av liknande teknik är en partnerskap av Arcadis med Evocra. I den tekniken används ozon i stället för luft för att driva skumfraktionering vilket enligt företaget ger högre uppkoncentrering av PFAS (Arcadis 2020, Evocra 2016). Enligt teknikpresentation finns det storskaliga installationer för rening av lakvatten.

Preliminära försök genomförda i denna studie tyder på att det går att integrera skumfraktionering med biologisk rening av lakvatten, i alla fall om biologisk rening utgörs av MBBR (inte aktivslam-process som tillämpas i SBR på många avfallsanläggningar). Att både de enkla försök genomförda av IVL och av Kjellgren (2020) gav så bra reduktion tyder även på att kommersiella skumfraktioneringsenheter, som annars används som proteinskimmers i akvarium och fiskindustri (exempelvis från MIT), kan användas för, i alla fall, primär fraktionering, vilket förmodligen kan minska investeringskostnaden.

Även med den prisnivån som är idag är skumfraktionering ett billigare alternativ jämfört med GAK och jonbytare (under förutsättning att höga uppkoncentreringsgrader kan verifieras). Tekniken passar för alla vatten och krav förutom för när en hög reduktion av PFAS11 krävs och inkommande vatten har en hög andel av PFAS med korta kolkedjor.

6.1.4 PAK

Användning av PAK studerades inte mycket inom detta projekt. Tekniken ger generellt högre kostnader och har högre arbetsmiljörisiker. Tekniken kan vara ekonomisk motiverad i jämförelse med GAK och jonbytare om rening från PFAS ska kombineras med rening från tungmetaller (fällning) och när det krävs höga doser av kol, vilket gör att investeringskostnaden utgör en mindre del av totala kostnaden. Fördelen i jämförelse med GAK-filter är att reningsgraden borde vara mer stabil och det är enklare att följa upp och drifva processen då man inte behöver hålla koll på hur mycket vatten passerat vilket kolfilter, byta ordning på dem och lägga tid på frekventa kolbyten.

6.1.5 Nanofiltrering

Största problemet med nanofiltrering är att det är svårt att nå tillräcklig hög uppkoncentreringsgrad för att kunna destruera koncentratet. Det beror mest på utfällning av oorganiska salter (scaling) och igensättning av membran med organiskt material (fouling). Reduktionsgrader är dock höga för alla PFAS, även de med korta kolkedjor. Det kan vara fördelaktigt att kombinera nanofiltrering med andra tekniker, exempelvis uppkoncentrera lakvatten och behandla koncentratet i kolfilter eller jonbytare eller vidare uppkoncentrera koncentrat från skumfraktionering. Tekniken har även potential för uppkoncentrering inför avancerad oxidation (ozonering, plasma, andra elektrokemiska tekniker) när dessa utvecklas tillräckligt. Det saknas erfarenheter från långtidsförsök med nanofiltrering av lakvatten vilket också gör svårt att utvärdera om tekniken blir driftsäker och kostnadseffektiv.

6.1.6 Ozonering

I de försök som genomfördes av IVL var reduktion av PFOS och PFOA bra vilket betyder att tekniken har en potential. Reduktionsgraden är dock varierande från anläggning till anläggning och det är svårt att bryta ner kortare PFAS. Dessutom finns det en stor osäkerhet om vilka nedbrytningsprodukter som skapas vid ozonering. Med den kunskapen som finns idag är det svårt att rekommendera tekniken för användning eller även för vidare utredning.

6.1.7 Chromafora Selpaxt

Tekniken är i utvecklingsfasen. Från de få tillgängliga resultat med rening av lakvatten kan man konstatera att förbehandling av vatten kan vara ett problem. Att reduktionsgrader avseende korta PFAS är höga kan vara bra om en hög avskiljning av PFAS11 behövs. Om en hög avskiljning av PFOSekv behövs är det dock mer viktigt att avskiljning av de mest toxiska PFAS är stabilt hög, vilket inte är fallet enligt de få analysresultat som är tillgängliga. Bedömd reningskostnad (>40 kr/m³) är mycket högre än för andra tekniker och behöver minska innan tekniken kan vara konkurrenskraftig.

6.2 Reningskrav och reningsmål

6.2.1 Dagens reningskrav

Dagens reningskrav för avfallsanläggningar som släpper ut renat lakvatten till recipient bestäms i varje enskilt fall vid tillståndsprovning. Grundpunkten i miljöprovning är att utsläpp av renat vatten inte ska försämra status av närmaste vattenförekomst nedströms utsläppspunkten och får inte äventyra eller orsaka att statusen i vattenförekomsten försämras. Avseende PFAS finns det bedömningsgrund (tidigare kallat gränsvärde) för PFOS-halt i ytvatten som är 0,65 ng/l som medelvärde i ytvatten och 0,13 ng/l i kustvatten (HVMFS 2019:25). Status i vattenförekomsten bedöms i en eller flera representativa övervakningsstationer. Åtgärder och miljökontroll sker vid punktkällorna genom tillsyn och miljöövervakning. I praktiken innebär det att villkoren avseende utsläpp av PFOS med utgående lakvatten bör väljas utifrån den specifika vattenförekomstens förutsättningar. Utspädningsgrad och halten PFOS uppströms är de två största faktorer som påverkar hur mycket PFOS får släppas ut. Halten uppströms kan vara under detektionsgräns och då finns det mer utrymme för utsläpp från utsläppskällan, t ex en avfallsanläggning. Även om det är så kan inte ett utsläpp från en punktkälla, t ex en avfallsanläggning inte utnyttja helkapaciteten för att klara vattenförekomstens status, men kan heller inte ta ansvar för hela reduktionen i hela avrinningsområdet eller punktkällor kring vattenförekomsten. Det är inte sällan att halten PFOS uppströms redan är högre än bedömningsgrunden. Utsläppen från alla större källor behöver då minska för att på sikt uppnå god status i vattenförekomsterna.

Krav på rening bör vara proportionerlig så att krav på utsläppshalter och mängder från varje verksamhet utgör en rimlig andel av hela utsläppet och behovet av riskreducering i vattenförekomsten. Vid beslut om villkor eller krav på rening bör avvägning om vad som är rimligt att renas genom åtgärder både för just den här verksamheten och hur deras utsläpp förhåller sig till andra utsläpp så att de tillsammans ryms inom marginalen upp till beslutad bedömningsgrund så att den kemiska statusen i vattenförekomsten inte äventyras. I ett tillståndsärende bör man bör väga in tekniska möjligheter av att reducera utsläppet med ekonomiska konsekvenser av olika reningsgrader men också väga in vilka andra åtgärder som borde riktas mot andra utsläppskällor så att kraven och villkoren är proportionerliga.

Livsmedelsverket har tagit fram en åtgärdsgräns för PFAS11 på 90 ng/l och rekommenderar dricksvattenproducenterna att ta hänsyn till den fram tills att det finns juridiskt bindande gränsvärden.

För att dricksvattenproducenterna inte riskerade överstiga åtgärdsgränsen på grund av utsläpp av PFAS-förorenat vatten till råvattentäkter har det införts en bedömningsgrund för PFAS11 i ytvatten som är också 90 ng/l (HVMFS 2019:25). Den bedömningsgrund gäller, till skillnad från bedömningsgrunden för PFOS, endast i den punkten där intag av råvatten från recipienten för produktion av dricksvatten sker. Krav på avskiljning av PFAS11 kan vara aktuellt för vissa anläggningar men förmodligen inte direkt omfattas de flesta avfallsanläggningar av kravet. Halten av PFAS11 i ytvatten brukar vara <10 ng/l och utspädning av lakvatten brukar vara >100 ggr vilket betyder att under dessa förutsättningar finns det marginal för utsläpp av PFAS11. Det finns dock avfallsanläggningar i Sverige där det är just kravet på avskiljning av PFAS11 som kan bli styrande för val av tekniken och dimensionering av processen.

6.2.2 Framtida reningskrav

Bedömningsgrunden avseende PFAS11 infördes kort efter att Livsmedelsverket hade uppdaterat sin riskbedömning av PFAS i dricksvatten under 2014 (Livsmedelsverket 2014) och införde åtgärdsgränsen på 90 ng/l för PFAS11. Vid den tiden var riskvärderingen av EFSA att tolerabelt dagligt intag (TDI) av PFOS var 150 ng/kg kroppsvikt och av PFOA var 1500 ng/kg kroppsvikt. Den senaste värderingen av EFSA fastställt TDI för PFAS4 till 0,63 ng/kg kroppsvikt (EFSA 2020). I det nya EUs Dricksvattendirektivet införs ett gränsvärde på 100 ng/l för summan av 20 PFAS och framtida krav på 500 ng/l för alla PFAS när analysmetoden för den har utvecklats. I PFAS20 ingår 10 av 11 av de ämnen som ingår i PFAS11 (alla förutom 6:2 FTS).

Det återstår att se hur nationella krav och gränsvärden kommer utvecklas i framtiden och hur dessa krav påverkar reningskrav avseende rening av PFAS på avfallsanläggningar. Författare av denna rapport anser att de specifika substansernas toxicitet till människan och miljön ska ligga till grund för framtagande av framtida krav och att man helst ska undvika att summera alla PFAS och istället beräkna risk utifrån fördelningen på de mer eller mindre toxiska och miljöfarliga substanserna. En ansats med beräkning av PFOSekv som tagits fram i denna rapport kan vara utgångspunkten för värderingen av risk för människors hälsa. Alternativt kan flera PFAS som har liknande toxicitet summeras, på samma sätt som det gjordes i senaste av EFSA framtagna TDI. Slutligen hoppas IVL att hänsyn ska tas till kunskapen om tekniska möjligheter och ekonomiska konsekvenser för införande av PFAS-rening för olika vatten (inklusive denna rapport) samt kostnader för att på annat sätt minska exponeringen ska vägas in när reningskraven/bedömningsgrunder/gränsvärden omvärderas.

6.2.3 Rimlighetsavvägning

Vid val av riskreducerande åtgärd ska ansvariga solidariskt avhjälpa skadan i skäligen omfattning för att förebygga, hindra och motverka att en skada eller olägenhet uppstår för människors hälsa eller miljön¹. Bristen på kunskap om hälsoeffekter och risk för skada innebär en utmaning vid fastställande av reningsmål, där kostnaderna för riskreduceringen ska vägas samman i en kostnad/nytta analys². Det är viktigt att notera att rimlighetsavvägning inte tillämpas i situationer när utsläpp från verksamheten kommer leda till försämring av status av recipienten, dvs de krav som beskrivits i kapitel 6.2.1³. På uppdrag av Naturvårdsverket har det tagits fram underlag och utarbetats metodik för hur rimlighetsavvägning ska göras (Nordzell et al 2017). Enligt denna metodik består rimlighetsavvägning av två delar – samhällsekonomisk bedömning och företagsekonomisk rimlighetsbedömning av skyddsåtgärden utifrån ett branschperspektiv.

I samhällsekonomisk analys värderas risker i förhållande till vilken riskreduktion som är tekniskt genomförbar med dagens kunskapsläge och en avvägning görs mellan kostnad och riskreduktionens nytta för människors hälsa och miljö. I företagsekonomisk rimlighetsbedömning undersöks om det utifrån en företagsekonomisk värdering av de relevanta kostnadstyperna är företagsekonomiskt rimligt ur ett branschperspektiv när företagen åläggs att finansiera åtgärden i fråga.

Den samhällsekonomiska analysen är svår att genomföra eftersom kunskapsläget är på forskningsnivå ännu och det finns många osäkerheter kring toxicitet av olika PFAS och

¹ Miljöbalken (1998-808) 2 kap 8 och 9 § och 10 kap 2,4,6 §

² Miljöbalken (1998-808) 2 kap 7 § första stycke

³ Miljöbalken (1998-808) 2 kap 7 § andra stycke

bedömningen av miljörisker vid utsläpp av PFAS vilket gör att det är svårt att värdera de oklara riskerna i monetära termer. Företagsekonomisk rimlighetsbedömning görs för det specifika företaget och det är svårt att göra den delen för hela branschen.

I denna studie gjordes en rimlighetsavvägning utifrån de förutsättningar och begränsningar som finns i projektet. Samhällskostnaden av utsläpp av PFAS uppskattas utifrån slutsatser i andra studier och jämförs med kostnaden för rening som tagits fram inom detta projekt. Dessutom beskrivs kostnaden för andra åtgärder som leder till minskning av utsläpp av PFAS för att belysa skillnaden i kostnader i uppströmsarbete (ersättning av PFAS med ofarliga kemikalier) med kostnaden för end-off-pipe lösning (rening av PFAS från lakvatten).

6.2.3.1 Samhällskostnad av PFAS utsläpp

Att utreda i detalj vilka samhällskostnader PFAS-utsläpp i Sverige medför ligger utanför omfattning av projektet. Istället har kostnaderna uppskattats utifrån slutsatser av rapporten "The cost of inaction: A socioeconomic analysis of environmental and health impacts linked to exposure to PFAS" som har tagits fram av Nordiska ministerrådet (Goldenman et al 2019). I rapporten diskuteras och beräknas/uppskattas samhällsekonomiska kostnader förknippade med de hälsoeffekterna som intag av PFAS medför och även samhällsekonomiska kostnader förknippade med miljöpåverkan diskuteras.

I rapporten diskuteras flera områden/fallstudier som diskuteras separat, bl.a. produktion av PFAS (risker för PFAS-exponering för arbetare och risker med utsläpp av väldigt höga halter PFAS med utgående vatten), användning av PFAS i produktion och användning av produkter som innehåller PFAS och förorening från brandskumsanvändning. Det område som är applicerbart för denna rapport är exponering till förhöjda bakgrundshalter av PFAS. Författarna skriver, bl.a. att *"bedömning i denna studie visade att exponering till PFAS genom utsläpp från reningsverk och deponier kan vara närmast kopplade till bakgrundshalten av PFAS i dricksvatten och mat"*.

Den andelen av samhällskostnader som orsakas av hälsoeffekter har beräknats utifrån uppgifter om risken för utveckling av hypertoni vid PFAS-exponering. Den risken tillsammans med risken för att dö av hypertoni användes för att beräkna antal förtida dödsfall för Norden och Europa. Dödstalet får sedan ett ekonomiskt värde genom multiplicering av antal förtida dödsfall med 35 Mkr per dödsfall (Goldenman et al 2019). Den beräknade kostnaden, omräknat till Sveriges befolkning uppgår till 2,65-8,65 Mdkr/år. Den kostnaden inkluderar inte kostnader för hälsovård, förlorad produktivitet och kostnaden för okompenserad vård (välgörehetsvård). I den här rapporten antas att dessa kostnader vara 50% av ovan angivna kostnader, dvs att total kostnad för hälsoeffekter skattas till 4-13 Mdkr/år.

Risker för miljö, så som minskning av biologisk mångfald, är ännu svårare att bedöma och kostnadsbedöma. I samma studie från Goldenman et al (2019) bedöms att det inte finns tillräckligt med data för att värdera den risken med tillräcklig tillförlitlighet. Det nämns att en ansats kan vara att inte utgå från direkta kostnader som PFAS-föroreningen orsakar (som är oklar) utan från betalningsvillighet för att undvika riskerna. Författarna nämner att betalningsvilligheten för minskning av bakgrundshalt av två andra persistenta föroreningar (PBC och vPvB, inte PFAS) skattas i Storbritannien till 40-46 € per person och år. För vidare bedömning antas att betalningsviljan för reduktion av bakgrundsexponering till PFAS i Sverige är 500 kr per person och år, vilket ger skattning av miljöriskerna till ca 5 Mdkr/år och total samhällskostnad för förhöjd bakgrundshalt av PFAS till 9-18 Mdkr/år.

För att vidare kunna jämföra kostnader för reduktion av PFAS-utsläpp med en förbättrad lakvattenrening med samhällsekonomiska kostnader måste kostnaden som diskuterats ovan delas

med antal kg PFAS som släpps ut till miljön årligen och hur utsläppet bidrar till en förhöjd bakgrundshalt. För beräkning av totalt utsläpp har vi utgått från en tidigare IVL-rapport som sammanfattar befintlig kunskap om föroreningskällor till PFAS i svensk miljö (Hansson et al 2016). De största källorna enligt rapporten är utsläpp från kommunala reningsverk, atmosfärisk deposition, utsläpp från industrier och läckage från förorenade områden. Utsläppet anges vanligtvis för PFOS och summa av alla analyserade PFAS (med varierande antal substanser). I aktuell rapport anges halter av alla analyserade PFAS för varje källa. Inom projektet har valts att räkna om dessa halter till halten PFOSekv enligt metodiken som utvecklats i detta projekt och beskrivs i kapitel 3.3. För de källor där utsläppet kunde räknas om till PFOSekv redovisas beräkningen av utsläpp av PFOSekv i Tabell 12.

Utsläppet från kommunala reningsverk har beräknats utifrån medelhalter i utgående vatten enligt Hansson et al (2016) omräknade till PFOSekv. Halten PFOSekv har sedan multiplicerats med median specifik tillrinning på svenska reningsverk (0,352 m³ per person och dygn enligt Balmer (2016)) och Sveriges befolkning för att ta fram utsläpp i kg/år. Utsläppet från deponier har beräknats utifrån medelhalter i renat och förbehandlat lakvatten som sammanställdes i en tidigare Avfall Sverige rapport (Modin et al 2018) och total lakvattenmängd enligt statistik för 2019 (7,5 Mm³ enligt Avfall Sverige (2020)).

Tillförsel av PFAS från nederbörd har beräknats från halter och nederbördsmängd enligt Hansson et al (2016). Vid användning av total nederbördsmängd kan total tillförsel av PFAS genom nederbörd beräknas. Vattenytan utgör dock endast 7% av Sveriges yta. Resterande 93% av regnmängd faller på mark och antingen rinner ut till vattendrag, infiltreras till marken eller avdunstar. Hårdgjord yta utgör endast en bråkdel av total yta på nationell nivå. Avrinningskoefficient för grön yta är 0,1-0,2 beroende på permeabilitet, vilket innebär att 10-20% av nederbörd rinner ut och resten infiltreras. Tillförsel av PFAS till vattenmiljön beräknats därför utifrån regnvolymen som faller på vattenytan och 10-20% av vattenvolymen som faller på marken.

Tabell 12. Tillförsel av PFAS till vatten från lakvatten, kommunalt avloppsvatten och nederbörd.

		Lakvatten	Kommunalt avloppsvatten	Nederbörd
PFBA	ng/l	750	16	1,5
PFPeA	ng/l	256	5	0,41 ^a
PFHxA	ng/l	345	13	0,86
PFHpA	ng/l	167	2,1	0,19
PFOA	ng/l	252	8,4	1
PFNA	ng/l	85	1,6	0,21
PFDA	ng/l	5	2,5	0,17
PFBS	ng/l	509	3,5	0,17
PFHxS	ng/l	193	3,2	0,04
PFOS	ng/l	171	17	0,51
6:2 FTS	ng/l	259	11	0,62 ^a
PFAS11	ng/l	2 992	83,3	5,7
PFOSekv	ng/l	738	31	1,5
Vattenvolym	m ³	7,5·10 ⁶	1,3·10 ⁹	4,7·10 ¹⁰ - 7,4·10 ¹⁰
PFOSekv	kg/år	5,5	41	70-110

^a Halter av PFPeA och 6:2FTS redovisades inte. Det antogs att deras andel i halten PFAS11 är samma som medel för kommunalt avloppsvatten och lakvatten.

Utsläpp från industrier och förorenade områden är väldigt svårt att beräkna med nuvarande kunskapsläge. I Naturvårdsverket (2016) anges att utsläpp från textilindustrin bedömts bidra med PFAS-utsläpp av 0,01 kg/år och utsläpp från metallbearbetning via avloppsvatten och luft till ca 6 kg PFOS/år. Det finns även andra användningsområden förutom textilindustrin och metallbearbetning men det saknas även uppskattade siffror för dessa. Vissa industrier släpper PFAS med sitt utgående vatten till kommunala reningsverk och deras utsläpp räknas således in i utsläpp från reningsverken. Det har därför antagits för beräkning i denna studie att utsläpp från industrin är 20 kg PFOSekv/år.

Utsläppen från användning av brandskum vid bränder och brandövningsplatser är svårt att kvantifiera och det saknas en sammanställning av mängd pågående spridning. All data i detta stycke kommer från Hansson et al (2016). Utsläpp från brandövningsplatser vid alla flygplatser uppskattats till 25-120 kg PFOS/år eller 104-500 kg PFAS11/år. Den uppskattningen gjordes utifrån ett antagande att alla brandövningsplatser vid flygplatser (28 st) har samma utsläpp som vid före detta Tullinge flygfält. Det saknas fördelning på de olika PFAS vilket gör svårt att räkna om även utsläpp från den källan till PFOSekv. En genomgång av olika källor visade att det fanns 295 brandövningsplatser utom flygplatser, både historiska och de som är fortsatt i drift. Hansson et al (2016) anger att "verksamheten vid civila och kommunala brandövningsplatser inte är lika tydligt klarlagd som den i anslutning till flygplatsverksamheten, är det inte möjligt att uppskatta vilka mängder av PFOS/PFAS som släppts ut från den verksamheten". Det är rimligt att anta att inte alla dessa brandövningsplatser hade så intensiv brandövning som vid fd F18 Tullinge/Södertörns flygflottilj. Samtidigt är antalet brandövningsplatser stor så utsläppet är betydande. För beräkning i denna studie antas därför att alla brandövningsplatser utom flygplatser bidrar med 50-500% av det utsläppet som beräknats för de 28 st brandövningsplatser vid flygplatser. Vid dessa antaganden uppskattas utsläppsmängden vid brandövningsplatser till 12-600 kg PFOS/år och 52-2500 kg PFAS/år. Utsläpp av PFAS från brandskumanvändning i samband med olycksbränder uppskattats av Hansson et al (2016) till ca 10 kg/år.

Det väldigt grovt uppskattade utsläppet i samband med användning av brandskum, samt utsläppsmängder för lakvatten, kommunalt avloppsvatten och nederbörd sammanställts i Tabell 13. För omräkning av utsläpp av PFAS till utsläpp av PFOSekv har det antagits att kvoten PFOSekv/PFAS är 0,5.

Tabell 13. Sammanställning av utsläpp av PFAS.

Utsläppskälla	PFOS, kg/år	PFAS, kg/år	PFOSekv, kg/år
Lakvatten	1,3	22	5,5
Kommunalt avloppsvatten	23	110	41
Nederbörd	24-38	270-420	70-110
Industriellt vatten	-	-	20
Brandövningsplatser vid flygplatser	25-120	104-500	52-250
Brandövningsplatser utom flygplatser	12-600	52-2 500	26-1 250
Brandsläckning	-	10	5
Totalt	-	-	220-1 680

Enligt sammanställning i Tabell 13 beräknas total tillförsel av PFOSekv till vattenmiljön till 220-1 680 kg/år. Genom att dela total samhällskostnad beräknat tidigare i detta kapitel med den totala

tillförseln kan en **samhällsekonomisk kostnad för tillförsel av 1 g PFOSekv till miljön beräknas till 5,4-82 tkr/g PFOSekv.** Det bör noteras att denna specifika kostnad endast utgör en grov skattning och bör användas med stor försiktighet! Kostnaden är framtagen med hög osäkerhet och antal antaganden som diskuterats i detta kapitel och i de källor som användes.

6.2.3.2 Kostnad för ersättning av PFAS

Kostnaden för ersättning av PFAS med andra ofarliga ämnen i olika produktion sammanställt kort i detta kapitel utifrån två källor – data från Stockholmskonventionen om långlivade organiska föroreningar (Stockholm Convention 2008) och ECHA (ECHA 2014). Den första källan bemöter ersättning av PFOS och den andra ersättning av PFOA. Alla kostnader anges här som kostnad för reduktion av utsläpp till miljön med 1 g PFOS, inte som kostnad för reduktion av användning av PFAS i olika produkter och tillverkningsprocesser.

Enligt sammanställning av Stockholmskonventionen kan ersättning av PFOS delas upp på två kategorier – användningsområden där tekniker kan vara tillgängliga för ersättning men behöver fasas in och användningsområden där det inte finns några tekniska lösningar för att ersätta PFAS. Till den första kategorin tillhör ytbehandling av metaller (ersättningskostnad 0,4 kr/g PFOS), brandskum användning (2,3 kr/g PFOS för Kanada, 0,01-0,06 kr/g PFOS för EU) samt andra användningar där kostnaden för ersättning inte var möjligt att beräkna.

Till den andra kategorin tillhör fotokemisk industri där den specifika ersättningskostnaden är extra hög (210 000 kr/g PFOS) eftersom totalt utsläpp är väldigt lågt (ca 2 kg PFOS i hela världen) trots att användning är relativt hög (ca 35 ton/år). Även för reduktion av utsläpp inom produktion av fotoresistorer och halvledare skulle utveckling i produktionsprocessen krävas för att ersätta PFOS. Ersättningskostnaden beräknats till 5 900 kr/g PFOS. Även här är utsläppet idag relativt litet (43 kg/år i hela Europa, vilket är ca 0,45% av totalt PFOS-utsläpp).

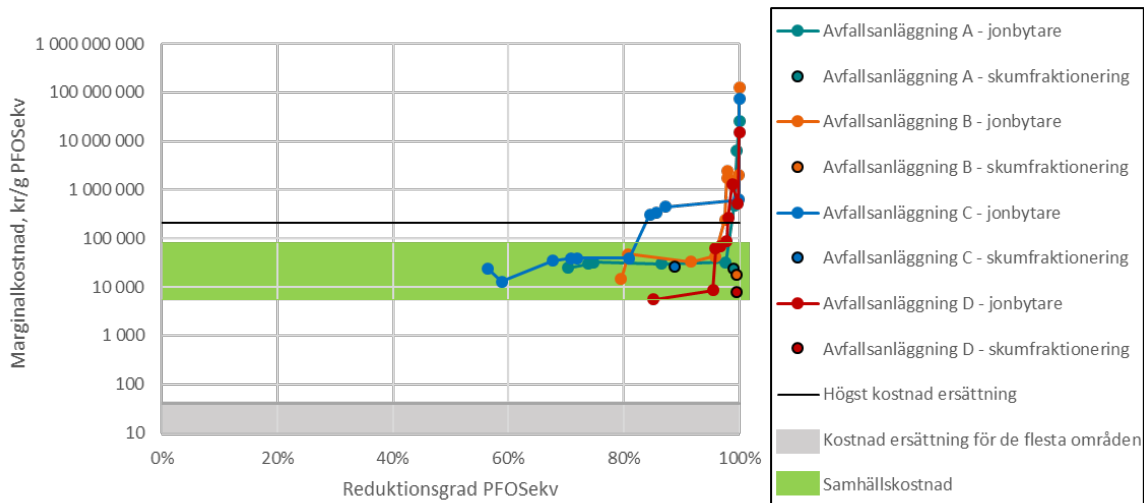
ECHA (2014) är det dokument som ligger till grund för restriktionen av användning av PFOA i EU. Kostnaderna för reduktion av utsläpp beräknats i dokumentet till: fluoropolymerers import och användning 0-66 kr/g PFOA; textilanvändning i EU 1-17 kr/g PFOA; textilimport 2-36 kr/g PFOA; brandskum 0,9-11 kr/g PFOA; papper 0,1-18 kr/g PFOA; färg 0,04-0,6 kr/g PFOA.

Uppgifterna ovan visar att kostnaden för reduktion av användning av PFOS och PFOA är relativt låga för de områden där användning och utsläpp är hög och varierar inom området 0-40 kr/g PFOSekv. För de områden där utsläppet är lågt kan kostnaden vara mycket högre, upp till 210 tkr/g PFOSekv. Det kan dock finnas andra (till författarna okända) användningsområden som har högre kostnader och som inte tagits med i denna utvärdering.

6.2.3.3 Reningskostnader i perspektiv

De tidigare beräknade marginalkostnaderna för avskiljning av PFOSekv kan jämföras med den grovt beräknade samhällsekonomiska kostnaden för PFAS-utsläpp och med uppgifter om ersättningskostnaden (Figur 6-1). Endast kostnader för användning av jonbytare och skumfraktionering visas i figuren eftersom kostnader för rening med GAK är jämförbara med rening med jonbytare. Det är tydligt att rening av lakvatten från PFAS kan motiveras av samhällskostnader som utsläpp av PFAS medför för alla redovisade avfallsanläggningar. Kostnaden är dock endast motiverad till en viss avskiljningsgrad som ligger mellan ca 60% och 95% av reduktion av PFOSekv vid användning av jonbytare. Rening med skumfraktionering är motiverat för alla avfallsanläggningar. Resultaten i Figur 6-1 visar åter igen vikten av att inte använda PFAS11 som ett mål eller krav för reningsgraden. Om krav, exempelvis, ställts på 80% reduktion av PFAS11 skulle skumfraktionering inte kunnat tillämpas på 3 av 4 avfallsanläggningar

trots att reningen av PFOS och PFOA och andra liknande PFAS är nära 100% efter skumfraktioneringen Den extra kostnaden för att gå från bra reduktion av PFOSekv till bra reduktion av PFAS11 skulle vida överstiga samhällskostnader för PFAS-utsläpp. Att införa krav på avskiljning av endast PFOS skulle leda till att >60% av PFOSekv reduceras. Om den reduktionsgraden inte anses vara tillräcklig kan ett krav för avskiljning av PFAS4 (de mest toxiska PFAS enligt dagens kunskap) införas. Även avskiljningsgrad avseende endast PFOS och PFOA ger liknande krav/reduktion eftersom PFOA är det ämne som har snabbast mätas och läcker igenom (genombrott)bland PFAS4 både vid användning av jonbytare och GAK.



Figur 6-1. Jämförelse av kostnader för rening med kostnader för ersättning och samhällskostnader.

Från Figur 6-1 är det tydligt att kostnaden för ersättning av PFAS är minst två potens lägre för de flesta applikationerna än kostnaden för rening. Man bör därför fokusera på ersättning av PFAS (och speciellt PFAS som har högre toxicitet) med PFAS-fria alternativ. Ersättning av ena PFAS med de andra, även mindre toxiska, anses vara en kontraproduktiv åtgärd eftersom den låga nedbrytningshastigheten av dessa på längre sikt kommer leda till att även dessa ackumuleras i organismerna i höga halter och skapar toxiska effekter.

En annan slutsats som kan ses tydligt från Figur 6-1 och som även diskuterats i kapitel 5.2 är att rening av olika vatten med olika sammansättning av andra ämnen än PFAS ger väldigt olika specifika kostnader för reduktion av PFAS. Det gick inte att hitta något tydligt samband mellan halter PFAS i inkommande vatten och förbrukningen av GAK och jonbytare. Vid samma kostnad per m³ behandlat vatten är det mer kostnadseffektivt att rena vattnet med höga PFAS-halter eftersom kostnad per reduktion av 1 kg av PFOSekv eller PFAS11 blir lägre. Även för skumfraktionering är kostnaden per m³ vatten samma för vatten med olika PFAS-halter och det är mer därför mer kostnadseffektivt att rena koncentrerat vatten nära utsläppskällan än efter spädning. Att koncentrera upp PFAS tillsammans med DOC kan dock inte ge kostnadsreducerande effekt eftersom DOC-halten för flera tekniker också påverkar kostnaden för rening. Om samma krav för reduktion av X % av PFOS/PFAS införas på alla avfallsanläggningar för att begränsa spridning av PFAS i miljön skulle det leda till att total samhällskostnad för detta blir högre än om platsspecifika villkor på reningsgrad tillämpades för olika vatten. Ett införande av ekonomiska styrmedel skulle kunna ge mer optimal minskning av utsläpp från samhällsekonomiskt perspektiv.

6.3 Behov för vidare arbete

Utifrån sammanställningen av dagens kunskap om rening av lakvatten från PFAS kan följande utvecklingsområden definieras (i prioriteringsordning):

- Test av skumfraktionering i större pilotskala/fullskala för att bekräfta att väldigt höga uppkoncentreringsgrader kan nås (redan påbörjats genom fullskalerening på Tveta avfallsanläggning och nytt Avfall Sverige projekt som är i planeringsfasen);
- Optimering av backspolning av jonbytare vid försök i större pilotskala eller fullskala (kommer förmodligen göras inom nyligen påbörjat Avfall Sverige projekt som IVL genomför i samarbete med Ragn-Sells);
- Optimering av förbehandling av lakvatten för att minska problem med igensättningar av jonbytarfilter och i andra reningssystem;
- Utveckling av system för regenerering av jonbytare (kommer göras inom nyligen påbörjat Avfall Sverige projekt som IVL genomför i samarbete med Ragn-Sells);
- Försök med integrering av skumfraktionering i befintliga reningssystem (insamling av skum från biologisk rening, kombination av metallfällning med flotation);
- Test av olika teknikkombinationer för mer kostnadseffektiv och effektiv rening: exempelvis polerande rening av utgående vatten från skumfraktionering med GAK/jonbytare, nanofiltrering i kombination med GAK/jonbytare eller med skumfraktionering;
- Vidare arbete med kartläggning av PFAS och DOC-halter i olika strömmar på avfallsanläggningar och utredning om separat rening av delströmmar med högre PFAS-halter eller med lägre DOC halt kan ge mer kostnadseffektiv rening.
- Arbetsmiljörisker med PFAS-exponering vid användning av olika reningstekniker.

Förutom dessa områden som är inriktade mer på utveckling av reningstekniker kan följande utvecklingsområden nämnas:

- Undersökning om förbränning av PFAS-rikt avfall (inklusive förbrukat filtermaterial från lakvattenrening) i olika typer av pannor destruerar PFAS fullständigt (kunskapen kommer förmodligen förbättras efter genomförande av pågående Avfall Sverige projekt där halter PFAS mäts på flera förbränningsanläggningar);
- Undersökning av PFAS-halter i olika typer av avfall som tas emot på avfallsanläggningar och utredning av möjligheter för separat hantering av detta avfall;
- Kunskapsutveckling kring toxicitet av olika PFAS för människan och vattenlevande organismer;
- Snabbast möjlig utfasning av PFAS från alla användningsområden.

7 Slutsatser

Utifrån arbetet som är genomfört i projektet har projektgruppen definierat följande slutsatser:

- Effektiv rening av lakvatten från PFAS är möjlig och de tekniker som ger bäst kombination av reningsgrad och reningskostnad är skumfraktionering, kolfilter och jonbytarfilter.
- Reningskostnaden kan vara väldigt olika beroende på vilken teknik som appliceras, sammansättning av lakvatten och speciellt reningskrav/reningsmål som ställs.

- Vid dagens reningskrav är det endast avskiljning av PFOS som krävs och den kan åstadkommas billigast med jonbytare efter att driften optimeras för att undvika igensättningar.
- Om en maximal avskiljning av de mest toxiska PFAS enligt dagens kunskap och gjorda antaganden krävs/önskas bedöms skumfraktionering ge de lägsta kostnaderna och bedöms även vara den mest driftsäkra tekniken. Det finns potential för vidare minskning av kostnader för skumfraktionering.
- För lakvatten med låg DOC-halt (<20 mg/l) är kostnad för rening med GAK, jonbytare och skumfraktionering liknande och för dessa vatten rekommenderas rening med GAK eftersom kolfilter även kan ge polerande rening från andra föroreningar.
- Rening med GAK är kostnadseffektiv för vatten med låg DOC halt endast om förbrukat kol även i framtiden får förbrännas på avfallsförbränningsanläggningar för icke-farligt avfall och om kolsorter med hög sorptionskapacitet men lågt pris används.
- Höga DOC-halter påverkar sorptionskapaciteten av GAK för PFAS negativt och ger mycket högre förbrukning av GAK och därmed högre reningskostnader. Påverkan av DOC-halter i behandlat vatten verkar vara lägre för jonbytaren. Skumfraktionering påverkas inte av DOC-halter.
- Det kunde inte ses något samband mellan halter av PFAS i inkommande vatten och reningskostnaden. Det gör att rening av lakvatten som har låga DOC halter men höga PFAS halter ger den lägsta kostnaden för minskning av utsläpp av PFAS till miljön från samhällsekonomiskt perspektiv.
- Oavsett halter av PFAS och DOC i lakvatten är kostnad för avskiljning av 1 g PFOS/PFAS flera potenser högre än kostnad för utfasning av PFOS/PFAS i de flesta användningsområden. Utfasning av PFAS (inklusive PFAS med korta kolkedjor) borde därför prioriteras högst.
- I avsaknad av tillräcklig kunskap om toxicitet av PFAS för människan och vattenlevande organismer summeras ofta alla PFAS och gränsvärdet för summan av PFAS (exempelvis PFAS11, PFAS20 eller PFAS_{tot}) införs. Det har visats att införande av dessa krav riskerar att öka kostnaden för rening betydligt utan någon bevisad minskning av toxiciteten.
- Rening av lakvatten från PFAS verkar vara motiverat från samhällsekonomiskt perspektiv men bara om reduktion av endast PFOS eller de, med dagens kunskap, mest toxiska PFAS prioriteras. Det finns stora osäkerheter i den genomförda värderingen.
- Det behövs mer forskning och utveckling inom tekniska lösningar för PFAS-rening och behov av rening av olika PFAS.
- Skakförsök med olika sorptionsmaterial kan användas för en preliminär jämförelse av olika sorptionsmaterial men har en osäkerhet som är alldeles för stor för att kunna ersätta kolonnförsök.
- Ljusabsorbans har potential att användas som enkel indikator för detektion av genombrott av PFAS vid användning av GAK. Noggrannheten av metoden varierar dock mellan olika anläggningar och vatten. Vid användning av jonbytare har metoden mindre potential men kan fungera för vissa lakvatten, speciellt om anläggningen drivs för maximal reduktion av även kortare PFAS.

8 Referenser

Arcadis. 2020. It's a gas: Ozofractionation as an effective PFAS treatment method. Tillgänglig online: <https://www.arcadis.com/en/australia/arcadis-blog/jason-lagowski/its-a-gas-ozofractionation-as-an-effective-pfas-treatment-method/>

- Baresel, C., Ek, M., Harding, M. och Bergström, R. 2014. Behandling av biologiskt renat avloppsvatten med ozon eller aktivt kol. IVL rapport B2203.
- Baresel, C., Ek, M., Harding, M., Magnér, J., Allard, A.-S., Karlsson, J. 2017. Kompletterande tester för en resurseffektiv avancerad rening av avloppsvatten. Delrapport SystemLäk projekt. IVL Svenska Miljöinstitutet, Rapport B2287, 54 s.
- Calgon Carbon 2020. Reactivation of Activated Carbon for Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) Removal. Tillgänglig online: <https://www.calgoncarbon.com/app/uploads/PFAS-Reactivation-Memo-06022020.pdf>.
- Chularueangaksorn, P., Tanaka, S., Fujii, S, Kunacheva, C. 2013 Adsorption of perfluorooctanoic acid (PFOA) onto anion exchange resin, non-ion exchange resin, and granular-activated carbon by batch and column, *Desalination and Water Treatment*, 52:34-36, 6542-6548.
- Crone, B.C., Speth, T.F., Wahman, D.G., Smith, S.J., Abulikemu, G., Kleiner E.J., Pressman, J.G. Occurrence of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in source water and their treatment in drinking water. *Critical Review in Environmental Science and Technology*, Vol 49(24), 2359-2396.
- ECHA 2014. Annex XV Restriction report. Proposal for a restriction. Substance name: Perfluorooctanoic acid (PFOA), PFOA salts and PFOA-related substances. 340 s.
- EFSA 2020. Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. *Efsa Journal*, 18(9): 6223.
- Envytech 2020. SAFF – Surface Active Foam Fractionation. Produktdatablad, 3 s.
- Evocra 2016. Case study: OCRA removes PFAS from contaminated water to below USA EPA drinking water criteria. Evocra Press Release, 3s.
- Franke, V., McCleaf, P., Wiberg, K., Ahrens, L. 2017. Hur kan PFAS-ämnen avlägsnas i vattenverken? En granskning av nya och befintliga vattenreningstekniker SVU rapport 2017-20, 62 s.
- Franke, V., McCleaf, P., Lindegren, K., Ahrens, L. 2019a. Efficient removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water treatment: nanofiltration combined with active carbon or anion exchange. *Environmental Science: Water Research & Technology* 8, 1836.
- Franke, V., Schäfers, M.D., Lindberg, J.J., Ahrens, L. 2019b. Removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) from tap water using heterogeneously catalyzed ozonation. *Environ. Sci. Water Res. Technol.* Vol 5, 1887-1896.
- Goldenman, G., Fernandes, M., Holland, M., Tugran, T., Nordin, A., Schoumacher, C., McNeill, A. 2019. The cost of inaction: a socioeconomic analysis of environmental and health impacts linked to exposure to PFAS. *TemaNord* 2019:516, 194s.
- 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 rapport C182, 58 s.
- HVMFs 2019:25. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten, 88s.

Holmquist, H., Fantke, P., Cousins, I.T., Owsianiak, M., Liagkouridis, I., Peters, G.M. 2020. Environ. Sci. Technol. Vol 54 (10), 6224-6234.

Kjellgren, Y. 2020. Treatment of per- and polyfluoroalkylsubstance (PFAS)-contaminated water using aeration foam collection. Exjobb Uppsala universitet och SLU, 75 s.

Livsmedelsverket 2014. Risker vid förorening av dricksvatten med PFAA. Riskhanteringsrapport 2014-03-12.

Malovanyy, A., Lund, T., Woldegiorgis, A. 2016. Rening av lakvatten från Tagene deponi: utredning och pilotförsök. WSP rapport 10233433, 20 s.

Modin, H., Roslund, A., Hallgren, P., Törneman, N., Arvidsson, I., Lidén, A., Boström, S. 2018. PFAS på avfallsanläggningar. Avfall Sverige rapport 2018:25, 63 s.

Naturvårdsverket 2016. Högfluorerade ämnen (PFAS) och bekämpningsmedel. En sammantagen bild av förekomsten i miljön. Redovisning av regeringsuppdrag. Rapport 6709, 172s.

Nickelsen, M., Woodard, S. 2017. Patent WO 2017/180346 AI. A Sustainable system and method for removing and concentrating per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) from water.

Nordzell, H., Scharin, H., Söderqvist, T. Att göra rimlighetsavvägning enligt 2 kap. § 7 miljöbalken. Anthesis Envenco rapport 2017:6, 64 s.

OPEC Systems. 2020. Surface Active Foam Fractionation (SAFF™): The Next Evolution for PFAS Remediation (Session 2). Tillgänglig online: <https://youtu.be/Sl0tDdd9Mg8>.

Purolite. Design and operational guidelines: PFAS-selective single use ion exchange resin for drinking water systems, 14 s. Tillgänglig online: https://www.purolite.com/dam/jcr:e7dc9abb-abe4363-b46a-e44f1ae4ce18/PFAS-Selective%20Single%20Use%20Ion%20Exchange%20Resin%20for%20Drinking%20Water%20Systems_Application%20Guide.pdf.

Senevirathna, S.T.M.L.D. 2010 Development of Effective Removal Methods of PFCs (Perfluorinated Compounds) in water by adsorption and coagulation. Doctoral Thesis, Kyoto University, 177p.

Soltermann, F., Abegglen, C., Götz, C., & von Gunten, U. 2016. Bromide sources and loads in Swiss surface waters and their relevance for bromate formation during wastewater ozonation. Environmental Science & Technology, 50(18), 9825 - 9834.

Stockholm Convention 2008. Perfluorooctane sulfonic acid, its salts and perfluorooctane sulfonyl fluoride. Tillgänglig online: <http://chm.pops.int/Implementation/Alternatives/AlternativestoPOPs/ChemicalslistedinAnnexB/Perfluorooctanesulfonicacidandperfluorooctane/tabid/5869/Default.aspx>

Toms, L. M. L. et al. Decline in perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoate serum concentrations in an Australian population from 2002 to 2011. Environ. Int. 71, 74–80 (2014).
EPA 2020. Per- and Polyfluoroalkyl substances (PFAS): Incineration to manage PFAS waste streams. Technical Brief, 2 s.

Wunderlin 2017. Abklärungen Verfahrenseignung ozonung. Empfehlung. VSA rapport, 26 s.



Yu, J., Lv, L., Lan, P., Zhang, S., Pan, B., Zhang, W. 2012. Effect of effluent organic matter on the adsorption of perfluorinated compounds onto activated carbon. *Journal of Hazardous Materials*, 225-226, 99-106.

Bilaga A. Val av referensanläggningar

Spridning av PFAS-halter på avfallsanläggningar

I tidigare genomfört Avfall Sverige projekt har man samlat in data från flera svenska deponier om halter av PFAS (Modin et al 2018). Sammanställning i rapporten visar på följande medianhalter:

- Ej behandlat 120 ng/l
- Förbehandlat 75 ng/l
- Behandlat 65 ng/l

Inte alla deponier har lakvattenbehandling och därför är antal deponier som rapporterat halter i behandlat vatten mindre. Dessutom har vissa deponier rapporterat flera analyser på olika delströmmar. Databasen med alla data analyserades på nytt av IVL enligt följande:

- Endast en analys för en deponi användes.
- Endast analyser i obehandlat, förbehandlat och behandlat lakvatten tas med (ytvatten tas bort)
- Utgående eller förbehandlat vatten prioriteras om fler analyser är rapporterade för en deponi
- Vid flera analyser rapporterade för en deponi tas medianvärde på alla värden

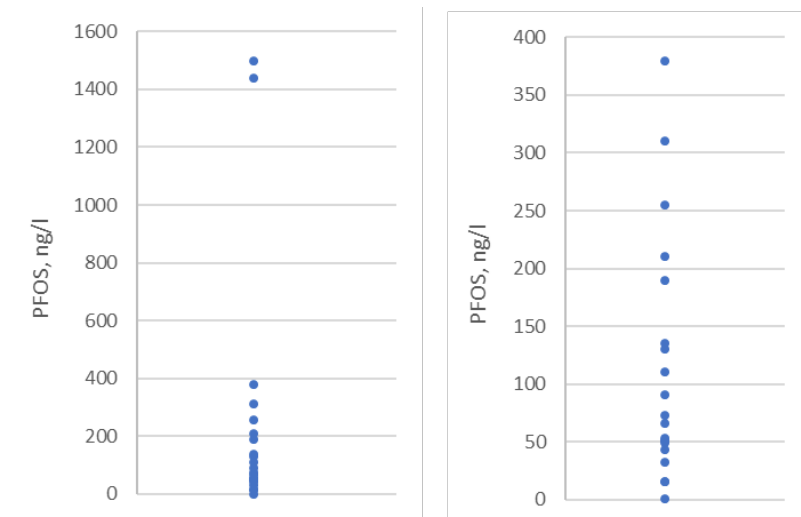
Det var följande svårigheter i samband med analysen av data som till viss del påverkar presenterade resultat:

- Halter i ytvatten är högre än i behandlat lakvatten (RefID33: Ytvatten 780 ng/l, behandlat lakvatten 53 ng/l; RefID29: Ytvatten 1 300 ng/l, förbehandlat lakvatten 110 ng/l)
- Halter i vissa råvatten är mycket högre än i behandlat lakvatten (RefID29: Råvatten 770 ng/l, förbehandlat vatten 110 ng/l)
- Halter i förbehandlat vatten är mycket högre än i råvatten (RefID64: Råvatten 115 ng/l; Förbehandlat 1 440 ng/l)
- Minusvärden för vissa analyser

Det skulle krävas mycket tid för att gå igenom alla inlämnade enkätsvaren och eventuellt hämta nya uppgifter från de medverkande avfallsanläggningarna, vilket ligger utanför projektets omfattning.

Analysen visar på följande distribution av PFOS-halter för 22 anläggningar:

- medianvärde 82 ng/l;
- medelvärde 236 ng/l;
- vid två anläggningar är PFOS-halten 1 400-1 600 ng/l, vid alla andra – under 400 ng/l;
- 90% av anläggningar har halter 17-373 ng/l;
- 60% av anläggningar har halter 30-220 ng/l



Figur A-1. Spridning av PFOS-halter i lakvatten på olika avfallsanläggningar. Två olika skalor presenteras för att bättre visa spridningen i nedre delen av koncentrationer.

Kriterier för val av referensanläggningar

Analysen av halter på alla anläggningar visar att det finns en stor spridning av PFOS-halter mellan olika anläggningar. Det var önskvärt inom projektet att undersöka rening av lakvatten som har olika PFOS-halter för att kunna välja rätt teknik för just det vattnet, ta fram kostnader och ha underlag för rimlighetsavvägning om rening av vilket vatten är motiverat. Därför är halten PFOS den viktigaste parametern för val av referensanläggningar.

Förutom PFOS-halten är det även viktigt att titta på hur innehåll av andra organiska ämnen (DOC) påverkar reningen.

Dessutom är det även intressant att titta på lakvattnen som innehåller liknande halter av DOC och PFOS men varierande halter av andra PFAS (olika halter av PFAS11).

Det är uppenbart att oberoende av val av teknik så kommer innehållet av lättnedbrytbara organiska ämnen att påverka reningen negativt. Dessutom måste vattnet filtreras för att avlägsna partiklar/suspenderat material innan det kan pumpas genom filterkolonnerna. Därför prioriterades anläggningar som har en stabilt fungerande biologisk rening (företrädesvis med nitrifikation) och bra avskiljning av suspenderade ämnen prioriteras framför anläggningar med samma halter av PFOS, PFAS och DOC.

I diskussion med Avfall Sveriges lakvattengrupp har det bestämts att välja anläggningar som har följande halter:

Referensanläggning 1: PFOS-halt nära eller något över medianvärdet (80-150 ng/l).

Referensanläggning 2: PFOS-halt högre än 1 000 ng/l PFOS. Trots att det är få anläggningar som har så höga halter är det mest troligt att rening från PFOS kommer vara ekonomiskt motiverat för dessa och att de får krav på PFOS-rening.

Referensanläggning 3: PFOS-halt så låg som möjligt men inom 90%-intervallet (högre än 17 ng/l). PFOS/DOC kvot bör företrädesvis vara hög.

Referensanläggning 4: PFOS-halt nära övre delen av 90%-intervallet (nära 373 ng/l). Om det inte är möjligt att hitta en anläggning med väsentligt högre halt av PFOS är i referensanläggning 1 så bör en anläggning med annan PFOS/DOC kvot eller annan PFAS11-halt väljas.

Anmälda anläggningar

Relevant data för de anläggningar som har visat intresse att vara en referensanläggning i projektet sammanställs i Tabell A-1 nedan. Bara en anläggning (avfallsanläggning K) redovisade DOC-halter. Därför används TOC för analys. Det är dock viktigt att ta med i utvärderingen att höga halter av suspenderat material kan öka TOC-halten väsentligt.

Tabell A-1. Sammansättning av lakvatten i anmälda anläggningar.

Anläggning	TOC, mg/l	BOD, mg/l	Susp, mg/l	NH ₄ -N, mg/l	PFOS, ng/l	PFOA, ng/l	PFAS11, ng/l	PFOS/TOC, ng/mg
Avfallsanläggning A	55	3	5	0	80	410	1 565	1,5
Avfallsanläggning B	63 ^a	9	-	-	430	476	3 676	4,6
Avfallsanläggning C	92	4	4	3	40	310	5 680	0,4
Avfallsanläggning D	18	-	-	-	1 440	75	3 550	80,0
Avfallsanläggning F	150	37	55	-	66	420 ^c	-	0,4
Avfallsanläggning K	38	3	7	1	124	235	1 435	3,3
Avfallsanläggning L	45	4	-	-	58 ^b	-	-	1,3
Avfallsanläggning M	31	8	23	27	120	180	-	3,8

^a - uppskattat från COD-halten

^b - 26-89 ng/l

^c - 190-650 ng/l

Nedan följer korta kommentarer om varje anmäld anläggning:

Avfallsanläggning A: bra biologisk förbehandling, låga BOD och kvävehalter. PFOS halter på mediannivån (80 ng/l).

Avfallsanläggning B: bra biologisk behandling om piloten är igång, annars behövs någon BOD reningssteg. PFOS halt = 430 ng/l och ligger därför i nära högre delen av intervallet, vilket är intressant.

Avfallsanläggning C: biologiskt behandlat lakvatten, lite BOD och ammonium, låga PFOS halter (intressant), höga PFAS11 halter (intressant), låg PFOS/DOC kvot.

Avfallsanläggning D: låg TOC, låg kväve, ingen biologisk behandling (förmodligen låg bionedbrytbar andel), hög PFOS (intressant).

Avfallsanläggning F: biologisk behandling men ändå höga BOD halter och halter av suspenderat material. Kommer krävas ytterligare biosteg. Höga TOC halter, även när BOD och susp är låga (intressant).

Avfallsanläggning K: biologiskt behandlat, nitrifierat vatten, låga susp- och BOD- halter, PFOS-halt nära till medel och medianvärden.

Avfallsanläggning L: låga utgående BOD halter, PFOS-halter i lägre delen av vad som brukar förekomma.

Avfallsanläggning M: ingen biologisk behandling, höga BOD- och ammoniumhalter, måste biologiskt renas först. I övrigt liknande halter som på avfallsanläggning K.

Valda anläggningar

Utifrån kriterierna i förra kapitlen valdes följande anläggningar för projektet:

Referensanläggning 1: ca 80 ng/l PFOS – avfallsanläggning A

Referensanläggning 2: >1000 ng/l PFOS – avfallsanläggning D

Referensanläggning 3: Låg PFOS-halt, låg PFOS/DOC kvot – avfallsanläggning C

Referensanläggning 4: PFOS nära 430 ng/l – avfallsanläggning B; kompletteras med biologisk rening utanför projektet.

Bilaga B. Analys av PFAS-förorenat lakvatten i olika laboratorier: jämförelsestudie

Inledning och syfte

Lakvatten har en svår matris med väldigt varierande sammansättning i tid och mellan olika anläggningar men generellt höga halter av DOC och förhöjd salthalt. Analys av PFAS i sådant vatten har vissa svårigheter eftersom de olika komponenterna kan störa upparbetning av prover och analys. Jämförelse mellan analysresultat för prover som tagits inom projektet och analysresultat från analys av prover inom ordinarie uppföljning enligt kontrollprogram visade att resultaten inte alltid stämmer bra överens mellan labben. Det finns även en stor skillnad mellan medelhalter i olika lakvatten som analyserats inom detta projekt och de halter som anläggningarna anmälde i början av projektet. Det har därför gjorts en jämförelsestudie mellan olika laboratorier som beskrivs i denna Bilaga.

Syftet med denna studie är att synliggöra skillnad mellan analysresultat som rapporteras av olika labb. Det är viktigt att notera att det är en preliminär studie som inte uppfyller alla krav som ställs för interkalibreringsstudier. Syftet med studien är inte heller att visa vilket labb som redovisar mer eller mindre tillförlitliga värden utan att endast belysa den svårigheten som analys av PFAS i lakvatten medför.

Metod

Lakvatten från avfallsanläggningar A, B, C och D (benämns lakvatten A-D nedan) har använts i studien och ett prov av varje vatten har skickats på analys till olika labb. Två liter av vatten fylldes i en glasbägare, blandades väl och sedan fördelades på provtagningskärlen. Proven har sedan skickats på analys till följande laboratorium:

- ALS Global
- Eurofins Environment Testing
- IVL Svenska Miljöinstitutet
- SLU – Sveriges lantbruksuniversitet
- Synlab

Tre av dessa labb är ackrediterade för PFAS analys medan IVL:s och SLU:s labb inte är ackrediterade. Fyllning av provtagningskärlen och utskick av prover gjordes av Andriy Malovanyy (IVL). IVL:s labbpersonal fick dock inte veta att några prover hade skickats till andra laboratorier och att resultaten skulle jämföras mellan varandra.

Resultat

Alla resultat som presenteras i detta kapitel anonymiseras för att resultaten inte ska tolkas på felaktigt sätt. Resultat presenteras endast för de substanser som ingår i PFAS11 (Figur B-1). Vissa labb rapporterade även andra PFAS men jämförelse av dessa görs inte. Förutom uppmätta halter visas även den osäkerhetsmarginal som varje labb angivit i sin analysrapport. Osäkerhet mellan 20% och 30% rapporterats av olika labb. För de ämnen som ligger nära detektionsgränsen rapporterats ibland högre osäkerheter.

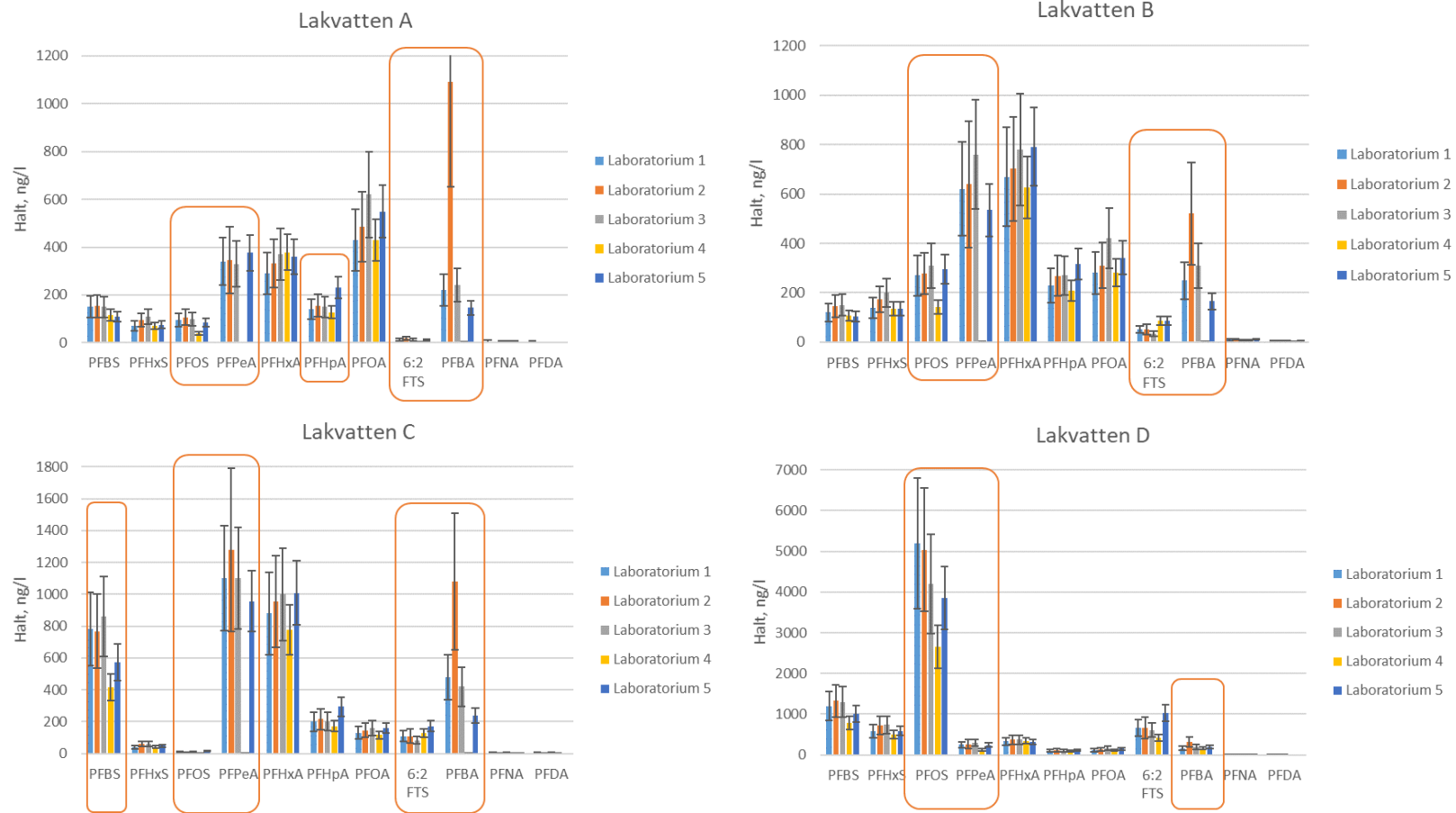
Analysresultaten stämmer generellt bra överens mellan olika labb för de flesta ämnen i de flesta vatten. Det är dock tydligt att för vissa ämnen skiljer analysresultaten mellan de olika labben mer än vad som skulle kunna förklaras av osäkerhet i analysen som labben angivit. Dessa ämnen markeras i Figur B-1 med orange ram. För dessa ämnen stämmer oftast 4 av 5 resultat med varandra medan det femte resultatet ligger utanför osäkerhetsmarginalen. Det är viktigt att poängtera att även om 4 av 5 resultaten stämmer med varandra betyder det inte att det femte resultatet är fel utan det går inte att utesluta att ett resultat är rätt och de övriga 4 är fel. I dessa fallen framgår dock inte något sådant samband, exempelvis att det alltid är resultat från ett och samma labb som inte stämmer med de övriga eller att det ett resultat från icke-ackrediterat labb avviker.

För vissa ämnen är dock resultaten helt olika och endast 2 av 5 analysresultat stämmer med varandra. Som ett exempel kan tas analysresultat från analys av PFBA i lakvatten C. Laboratorier 1-5 rapporterade följande resultat: 480 ng/l; 1080 ng/l; 420 ng/l; <5 ng/l och 237 ng/l. Således är det endast resultat från labb 1 och labb 3 som stämmer med varandra; de övriga resultaten stämmer inte med något annat labb.

Laboratorium 4 har rapporterat halt på under detektionsgräns (< 5 ng/l) för PFBA och PFPeA för 3 av fyra lakvattenprover medan övriga labb rapporterade halter på 166-1100 ng/l i samma prover, vilket även stämmer med många andra prover av lakvatten från samma anläggningar som analyserats av IVL och av andra labb tidigare. Det kan därför antas att det har blivit ett fel i analys av dessa parametrar i de 3 proven. Om dessa resultat från laboratorium 4 inte används i jämförelsen minskar antal tillfällen då analysresultaten inte stämmer överens från 18 till 15.

Den högst rapporterade halten av PFAS11 är ibland mer än dubbelt så hög som den lägst rapporterade halten. Det beror dock oftast på de PFBA och PFPeA halter som rapporterats låg under detektionsgräns hos laboratorium 4. Annars är skillnaden mindre men kan ändå vara över 45% mellan olika labb.

Det är även tydligt att överensstämmelsen är sämst vid analys av PFBA och 6:2 FTS. För tre av fyra lakvattenprover stämmer inte analysresultat avseende PFBA fullt ut mellan labben. Inget av analyserade proverna avseende 6:2 FTS stämde överens mellan alla 5 labb. Även analys avseende PFPeA är överrepresenterad bland de tillfällen när analysresultaten inte stämmer, vilket dock endast är på grund av de lågt rapporterade halterna av laboratorium 4.



Figur B-1. Resultat av analyser för fyra lakvatten som analyserats av 5 laboratorier. Felstaplar visar av laboratorium angiven osäkerhetsmarginal.

Bilaga C. Halveringstider och omräkning till PFOSekv

I denna rapport har nationella och internationella forskningsdata om halveringstider för PFAS i blod och serum från PFAS-exponerade populationer och grupper sammanställts. Därefter har medelvärden för halveringstiderna beräknats för varje ämne och omräknats till PFOS ekvivalenter och PFOS-ekvivalenter före och efter rening har beräknats. Med stöd av den beräknade riskreduktionen i PFOS-ekvivalenter kan resultaten från de olika reningsteknikernas kostnader och nytta beräknas och jämföras.

I Tabell C-1 hittas en sammanställning av forskningsresultat från 2002-2019. Även äldre interna industridata som har begärts ut i samband med domstolsförhandlingar har granskats, men då merparten av dessa data har granskats av utomstående experter inför publicering har dessa källor använts istället. Då FTS 6:2 sönderfaller och bildar PFHxA och PFPeA har medel för dessa två PFAS använts för beräkning av medelvärde. I sammanställningar där forskningsresultat har upprepats har endast källan tagits med i beräkningen av medelvärdet. De andra markerats då med röd färg i Tabell B-1. Även andra värden som inte ansågs vara tillförlitliga av olika anledningar har markerats med röd färg och har inte använts för beräkning av medelvärdet.

Förutom de ämnen som ingår i PFAS11 presenteras även halveringstider för andra PFAS som redovisats i forskningsresultat. Dessa används dock inte i resten av studien eftersom det nästan uteslutande bara är PFAS11 som analyserats inom projektet. I flera prover som analyserats för fler PFAS har även PFPeS och PFHpS påträffats i halter 13-109 ng/l. Man ser även i tabellen att Cl-PFESA har extremt lång halveringstid. Ämnet har dock inte analyserats i projektet. Datan visar att det kan vara viktigt att utvärdera om dessa ämnen borde följas upp bättre i lakvatten. De flesta avfallsanläggningar analyserar endast PFAS11 i sitt lakvatten.

Referenser

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2018. Toxicological profile for Perfluoroalkyls. (Draft for Public Comment). Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.

Bartell, S.M., Calafat, A.M., Lyu, C., Kato, K., Ryan, P.B., Steenland, K. 2010. Rate of decline in serum PFOA concentrations after granular activated carbon filtration at two public water systems in Ohio and West Virginia. *Environ Health Perspect* 118, 222–228.

Brede, E., Wilhelm, M., Göen, T., Müller, J., Rauchfuss, K., Kraft, M., Hölzer, J. 2010. Two-year follow-up biomonitoring pilot study of residents' and controls' PFC plasma levels after PFOA reduction in public water system in Arnsberg, Germany. *Int J Hyg Environ Health*, 213, 217–223.

Burris, J., Lundberg, J.K., Olsen, G., Simpson, C., Mandel, J. 2002. Determination of serum half-lives of several fluorochemicals. 3M Company Interim report.

Chang, S.C., Das, K., Ehresman, D.J., Ellefson, M.E., Gorman, G.S., Hart, J.A., Noker, P.E., Tan, Y.M., Lieder, P.H., Lau, C., Olsen, G.W., Butenhoff, J. L. 2008. Comparative pharmacokinetics of

perfluorobutyrate in rats, mice, monkeys, and humans and relevance to human exposure via drinking water. *Toxicol Sci* 104 (1), 40-53.

Chang, S.C., Noker, P.E., Gorman, G.S., Gibson, S.J., Hart, J.A., Ehresman, D.J., Butenhoff, J.L. 2012. Comparative pharmacokinetics of perfluorooctanesulfonate (PFOS) in rats, mice, and monkeys. *Reprod. Toxicol.* 33, 428–440.

Costa, G., Sartori, S., Consonni, D. 2009. Thirty years of medical surveillance in perfluorooctanoic acid production workers. *Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 51(3), 364–372.

Fu, J., Gao, Y., Cui, L. Wang, T., Liang, Y., Qu, G., Yuan, B., Wang, Y., Zhang, A., Jiang, G. 2016. Occurrence, temporal trends, and half-lives of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in occupational workers in China. *Scientific Reports* 6, 38039.

Gomis, M., Vestergren, R., Borg, D., Cousins, I.T. 2018. Comparing the toxic potency in vivo of long-chained perfluoroalkyl acids and fluorinated alternatives. *Environmental International* 113, 1-9.

Harada, K., Koizumi, A., Saito, N., Inoue, K., Yoshinaga, T., Date, C., Fujii, S., Hachiya, N., Hirose, I., Koda, S., Kusaka, Y., Murata, K., Omae, K., Shimbo, S., Takenaka, K., Takeshita, T., Todoriki, H., Wada, Y., Watanabe, T., Ikeda, M., 2007. Historical and geographical aspects of the increasing perfluorooctanoate and perfluorooctane sulfonate contamination in human serum in Japan. *Chemosphere* 66, 293–301.

Jurado-Sánchez, B., Ballesteros, E., Gallego, M. 2014. Analytical method for biomonitoring of perfluoroalkyl acids in human urine, *Talanta*, 128, 141-146.

Kjølholt, J., Jensen, A.A., Warming, M. 2015. Short-chain Polyfluoroalkyl Substances (PFAS): a literature review of information on human health effects and environmental fate and effect aspects of short-chain PFAS, Environmental project No. 1707, 106 s.

Li, Y., Xu, Y., Scott, K., Lindh, C., Jakobsson, K., Fletcher, T. 2019. Half-lives of PFOA, PFPeS, PFHxS, PFHpS and PFOS after end of exposure to contaminated drinking water. *Environmental Epidemiology*, 3, 237.

Li Y, Fletcher T, Mucs D, Scott, K., Lindh, C.H, Tallving, P., Jakobsson, K. 2018. Half-lives of PFOS, PFHxS and PFOA after end of exposure to contaminated drinking water. *Occupational and Environmental Medicine*, 75(1), 46-51.

Olsen, G., Lieder, P., Noker, P., Gorman, G., Butenhoff, J. 2006. The pharmacokinetics of perfluorobutanesulfonate (PFBS) in monkeys and humans (abstract). *Toxicologist* 90, 124.

Olsen, G.W., Chang, S.C., Noker, P.E., Gorman, G.S., Ehresman, D.J., Lieder, P.H., Butenhoff, J.L. 2009. A comparison of the pharmacokinetics of perfluorobutanesulfonate (PFBS) in rats, monkeys, and humans. *Toxicology* 256, 65–74.

Olsen, G.W., Burris, J.M., Ehresman, D.J., Froehlich, J.W., Seacat, A.M., Butenhoff, J. L., Zobel, L. R. 2007. Half-life of serum elimination of perfluorooctanesulfonate, perfluorohexanesulfonate, and perfluorooctanoate in retired fluorochemical production workers. *Environ Health Perspect* 115 (9), 1298-305.

Pizzurro, D.M., Seeley, M., Kerper, L.E., Beck, B.D. 2019. Interspecies differences in perfluoroalkyl substances (PFAS) toxicokinetics and applications to health-based criteria. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 106, 239-250.

Russel, M.H. Nilsson, H., Buck, R.C. 2013. Elimination kinetics of perfluorohexanoic acid in humans and comparison with mouse, rat and monkey. *Chemosphere* 93, 2419-2425.

Russel, M.H., Waterland, R.L., Wong, F. Calculations of chemical elimination half-life from blood with and ongoing exposure source: The example of perfluorooctanoic acid (PFOA). *Chemosphere* 129, 210-216.

Reade, A., Quinn, T., Schreiber, J.S. 2019. Scientific and policy assessment for addressing per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in drinking water. NRDC report, 102s.

Seals, R., Bartell, S.M., Steenland, K. 2011. Accumulation and clearance of perfluorooctanoic acid (PFOA) in current and former residents of an exposed community. *Environmental Health Perspectives*, 119 (1), 119-124.

Shi, Y., Vestergren, R., Xu, L., Zhou, Z., Li, C., Liang, Y., Cai, Y. 2016. Human Exposure and Elimination Kinetics of Chlorinated Polyfluoroalkyl Ether Sulfonic Acids (Cl-PFESAs). *Environmental Science & Technology*, 50(5), 2396–2404.

US EPA, 2002. Revised draft hazard assessment of perfluorooctanoic acid and its salts. 107 s.

Wang, Z., Cousins, I.T., Scheringer, M., Hungerbuehler, K. 2015. Hazard assessment of fluorinated alternatives to long-chain perfluoroalkyl acids (PFAAs) and their precursors: status quo, ongoing challenges and possible solutions. *Environ Int* 75, 172-179.

Worley, R.R., Moore, S.M., Tierney, B.C., Ye, X., Calafat, A.M., Campbell, S., Woudneh, M.B., Fisher, J. 2017. Per- and polyfluoroalkyl substances in human serum and urine samples from a residentially exposed community. *Environ Int* 106, 135–143.

Xu, Y., Fletcher, T., Pineda, D., Lindh, C.H., Nilsson, C., Glynn, A., Vogs, C., Norström, K., Lilja, K., Jakobsson, K., Ying, L. 2020. Serum half-lives for short- and long-chain perfluoroalkyl acids after ceasing exposure from drinking water contaminated by firefighting foam. *Environmental Health Perspectives*, 128(7).

Zhang, Y., S. Beesoon, L. Zhu, and J. W. Martin. 2013. Biomonitoring of perfluoroalkyl acids in human urine and estimates of biological half-life. *Environ Sci Technol* 47(18), 10619-10627.

Tabell C-1. Halveringstid i människoblod (i år) och beräknade faktorer för omräkning av PFAS-halter till halt PFOSekv. De ämnen som ingår i PFAS11 markeras med fet stil. De värden som är otillförlitliga markeras med röd färg.

PFOS	PFOA	PFPeS	PFHxS	PFHpS	PFNA	PFBS	PFBA	PFHxA	PFHpA	6:2 FTS	PFPeA	PFDA	PFUnA	CI-PFESA	Referens
	2,3														Bartell et al 2010
								0,002	0,002						Jurado-Sanchez et al 2014
	3,3														Brede et al 2010
8,67	4,4														Burris et al 2002
								0,009	0,088						Chang et al 2008
4,8	3,8														Chang et al 2012
	5,1														Costa et al 2009
60,9	4,7		19,9												Fu et al 2016: male
8	3,1		7,5												Fu et al 2016: female
	2,4														Gomis et al 2018
5,35	2,8														Harada et al 2007
5,4	8,0		8,5		3,4	0,08	0,008								ATSDR 2018
						0,08									Olsen et al 2006
	3,5					0,07									Olsen et al 2009
5,4	3,8		8,5												Olsen et al 2007
4,35	5,4		10,4			0,07	0,008								Pizzurru et al 2019
4,8	2,8		7,3			0,08		0,088							Russel et al 2013
	2,4								0,192						Russel et al 2015
5,4	3,1		8,5		3,4										Reade et al 2019
	2,9														Seals et al 2011
			8,5			0,10	0,009	0,088							Kjølholt et al 2015
	3,5														US EPA 2002
4,7															Wang et al 2015: män
4,3															Wang et al 2015: kvinnor
3,3	3,9		15,5												Worley et al 2017

PFOS	PFOA	PFPeS	PFHxS	PFHpS	PFNA	PFBS	PFBA	PFHxA	PFHpA	6:2 FTS	PFPeA	PFDA	PFUnA	Cl-PFESA	Referens
2,9	3,0	1	4,7	4,7											Li et al 2019
														280	Shi et al 2016
3,1	2,4		4,7												Li et al 2018: kvinnor 15-50 år
4,6	2,8		7,4												Li et al 2018: män 15-50 år
3,4	2,7		5,3												Li et al 2018: män
1,6	1,8	0,63	2,87	1,46		0,12		1,630	0,170		0,1				Xu et al 2020
18	2,6		25		3,2				0,820			7,1	4		Zhang et al 2013: män och kvinnor >50 år
5,8	2,1		7,1		1,7				1,000			4	7,4		Zhang et al 2013: kvinnor <50 år
5,7	3,3	0,82	9,9	3,1	2,8	0,107	0,009	0,059	0,437	0,080	0,1	5,6	5,7	280	Medelvärde originaldata, år
1,00	0,59	0,14	1,74	0,54	0,49	0,019	0,002	0,01	0,077	0,014	0,018	0,97	1,00	49	Omräkningssfaktor, g PFOSekv/g

