

PFAS- En sammanfattning av ny forskning, med ett fokus på föroreningskällor, provtagning, analysmetoder och saneringsmetoder

Sebastian Nilsson

Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet,
kandidatarbete, nr 640
(15 hp/ECTS credits)

PFAS



Geologiska institutionen
Lunds universitet
2022

PFAS- En sammanfattning av ny forskning, med ett fokus på föroreningskällor, provtagning, analysmetoder och saneringsmetoder

Kandidatarbete
Sebastian Nilsson



Geologiska institutionen
Lunds universitet
2022

Innehållsförteckning

Sammanfattning	4
Abstract	5
Förkortningar.....	8
1 Introduktion	11
2 Syfte	13
3 Frågeställningar	13
4 Metodik	14
5 Definition och nomenklatur	14
5.1 Definition av PFAS.....	14
5.2 Nomenklatur för PFAS	15
5.2.1 Polymeriska PFAS-föreningar	15
5.2.2 Icke polymeriska PFAS-föreningar.....	16
6 Föreningsskällor för PFAS	17
6.1 Direkta källor	17
6.1.2 AFFF-Brandsläckningsskum	17
6.1.3 Kosmetikprodukter	18
6.1.4 Textil- och pappersprodukter	19
6.1.5 Elektronikprodukter.....	20
6.1.6 Kemiska produkter	20
6.1.7 Metalplätering.....	20
6.2 Indirekta källor	20
6.2.1 Deponier	21
6.2.2 Reningsverk.....	21
6.3 Sveriges föreningsskällor	21
6.4 Spridning av PFAS från produkter och verksamheter	22
7 Kvantifiering av PFAS i olika Medium	23
7.1 Provtagningsmetoder	23
7.1.1 Provtagning av grund- och ytvatten.....	23
7.1.2 Provtagning av Jord.....	23
7.1.3 Viktigt att tänka på vid provtagning	24
7.2 Extraktion och koncentrerat av analyter	24
7.3 Analysmetoder.....	24
7.3.1 Kromatografibaserade metoder.....	25
7.3.1.1 LC-MS.....	25
7.3.1.2 LC-MS/MS.....	25
7.3.1.3 GC-MS	25
7.3.2 Bredspektrumsanalyser	25
7.3.2.1 TOPA	25
7.3.2.2 EOF & AOF.....	25
7.3.2.3 PIGE	27
7.4 Svenska Ackrediterade Laboratorier	27
7.4.1 ALS	27
7.4.2 SGS	27
7.4.2 Eurofins	28
7.5 Viktigt att tänka på vid val av analysmetoder.....	28
8 Saneringsmetoder för vatten och jord	28
8.1 Introduktion till sanering.....	28
8.2 Sanering av vatten.....	28
8.2.1 Sorption med GAC.....	29
8.2.2 Sorption med anjonbyttarmassor	29
8.2.3 Membranfiltrering.....	30
8.2.4 SAFF	31
8.2.5 Barriärtekniker	32
8.3 Sammanfattning av reningsmetoder för vatten	33

8.4 Sanering av jord	33
8.4.1 Inneslutningsmetoder	33
8.4.2 Deponering	33
8.4.3 Termisk Behandling	34
8.4.4 Ball Milling	34
8.4.5 Jordtvätt	35
8.4.6 Fytosanering	36
8.4.7 Immobiliseringstekniker	36
8.5 Sammanfattning av sanerings metoder för jord.....	37
9 Sammanfattning.....	38
9.1 Fråga 1: Källor	38
9.2 Fråga 2 Provtagning och analysmetoder	38
9.3 Fråga 3 Saneringsmetoder	39
Tack	40
Referenser	40
Bilagor	50

PFAS- En sammanfattning av ny forskning, med ett fokus på föroreningskällor, provtagning, analysmetoder och saneringsmetoder

Sebastian Nilsson

Nilsson, S., 2022: PFAS- En sammanfattning av ny forskning, med ett fokus på föroreningskällor, provtagning analysmetoder och saneringsmetoder. *Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet*, Nr. 640, 53 sid. 15 hp.

PFAS (per- och polyfluorerade substanser) är en stor föroreningsgrupp och har under de senaste åren varit av stort forskningsintresse, då föroreningen kan ses förekomma runtom hela världen. I denna litteraturstudie utforskades vad recent forskning säger om vilka produkter och verksamheter som ligger bakom eller kan bidra till utsläpp av PFAS i miljön. Litteraturstudien omfattade även recent forskning om provtagning strategier, analysmetoder och saneringsmetoder som kan användas för att sanera och kvantifiera PFAS-föroreningar i mark och vatten. Många konsumentprodukter och industriella produkter utgör en stor risk för spridningen av PFAS, där filmbildande brandskum som AFFF och kosmetikprodukter har estimerats att släppa ut flera hundra kilo PFAS per år. Andra produkter som textil-, pappers-, elektronikprodukter och kemiska produkter har dessutom visats kunna utgöra viktiga föroreningskällor för PFAS. Deponier och reningsverk som ursprungligen är utvecklade för att förhindra spridningen av farliga ämnen, har dessutom visats kunna sprida PFAS via utsläpp av lakvatten.

Vid provtagning av vatten och jord är det ytterst viktigt att man reducerar risken för korskontaminering av material och produkter som innehåller PFAS för att få pålitliga resultat. Innan provtagning av mark och vatten är det viktigt att ha en etablerad plan för att minimera kontamineringen, det är dessutom viktigt att ha en konceptuell modell som inkluderar områdets skyddsvärden, hydrogeologiska och hydrologiska förhållanden.

För att kvantifiera mängden PFAS i ett prov använder man sig vanligen av kromatografi baserade metoder och/eller bredspektrumsanalyser. Fördelen med kromatografi baserade metoder är att de kvantifierar den exakta koncentrationen av förvalda PFAS-föroreningar, men metoden kan bara användas för kvantifiering av ett fåtal PFAS-föroreningar. I svenska laboratorier testas man i dagsläget bara för 30-60 st. PFAS föroreningar, medan det finns över 4000 PFAS som används idag. Bredspektrumsanalyser används för att estimerar det totala innehållet av PFAS i ett prov, men metoden ger ingen information om enskilda PFAS-föroreningar.

För att sanera vatten med mycket PFAS använder man sig främst av filtreringsmetoder som granulärt aktiverat kol (GAC), anjonsutbyte, nanofiltrering och omvänds-osmos. Utöver filtreringsmetoder kan man även använda sig av SAFF (Surface Active Foam Fractionation) eller barriärtekniker. Filteringsmetoder är känsliga för vattnets kemi och suspenderat material, vilket kan bidra till en minskad saneringseffektivitet. SAFF och GAC är dessutom ineffektiva för att reducera koncentrationen av kortkedjiga PFAS-föroreningar. I dagsläget finns det inga optimala metoder för att sanera jord med PFAS. Vanligen används saneringsmetoder som inneslutning, Stabilisering och solidifiering (S/S) och deponering för att begränsa föroreningens spridning, men dessa metoder är mer behandlingsmetoder snarare saneringsmetoder. Under tiden av denna rapport är metoder som ball milling, fytosanering, jordtvätt och termiskbehandling under utveckling. I pilotstudier och småskaliga experiment har dessa metoder visats kunna reducera mängden PFAS i marken, men metoderna har inte provats på en verklig skala och är vissa är kostsamma, långsamma och känsliga för områdets geologi.

Nyckelord: Föroreningskällor, Föroreningskällor, saneringsmetoder, Analysmetoder, PFAS , Provtagning

Handledare: Lina Adeen (länsstyrelsen), Anne Birgitte Nielsen (LU) och Charlotte Sparrenbom (LU)

Ämnesinriktning: Geologi

PFAS- A summarization of recent research, with a special focus on polluting sources, sampling, analytic methods and remediation techniques

Sebastian Nilsson

Nilsson, S., 2022: PFAS- A summarization of recent research, with a special focus on polluting sources, sampling, analytic methods and remediation techniques. *Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet*, Nr. 640, 53 sid. 15

PFAS (per- and polyfluoroalkyl substances) is a large group of pollutants that, over the last decade have been of great academic concern since it has been found all around the globe. PFAS is ubiquitous in our environment and frequently found in low background concentrations in soil and water; recent research has also found that PFAS occur in biotic samples, such as fish and plants. This literature study's primary focus is recent research regarding pollutant sources, sampling strategies, analytic methods for measuring PFAS in water and soil and finally methods for remediating a polluted area. Industrial and consumer products are a pollutant source of PFAS of great public concern. Products like firefighting foams and cosmetic items have been approximated to release hundreds of kilos of PFAS every year. Moreover, chemical, electronic, paper and textile products are vital polluting sources. Landfills and wastewater treatment plants have shown to be significant polluting sources, despite their initial intent of containing and remediating pollution. PFAS is omnipresent in manufacturing plants and widely used in products such as equipment used in sampling.

When sampling water and soil it is of immense importance to avoid the utilization of products and materials containing PFAS, to reduce the risk of cross-contamination and further increase the reliability of the analytic results. Before sampling water or soil, it is important to have a well thought out plan, to minimize cross-contamination. Additionally, it is vital to have a conceptual model encompassing the sites' hydrogeological and hydrological aspects and their protection values.

Chromatographic based analytic methods and broadspectrum analysis are regularly used, in combination or separately, to quantify the amount of PFAS in a sample. Chromatographic based methods are a great instrument to quantify the precise concentration of a few selected PFAS. Swedish laboratories regularly only test for 30-60 PFAS, whereas over 4000 PFAS are currently in use. Broad spectrum analyses are used to quantify the total amount of PFAS in a sample, the downfall of this analytic method is that it doesn't give any specific information regarding its constituent.

Remediating water consisting of high levels of PFAS is commonly conducted using filtration based methods such as granular activated carbon (GAC), ion-exchange resin or membrane filtration. Moreover, surface activated foam fractioning (SAFF) and barrier techniques are feasible remediation methods for water. Filtration based methods are sensitive to the water's chemistry and suspended particles, which could decrease the method's remediation effectiveness. GAC and SAFF are ineffective methods for remediation of short carbon chain PFAS. Currently, there is no optimal method for remediating contaminated soil. However, stabilization and solidification (S/S) and deposition in landfills can be used to prevent the spread of PFAS, but these methods are treatment methods rather than remediation methods. Currently, under development are remediation methods such as ball milling, phytoremediation, soil wash and thermal-based treatments. Pilot studies and small scale experiments have shown that these methods can effectively reduce PFAS in soil, but these methods have not so far been tested in a real scale remediation attempts, some of these methods are also costly, slow and sensitive to the site's geology.

Keywords: Source of pollution, Sampling, Analytic methods, Remediation methods, PFAS

Supervisor(s): Lina Adeen (Lansstyrelsen), Anne Birgitte Nielsen (LU), Charlotte Sparrenbom (LU)

Subject: Environmental Geology

Förkortningar:

AFFF-Aqueous film-forming foams
AOF– Absorberat organiskt fluor
CIC- Combustion ion chromatography
DOC– Löst organiskt kol
Efsa- European food Safety Authority
EOF– Extraherbart organiskt fluor
FP-Fluorpolymer
FTOH- Fluorotelomer
FTS- Fluorotelomer sulfonate
GAC– Granulärt aktiverat kol
GC– Gaskromatograf
HDPE- High-density polyethylene
HPLC- Hög precision vätskekromatograf
ITCR- Interstate Technology Regulatory Council
IVL- Svenska miljöinstitutet
LC-Vätskekromatograf
MS– Masspektrometer
OECD- Organisationen för ekonomiskt samarbete och utveckling
PAC- Pulvriserat aktiverat kol
PE– Polyethylene
PFAA- Perfluoradaklylsyror
PFAS– Per- och polyfluorerade substanser
PFBA– Perfluoralkylkarboxylsyra
PFBS- Perfluorbutansulfonsyra
PFCA– Perfluorkarboxylsyror
PFDA- Perfluordekansyra
PFHpA– Perfluoroheptanoic syra
PFHxS- Perfluorhexansulfonsyra

PFNA-Perfluornanosyra
PFOA- Perfluoroktansyra
PFOS- Perfluoroktansulfonsyra
PFOSA- Perfluoroktansulfonamid
PFPA- Perfluoreradefosfonsyror
PFPE- Perfluoropolyether
PFPeA- Perfluorpentansyra
PFSA- Perfluoroalkylsulfonsyror
PFTeDA-Perfluortetradekansyra
PIGE- Particle-induced-gamma-ray emission
PLE- Pressurized liquid extraction
PP-Polypropylen
PTFE– Polytetrafluoreten
PVDF- Polyvinylidenfluorid
RO- Omvänd-osmos
S/S- Stabilisering och solidifiering
SAFF-Surface active foam Fractionation
SLE- Supported Liquid Extraction
SPE- Solid phase extraction
TF– Total fluorin
TOPA– Total oxiderbar prekursorer
 Σ PFAS - Summan av halterna från testade PFAS-föreningar

1 Introduktion

Per-polyfluorerade alkylsubstanser, även kallat PFAS, är en grupp kemikalier som inkluderar över 4000 fluorerade substanser (Bolan et al. 2021). Som miljöförening har familjen PFAS under de senaste åren varit av stort forskningsintresse.

PFAS kom smått till användning under 30-talet i samband med produktionen av PTFE, även känt som Teflon (KEMI, 2022a). Under 50-talet började PFAS användas på en industriell skala (Kemi, 2022; IVL, 2017; Goldenman et al. 2019), och används än till idag inom flera industrier och verksamheter för deras unika kemiska och fysikaliska egenskaper (Ghisi et al. 2018; Banzhaf et al., 2017; Bolan et al. 2021; Buck et al. 2011). Det var inte förrän början av 2000-talet som forskare insåg att PFAS hade en miljöpåverkan (Rosenqvist et al. 2017).

PFAS är en otroligt resistent kemikaliegrupp som kan motstå miljöns nedbrytningsprocesser, eftersom PFAS är uppbyggd av ytterst starka kol-fluorbindningar (Bolan et al. 2021; Kwiatkowski et al. 2020; Gluge et al. 2020; Naturvårdsverket 2019). Alla PFAS-föreningar är inte lika resistent mot nedbrytning. Till exempel kan, stora PFAS-föreningar bestående av långa kolkedjor brytas ner till mindre och mer stabila PFAS-föreningar (KEMI, 2022a; Goldenman et al. 2019; Buck et al. 2011). Många PFAS-föreningar är dessutom vattenlösliga, vilket gör att föreningen lätt kan transporteras i akvatiska miljöer (Kemi, 2022a). PFAS har dessutom förmågan att spridas långa sträckor i atmosfären (Kemi 2022a). PFAS-föreningar har även förmågan att bioackumuleras (ITCR, 2021). PFAS kan ses ackumuleras i olika typer av medier i miljön som vatten, jord och bioata (Kemi, 2022a; Naturvårdsverket, 2019; Ghisi et al., 2019). PFAS kan dessutom ackumuleras i olika typer av växter exempelvis jordbruksväxter som grönsaker, frukt och sädeslag (Ghisi et al., 2019).

Den spridda användningen kombinerat med föreningens spridningsförmåga och ke-

miska stabilitet, är anledningen varför PFAS idag blivit allmänt förekommande i miljön (ITCR, 2021). I en extensiv litteraturstudie av Kurwadkar et al. (2022), konkluderas att PFAS-föreningar, som PFOA och PFOS, kan förekomma i yt- och grundvatten runtom hela världen, oberoende av länders ekonomiska och industriella förutsättningar. Från en likande typ av studie gjord av Brusseau et al. (2020), konstaterades det även att PFAS förekommer i höga koncentrationer i jorden kring förorenade områden, men även i låga bakgrundshalter på avlägsna platser i världen. Förutom jord och vatten kan PFAS även ses förekomma i djur som fisk i olika delar av världen (Lee et al., 2020; Goodrow et al., 2020; Ruffle et al., 2020; Hoa et al., 2022). PFAS förekommer så pass vidd utbredd att nästa alla som bor i ett industrialiserat har någon form av PFAS i blodet (Goldenman et al. 2019).

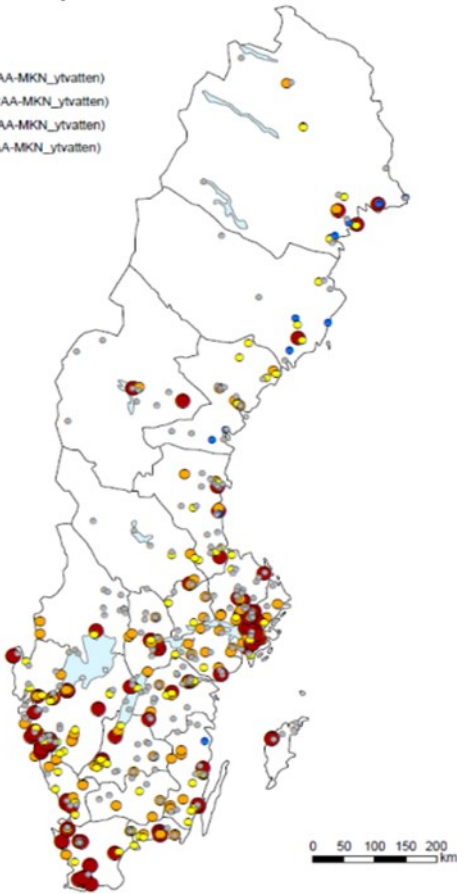
Vid en analys av bakgrundshalter av PFAS i Sveriges jordar, fann man att PFAS förekommer i låga bakgrundshalter i jorden runtom hela Sverige (Mattias et al. 2022; SLU, 2018). Mattias et al. (2022) konstaterade även att den totala mängden PFAS i Sveriges jordar kan estimeras vara omkring 16 ton, vilket utgör ett hot för Sveriges terrestra och akvatiska miljö. Förutom i jorden har PFAS även hittats i Sveriges dricksvatten och i råvattnet (Banzhaf et al., 2017; Naturvårdsverket, 2016).

Sveriges grundvatten är främst kontaminerat av PFAS i samband med förorenade områden, men PFAS kan även ses förekomma i grundvattnet på avlägsna platser i Sverige, vilket visar att ämnesgruppen kan transporteras långa sträckor i miljön (Kemi, 2022a). I figur 1 visas fyra kartor över Sverige, som visar var man har hittat PFAS i olika typer av medium.

Exponering för PFAS sker vid intag av vatten och mat, samt vid inandning av luft och dammpartiklar (Silva et al. 2021). För att kunna bedöma miljö- och hälsorisker och mi-

Medelhalter av PFOS i ytvatten

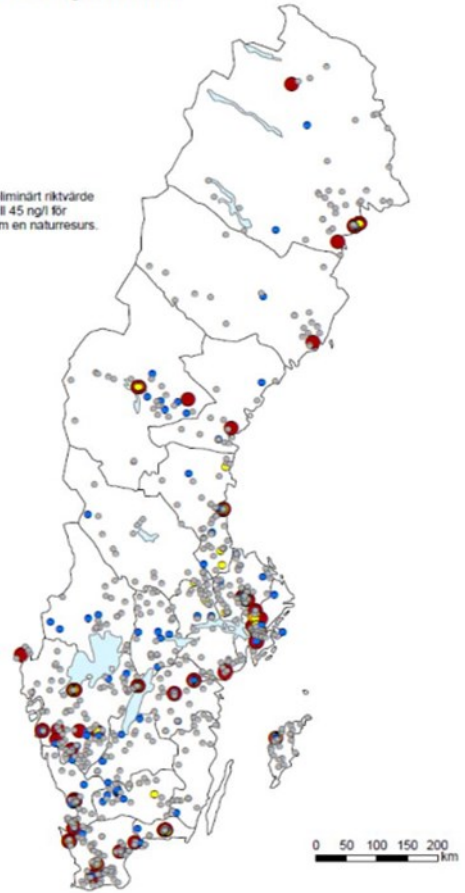
- Ej detekterat
- <0,13 ng/l (<0,2*AA-MKN_ytvatten)
- 0,13-0,65 ng/l (0,2-1*AA-MKN_ytvatten)
- 0,65-6,5 ng/l (1-10*AA-MKN_ytvatten)
- >6,5 ng/l (>10*AA-MKN_ytvatten)



Medelhalter av PFOS i grundvatten

- Ej detekterat
- 0-10 ng/l
- 10-45 ng/l
- 45-90 ng/l
- >90 ng/l

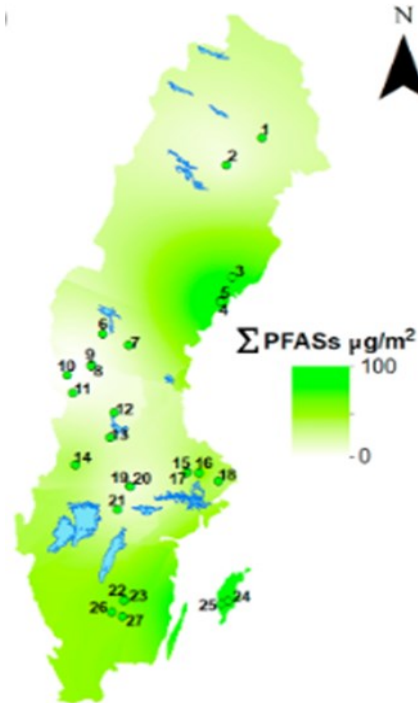
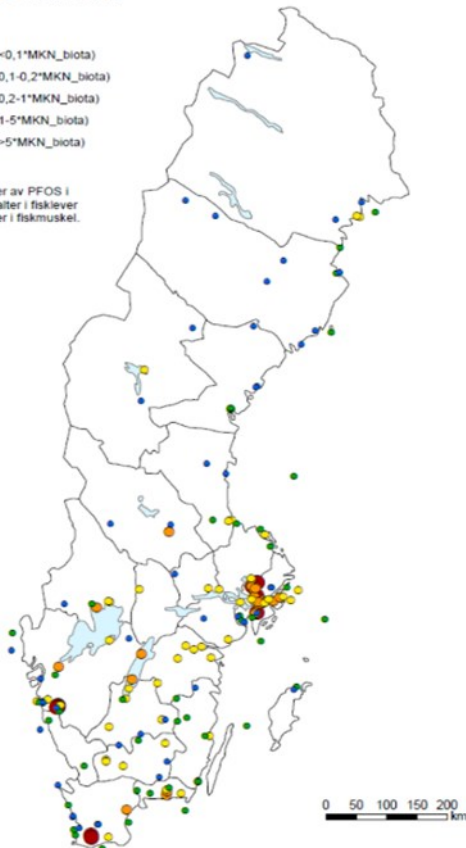
SGI har tagit fram ett preliminärt riktvärde för PFOS i grundvatten till 45 ng/l för skydd av grundvatten som en naturresurs.



Halter av PFOS i fiskmuskel

- <0,9 ng/g vv (<0,1*MKN_biota)
- 0,9-1,8 ng/g vv (0,1-0,2*MKN_biota)
- 1,8-9,1 ng/g vv (0,2-1*MKN_biota)
- 9,1-45,5 ng/g vv (1-5*MKN_biota)
- >45,5 ng/g vv (>5*MKN_biota)

Kartan visar medelhalter av PFOS i fiskmuskel per lokal. Halter i fisklever har omvandlats till halter i fiskmuskel.



Figur 1. Illustrativa bilder som visar förekomsten av PFAS i olika medium i Sverige. De två översta bilderna och den nedre bilden till vänster är tagen från Naturvårdsverket (2016). I den nedersta bilden till höger illustreras summakoncentrationen av 16 st. PFAS-föreningar i Sveriges jord, tagen från Mattias et al. (2022).

nimera exponering av PFAS, har flera preliminära riktvärden och åtgärdsgränser för olika medier som vatten, jord och fisk införts (KEMI, 2020). De införda riktvärdena är dock enbart preliminära medan man inväntar att Efsas (European Food Safety Authority) tolererbart dagligt intag ska uppdateras (KEMI, 2020)

Senast i början på nästa år kommer ett nytt dricksvattendirektiv för PFAS att införas (Livsmedelsverket, 2022). EU-kommissionens nya dricksvattendirektiv är ett minimidirektiv som innebär att medlemsländer själva kan införa en hårdare lagstiftning, vilket innebär att riktvärden kan vara lägre än EU-kommissionens riktlinjer (Livsmedelsverket, 2022). De nya riktlinjerna är 100 ng/L för PFAS-20 och 500 ng/L för den totala PFAS mängden i dricksvattnet (Livsmedelsverket, 2022).

Exakt vilka implikationer PFAS kan ha på människor har än till idag inte fastställts, men från epidemiologiska och toxikologiska studier har man ändå kunnat konkludera att PFAS har en negativ påverkan på människor och djur (Kwiatkowski et al. 2020). Den mest studerade PFAS-gruppen, med hänseende på toxicitet för människor är PFAAs, varav föreningarna PFOA och PFOS är av de mest studerade (Kwiatkowski et al., 2020; KEMI, 2022a). PFOS och PFOA förmodas kunna bidra till bland annat: immunitet mot vacciner, astma, minskad fertilitet och sköldkörtelsjukdomar (ITCR 2022). PFOA tros även kunna orsaka njur- och testikelcancer (ITCR, 2021 Kemi, 2022a). Det finns även belägg som tyder på att hälsoeffekter inte enbart förekommer vid exponering av höga koncentrationer av PFAS, utan kan även ses förekomma vid exponering av låga koncentrationer (Goldenman et al. 2019).

Trots de potentiella miljö och hälsoriskerna och föroreningens allmänna förekomst, fortsätter produktionen och antalet applikationer för PFAS att öka hastigt (Goldenman et al. 2019).

2 Syfte

Länsstyrelsen Skåne skrev 2017 en tillsynsvägledning avseende PFAS som publicerades 2018 kallad ”Vägledning för att underlätta initiering av tillsynsärenden vid misstänkt förorenade områden med avseende på PFAS (högfluorerade ämnen)”. PFAS har under de senaste åren varit av ett stort forskningsintresse och som resultat har kunskapsbanken om ämnesgruppen ökat signifikant. Länsstyrelsen Skåne har som resultat av den utökade informationen om PFAS avgjort att deras rådande tillsynsvägledning för PFAS, som inte har uppdaterats sedan 2018, behöver förnyas med ny kunskap för att säkerställa att tillsynsvägledningen är anpassad för dagens förutsättningar. Tillsynsvägledningens syfte, är att fungera som ett stöd för kommunala miljöinspektörer och miljöhandläggare på Länsstyrelsen, i deras tillsynsarbete med misstänkta PFAS-förorenade områden

För att uppdatera den rådande tillsynsvägledningen behöver EBH-gruppen på Länsstyrelsen Skåne sammanställa recent forskning om PFAS. Syftet med detta examensarbete är i så led att summera recent forskning, som EBH-gruppen kan använda som ett verktyg vid uppdateringen av tillsynsvägledningen.

3 Frågeställningar

Inför detta arbete har EBH-gruppen formulerat tre frågor som ska besvaras i rapporten. Frågorna inkluderar:

- (1) Vilka produkter och verksamheter kan utgöra en risk för spridning av PFAS och påverkar yttre miljö som mark och grundvatten. Vad har man kommit fram till på senare tid gällande produkter och verksamheter som inkluderar PFAS och vilken ny forskning som finns kring detta?

(2) Vilka provtagningsstrategier passar för att utreda eventuell PFAS-förorening och vilka analysmetoder finns för PFAS? Beskriv hur analysmetoder är utformade och vilka begränsningar som finns för de PFAS-analyser som används på ackrediterade kommersiella laboratorier idag. Hur ser forskningsläget ut för analyser av PFAS? I dagsläget finns en rad PFAS-föroreningar som man generellt inte analyserar för, finns indikationer på att analyskataloger för PFAS hos ackrediterade kommersiella laboratorier kommer att utökas framöver, och kan man analysera för fler PFAS-ämnen hos andra aktörer än kommersiella laboratorier?

(3) Vilka reningsmetoder finns i dagsläget för PFAS och vad är för- och nackdelar med de olika metoderna?

4 Metodik

För att besvara EBH-gruppen frågeställningarna genomfördes en omfattande litteraturstudie, kombinerat med kontakt med ackrediterade kommersiella laboratorier.

Inför litteraturstudien användes Web Of Science som den primära sökmotorn följt av Scopus och Lubsearch. Litteraturstudiens syfte var att summera recent forskning om PFAS, därför lades ett särskilt fokus på artiklar och rapporter som publicerats efter 2018. När tillsynsvägledningen senast uppdaterades. Förutom de angivna sökmotorerna söktes även information på branschorganisationers hemsidor som Kemikalieinspektionen, IVL, Naturvårdsverket, OECD och ITCR. Insamlandet av information från ackrediterade kommersiella laboratorier, skedde främst vid kontakt med laboratoriernas kundtjänst men även från deras hemsidor. Syftet bakom kontakten med laboratorierna var att samla in information om deras analysmetodik och analyskataloger.

För att besvara frågorna kommer texten att delas upp i tre delar. Fråga 1 besvaras i kapitel 6: "Föroreningskällor för PFAS". Fråga 2 besvaras i kapitel 7: "Kvantifiering av PFAS i olika medium". Slutligen besvaras fråga 3 i kapitel 8: "Saneringsmetoder för vatten och jord". Rapporten avslutas i en kort sammanfattning där svaren på alla frågor kort summeras, i tabell 1 visas en lista på förkortningar som kommer att användas i texten.

5 Definition och nomenklatur

5.1 Definition av PFAS

Än i dag finns det ingen allmänt erkänd definition av vad PFAS är, men i dagsläget använder recent forskning två snarlika definitioner av PFAS, en framställd av Buck et al. (2011) och en av OECD, som under ett flertal tillfällen har reviderats.

Buck et al. (2011) definierar PFAS som en alifatisk kolkedja där väteatomerna är helt eller delvis ersatta av fluor, men där kolkedjan innehåller minst en fullt fluorerad kolatom (CF₃). Buck et al. (2011) definition beskrivs av OECD (2021), att innehålla otillräckliga och tvetydliga beskrivningar. Syftet bakom OECD:s nya definition var att tydliggöra och förenkla skillnaden i den kemiska strukturen mellan PFAS:s och andra fluorerade substanser, för att skapa en entydig definition som kan både användas av experter och icke-experter (OECD, 2021).

OECD:s (2021) definition av PFAS, kan ses som en påbyggnad av Buck et al. (2011) definition med en viss modifikation. PFAS definieras av OECD (2021), som en fluorerad substans bestående av minst en perfluorerad metylgrupp (CF₃), eller en metylengrupp (-CF₂-), som inte innehåller: H, Cl, Br och I. Definitionen från OECD inkluderar även några särskilda undantag där metylengrupp kan bestå av H, Cl, Br och I (Wang et al., 2021). I figur 2 illustreras ett fåtal exempel för PFAS-föroreningar som faller under Buck et al. (2011) och OECD:s (2021) nya

definition, tillsammans med exempel på fluorerade ämnen som inte faller under någon av definitionerna.

Den huvudsakliga skillnaden mellan Buck et als. och OECD:s definition, är att OECD (2021) definierar fluorerade substanser som PFAS, om de består av minst en fullt fluorerad metylengrupp (CF₂); OECD:s definition kan i så led ses vara mer inkluderande än Buck et als (2011).

5.2 Nomenklatur för PFAS

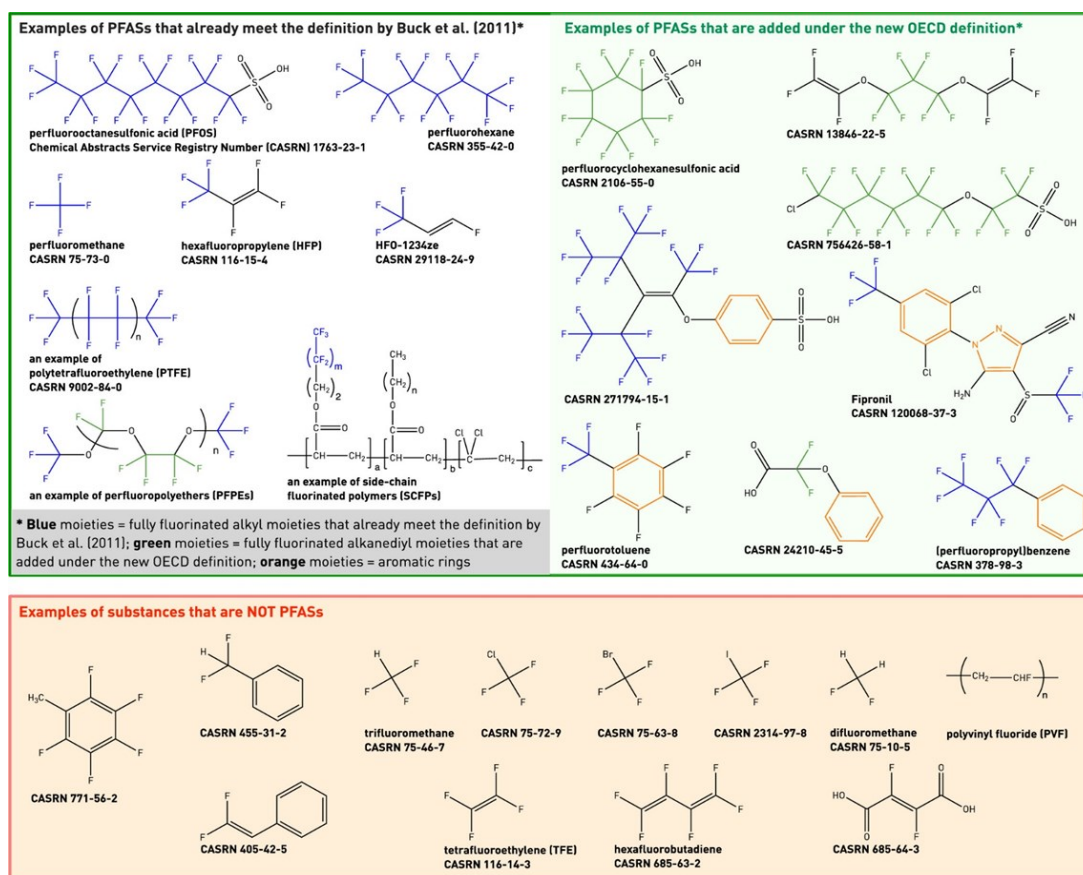
PFAS är en liten förenings familj som tillhör ett större förenings universum kallat "fluorerade substanser" (Buck et al. 2011, OECD 2021). Familjen-PFAS består av många olika fluorerade substanser som har många olika kemiska strukturer och egenskaper

(Cousins et al. 2020). PFAS-föreningar delas in i olika klasser, subklasser och grupper baserat på deras kemiska strukturer.

PFAS delas in i två huvudgrupper polymer och icke-polymer, vilket i sin tur delas in i fler subgrupper, klasser och subklasser (ITCR, 2020).

5.2.1 Polymeriska PFAS-föreningar

En polymer är en stor molekyl som byggs upp av mindre återkommande molekyler, som kallas monomerer (ITCR 2022; Buck et al. 2011). Polymeriska PFAS-föreningar består i sin tur av tre subgrupper: fluorpolymer (FP), polymeriska perfluoropolyether (PFPE) och fluorerade polymer med sido-



Figur 2. Bilden visar olika PFAS som faller under olika definitioner. I den översta bilden till vänster visas PFAS som faller under Buck et als.(2011) definition, medan till vänster vissas PFAS som faller under OECDs (2021) definition. Längst ner vissas föröreningar som inte är PFAS då de inte innehåller en fluorerad metylgrupp eller en metylengrupp. Molekylenheter som är blåa illustrerar fluorerade metylgrupper i föreningen, medan gröna molekylenheter illustrerar fluorerade metylengrupper. Bilden är tagen från Wang et al. (2021)

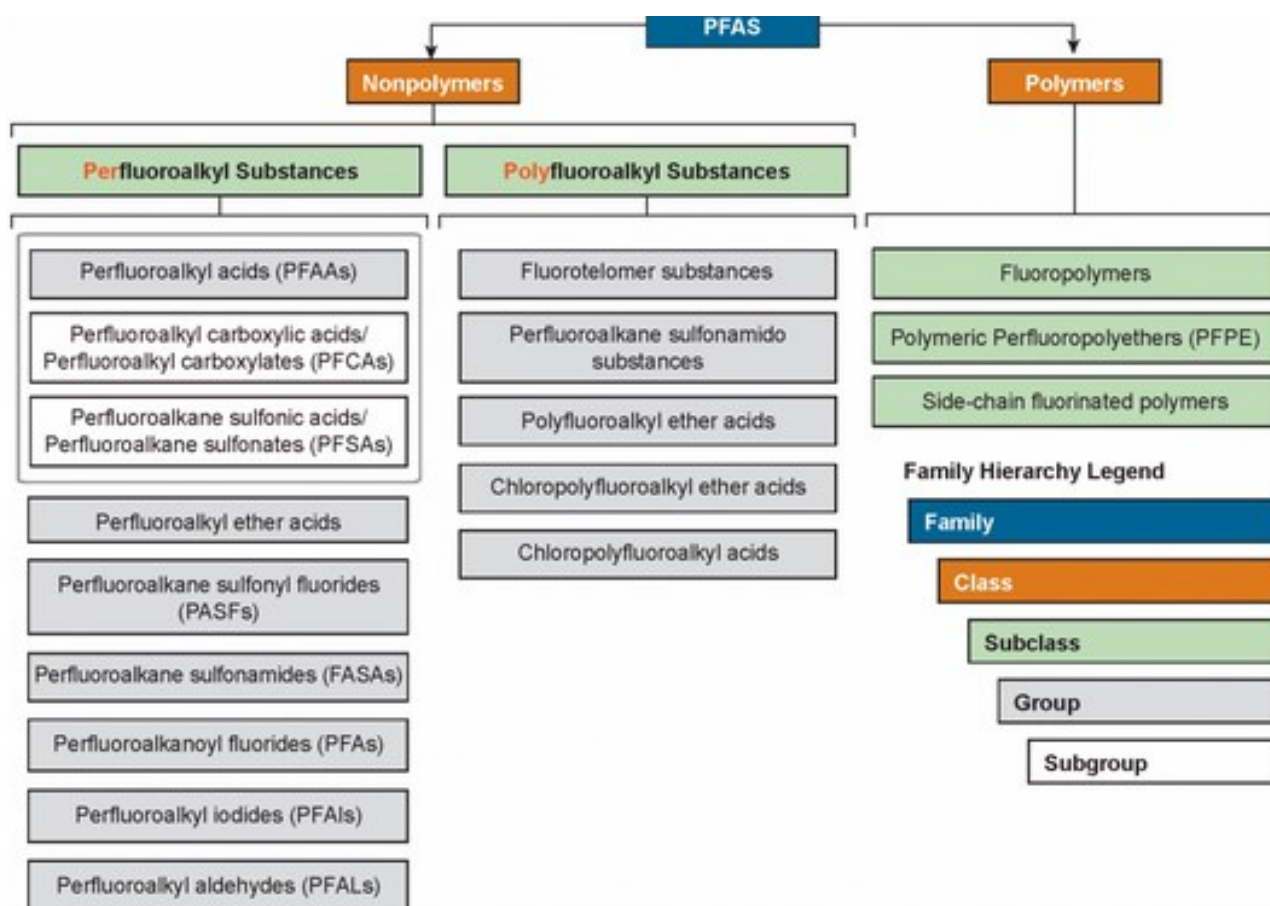
utskott (Buck et al. 2011). För vidare läsning om polymeriska PFAS hänvisas läsande till Buck et al. (2011).

5.2.2 Icke-Polymeriska PFAS-föreningar

Icke-polymeriska PFAS, delas in i två subklasser, perfluorerade substanser och polyfluorerade substanser (Buck et al. 2011; ITCR 2022). Perfluorerade substanser består vanligen av två delar, en fullt fluorerad kolkedja, och en funktionell grupp som kan bestå av olika molekylenheter, exempelvis en karboxylgrupp. Polyfluorerade substanser består av en polyfluorerad kolkedja, som innebär att kolkedjan är uppbyggd av kol, väte och fluor (ITCR, 2021; KEMI, 2022a). Icke-polymeriska polyfluorerade substanser består

i sin tur av 5 olika klasser.

Icke-polymeriska perfluoread substanser delas ytterligare in i 7 grupper (ITCR, 2021), varav den viktigaste gruppen för denna rapport är PFAA. PFAA är några av de minst komplexa PFAS föreningarna som består av flera olika subklasser (ITCR, 2021). Vid nedbrytning i miljön, kan många PFAS-föreningar brytas ner till olika subgrupper av PFAAs (Buck et al. 2011). PFAS-föreningar som bryts ner till subgrupper inom gruppen PFAA kallas för föregångare (eng. precursors), och inkluderar vanligen icke-polymeriska polyfluorerade substanser och polymeriska fluorerade polymer med sido-utskott (Buck et al. 2011). I figur 3 visas en illustration av PFAS släkträd.



Figur 3. PFAS släkträd. Bilden visar ett exempel på hur PFAS systematiskt kan delas in i olika grupper. Bilden är tagen från ITCR (2020)

6 Föroreningskällor för PFAS

PFAS används inom nästan alla olika typer av industrier och inom ett flertal olika vardagsprodukter (Gluge et al. 2020), för deras unika egenskaper (Dasu et al. 2022; Buck et al. 2011). Några exempel på PFAS-föroreningsars unika egenskaper inkluderar: stabilitet vid höga temperaturintervall, icke reaktiva, hydro och lipofobiska, värmeledande och amfifila (ITCR, 2021; Gluge et al. 2020).

Amfifila föroreningar består av både en hydrofob och hydrofil del (NE, 2022). PFAS amfifila egenskap gör att föroreningen kan användas i: polymerisationshjälpmedel vid tillverkning av polymer och plast, industriellt tvättmedel, och i brandsläckskum (Kotthoff et al. 2015). På grund av den amfifila egenskapen, används även vissa PFAS som tensider inom industriella applikationer och vardagsprodukter, för att göra material till vatten- och smutsavvisande (Kotthoff et al. 2015; KEMI, 2022a).

PFAS kemiska stabilitet, gör att PFAS kan användas i tuffa miljöer exempelvis vid höga temperaturer, lågt pH och vid oxiderade miljöer (KEMI, 2022a). Med andra ord kan PFAS användas i nästan alla typer av miljöer, vilket gör kemikaliegruppen attraktiv för användandet inom många olika industrier och produkter.

På grund av att PFAS används i flera tusen olika applikationer och produkter, finns det fler tusen olika typer av föroreningskällor som ligger bakom PFAS utsläppen i miljön (Kemi 2022a). Dessa kan huvudsakligen delas in i två grupper: direkta och indirekta föroreningskällor (Dasu et al. 2022).

6.1 Direkta källor

Direkta föroreningskällor innefattar utsläpp av PFAS som sker i anknytning till industriella processer, exempelvis tillverkning (Dasu et al. 2022). PFAS används inom industrier

som en huvudkomponent i olika produkter, eller som hjälpkemikalie för att underlätta tillverkningen. (KEMI, 2022a).

Exempel på direkta föroreningskällor är industrier som använder sig av PFAS, exempelvis: Pappers och livsmedelsindustrier, Kosmetikaindustrier, Kemiska industrier och Textilindustrier (KEMI, 2022a). Inom direkta föroreningskällor räknas även spridningen av PFAS från produkter som produceras i de olika industrierna (Dasu et al. 2022). De vanligaste användningsområdena för PFAS inkluderar: synteskemikalie, elektronikprodukt, kosmetikprodukt, textil/läder/pappersimpregnering och läkemedel (KEMI, 2022a).

6.1.1 AFFF-Brandsläckningsskum

AFFF (Aqueous film-forming foams) uppfanns under 60-talet (KEMI, 2022a), och används än idag. AFFF brandsläckningsskum används för att släcka extremt brandfarliga vätskor, och hittas i så led vid industrier och verksamheter som hanterar sådana vätskor (ITCR, 2019).

Brandsläckningsskum fungerar genom att en skumhinna bildas över bränslet som begränsar tillgången till syre, vilket släcker elden (KEMI, 2022a; ITCR, 2021). PFAS används inom AFFF-brandskum för att ge brandskummet en filmbildande förmåga (Dahlbom et al. 2021; Dasu et al. 2022; ITCR, 2019). I Sverige 2016 estimeras det att cirka 50 000 liter brandskum med PFAS används varje år (KEMI, 2016).

AFFF-brandskum brukade vara PFOS baserade, men efter att PFOS förbjöds ersatte man det i brandsläckskum med en ny formulering som baseras på fluortelomer sulfonate (FTS) (ITCR, 2019). De exakta beståndsdelarna av AFFF skum är i många fall okänd, eftersom den exakta formuleringen faller under proprietärsinformation (Dasu et al. 2022), vilket innebär att informationen inte är öppen för allmänheten.

Förutom AFFF förekommer PFAS även i andra typer av brandsläckskum som FP, FFFP, AR-FFFP och AR-AFFF (Gluge et al. 2020). Användandet av brandsläckskum med PFAS är en av Sveriges största föroreningskällor för PFAS (Naturvårdsverket 2016; IVL, 2016).

Verksamheter och industrier som använder sig av PFAS-innehållande brandskum inkluderar: brandövningsplatser runt civila och militära flygplatser, helikopterplattor kemiska industrier och oljeindustrier (KEMI, 2022a). Mellan åren 1970–2000 estimerar IVL (2016), att brandövningsplatser, civila och militära flygplatser sammanlagt har släppt ut flera tusen ton PFAS i miljön.

I områden där man har använt PFAS-innehållande brandsläckskum hittas vanligen höga koncentrationer av PFAS i vatten och jord (Brusseau et al. 2020). PFOS är den vanligaste PFAS-föroreningen som hittas i höga koncentrationer i sådana områden (Brusseau et al. 2020).

Stora utsläpp av PFAS från AFFF-brandskum sker främst vid användningen under, nödutryckning och brandövningar (ITCR, 2021). PFAS kan dessutom, släppas ut i små mängder i samband med förvaring och transporter av brandskummet (ITCR, 2021).

6.1.2 Kosmetikprodukter

Kosmetikprodukter är en mindre känd föroreningskälla för PFAS (Schultes et al. 2018; IVL 2020). PFAS tillsätts vanligen i kosmetikprodukter som dispergeringsmedel, vätmedel och filmbildare (IVL, 2020).

PFAS kan släppas ut i miljön i samband med användningen av kosmetikprodukter som solskydd och ansiktsrengöringsvatten (IVL, 2020). Möjligen, kan PFAS även släppas ut i samband med avfallshantering av kosmetikprodukters förpackningar, som kan innehålla en residual mängd av PFAS från innehållet (IVL, 2020). Under tiden av denna rapport

kunde ingen uppskattning hittats för hur mycket PFAS som släpps ut från kosmetikfabriker under produktion .

I en studie av PFAS-innehållet i kosmetikprodukter som är tillgängliga på den svenska marknaden, fann Schultes et al. (2018) att många kosmetikprodukter innehåller en mätbar mängd PFAS. Kosmetikprodukter innehåller flera typer av PFCAs, som tillsätts i form av olika aktiva ingredienser (Schultes et al., 2018; Fujii et al. 2013). Schultes et al. (2018) studie, estimerar även att den dagliga exponeringen av PFOA i samband med användningen kosmetikprodukter, kan utgöra en större risk än vad man tidigare trott.

Under 2018 estimerades den totala emissionerna av de undersökta PFAS föroreningarna (\sum PFAS) från kosmetikprodukter i Sverige, baserat på rapporterade PFAS halter och försäljningsstatistik, att varit ca.1,7 kg per år (IVL, 2020). Hursomhelst var resultaten enbart baserade på 27 olika PFAS-föroreningar, vilket är en ytterst liten del av alla PFAS som används idag (IVL, 2020). Därför estimerar IVL (2020) att den verkliga föroreningsmängden kan vara signifikant högre än 1,7 kg/år. Exakt vilka PFAS-föroreningar som testades i denna studien redovisas i bilaga 1. Från mätningar med analysmetoder som EOF och total fluorid halt och vid tillägg av kända tillsatta PFAS-föroreningar fick man ett bättre estimat av den verkliga utsläppsmängden från kosmetikprodukter (IVL, 2020). EOF är en analysmetod man använder sig av för att mäta den totala mängden organiskt fluor i ett prov, medan total fluor analys är en analysmetod som mäter ett provs totala fluorhalt. Mer information om dessa analysmetoder återkommer i kapitel 7. De beräknade utsläppen baserat på EOF var 38 kg/år, medan de beräknade utsläppen från TF-mätning var 1 500 kg/år (IVL, 2020). Från mängden kända tillsatser av PFAS i kosmetikprodukterna, beräknades det att bidra med ett utsläpp på 270 kg/år (IVL, 2020). Till skillnad från \sum PFAS visar de andra beräkningarna som baserades på andra mätningar att den verkliga halten troligen är signifikant högre.

För att kunna beräkna den korrekta utsläppsmängden från kosmetikprodukter, behövs mer information om halter och fysiokemiska egenskaper av de PFAS-föreningarna som används i produkterna (IVL.2020).

6.1.3 Textil- och pappersprodukter

PFAA föregångare är några vanliga PFAS-föreningar som används inom både textil- och pappersprodukter, för att tillsätta en vatten-, smuts- och oljeavvisande yta på produkterna (Dasu et al 2020; Gluge et al. 2020; Kemi, 2022a).

I en studie från KEMI (2022b), studerades PFAS innehållet i 68 olika textilprodukter såsom skor, jackor, tält, ryggsäckar. I Kemi (2022b) studie fann man att PFAS förekommer i höga koncentrationer i jackor, som är tillgängliga på den svenska marknaden. Den vanligaste PFAS-föreningen som förekom i textilprodukterna var PFCAs, fast de högsta koncentrationerna som hittades var av 6:2 FTOH och PFTeDA i jackor (Kemi, 2022b).

PFAS har även hittats i textilprodukter som barnkläder och mattor (Kotthoff et al. 2015). Höga koncentrationer av PFAS kan även hittas i olika typer av läderprodukter (Kotthoff et al. 2015; Herzke et al. 2012).

Pappersförpackningar som olika typer av livsmedelsförpackningar i snabbmatskedjor innehåller vanligen PFAS, (Schaidler et al. 2017). PFAS förekommer även i andra typer av livsmedelsrelaterade pappersprodukter som bak-, smörgåspapper och pappersbakformer (Kotthoff et al. 2015).

Textil- och pappersprodukter som innehåller PFAS kan utgöra en risk för spridning, vid användning och förslitning av produkten (KEMI 2022a:). Samtidigt, kan utsläpp av PFAS också ske från textila industrier via vatten, damm och luft (Heydenbreck et al. 2016). I en studie av en nerlagd pappersindustri i Norge, fann man höga halter av PFAS i en närliggande sjö, där de höga koncentrationerna kopplades till en närliggande pappersindustri (Langberg et al. 2021). Vid en modellering fann man att den totala koncentrationen i sjöns sediment motsvarade ett stort

punktutsläpp av PFAS från pappersindustrin (Langberg et al. 2021). Konstaterat av Langberg et al. (2021) kan pappersindustrin, utifrån hans studie, vara en mer signifikant punktkälla för PFAS, än vad man tidigare trott.

6.1.4 Kemiska produkter

En kemisk produkt, är en produkt som består av ett eller flera ämnen, exempelvis färg, aceton och rengöringsmedel (KEMI, 2021). PFAS används i stora mängder inom olika kemiska industrier, exempelvis som en hjälpkemikalie för att underlätta produktionen (Gluge et al. 2020). Norden estimeras av Gluge et al. (2020) att ha använt mer än 3000 ton FP, under åren 2000–2017, i olika typer av lack och färgprodukter.

Fluorpolymer (FP) används inom olika produkter som färg, beläggningsmedel och lack (Gluge et al. 2020). Som tidigare diskuterat är en fluorplym en subklass av polymeriska PFAS föreningar. FP används bland annat för att ge produkters yta en vatten- och oljeavvisande förmåga (Gluge et al. 2020).

Andra kemiska produkter som innehåller PFAS inkluderar skidvalla, impregneringsmedel och golvlack (KEMI, 2022b). Skidvalla är en kemiskprodukt som används på undersidan av skidor för att minska friktionen mellan skidorna och snön. I en studie av elva olika kommersiella skidvallor tillgängliga på den norska marknaden, fann man höga halter av PFOA i 9 av 11 skidvallor, som översteg EU:s begränsning (Fang et al. 2020). Fang et al. (2020), fann dessutom att 5 av 11 skidvallor hade höga koncentrationer av de testade PFAS föreningarna. I bilaga 2 redovisas vilka PFAS-föreningar som testades i Fang et als. (2020) studie.

I en studie av KEMI (2022b), hittades även höga halter av PFOA i två olika skidvallor, varav ena översteg EU:s riktvärde och den andra var strax under riktvärdet (KEMI, 2022b).

Användningen av skidvalla har visats kunna bidra med lokal kontaminering av både snö och jord (Plassmann & Berger, 2013). Andra

kemiska produkter kan även medföra en risk för spridning av PFAS vid användning och förslitning av produkten (KEMI, 2022a). I Europa har man hittat höga halter PFAS i anslutning till flera kemiska industrier (Gluge et al. 2020), vilket illustrerar att kemiska industrier kan utgöra en viktig punktkälla för PFAS i miljön.

6.1.5 Elektronikprodukter

Mellan åren 2000–2017 estimeras elektronikindustrier i Norden att ha använt runt 4000 ton polymeriska PFAS-förbindelser, varav den mest använda var hydrofluorkarbonen 1H-pentafluoroethane (Gluge et al. 2020). Hydrofluorkarboner används vanligen som kylningsämnen i olika typer av elektriska produkter (Gluge et al. 2020). Elektronikprodukter som isolatorer, lödhylsor, mobiltelefoner, datorer och högtalare, kan innehålla olika typer av fluoropolymer som PVDF och PTFE (ITCR, 2021).

I dagsläget är spridningen av PFAS från elektronikindustrier till stor del okänd, men PFAS har detekterats i avloppsvatten från 3 elektronikindustrier i USA (Paige et al. 2021). Avloppsvatten hade en relativt låg koncentration runt 100 ng/L av legacy PFAS (Paige et al. 2021). Paige et al. (2021) förmodar på andra hand att PFAS-koncentrationen förväntas vara signifikant högre, om man dessutom räknar med alla okända PFAS-föreningar. Utifrån Paige et al. (2021) studie, så kan man förmoda att PFAS kan sprids via spill och utsläpp av avloppsvattnet.

PFAS har dessutom hittats i låga koncentrationer i jordar runt ett flertal elektronikindustrier i Sydkorea, där de vanligaste PFAS-föreningarna som hittades var PFOA, PFNA, PFDA och PFOS (Sim et al. 2021). Sim et al. (2021) studie bevisar elektronikindustrier bidrar till punktutsläpp av PFAS, vilket exemplifierar att elektronikindustrier kan vara en viktig direkt föroreningskälla.

6.1.6 Metalplätning

Metalplätterings industrier använder sig av

PFOS i olika former som ”mist suppressent” för att förhindra spridningen av olika typer av tungmetaller (Dasu et al. 2020). PFOS får fortfarande användas av metalplätterings industrier även fast användningen av PFOS generellt är förbjuden, då det inte finns några andra alternativ (Dasu et al. 2020; Alnhem 2016). I Sverige har man i samband med en kromplätterings industri i Iggesund hittat höga halter av PFOS följt av PFBS och PFHxS i grundvattnet (Alnhem 2016). Eftersom metalplätterings industrier fortfarande får använda PFOS så utgör de en stort hot för miljön (Dasu et al. 2020).

6.2.1 Sekundära källor

Indirekta föroreningskällor är huvudsakligen avfallsrelaterade, då det inkluderar verksamheter som tar emot och hanterar förorenat material (Dasu et al. 2022). Exempel på indirekta källor är deponier och reningsverk (Dasu et al. 2022; Kemi 2022a).

6.2.2 Deponier

Deponier kan innehålla flera olika typer av produkter, avfall och schaktmassor som kan innehålla PFAS (Naturvårdsverket, 2019). Deponier utgör en betydande risk för spridningen av PFAS, i samband med lakvattnet som bildas i deponin (KEMI, 2022a).

Lakvattnet som bildas i en deponi kan innehålla en mängd olika PFAS-föreningar beroende av deponins innehåll och åldern av på avfallet (Dasu et al. 2020; ITCR, 2021). På grund av att PFAS inte brytts ner i miljön måste lakvatten som bildas omhändertas och behandlas med särskilt anpassade reningstekniker för PFAS (Naturvårdsverket, 2019).

Spridningsmöjligheterna kan se olika ut beroende av deponiernas uppbyggnad (ITCR, 2021). Äldre deponier som byggdes innan 1990-talet saknar vissa essentiella delar, för att effektivt kunna förhindra spridningen lakvatten till miljön (ITCR, 2021). Moderna deponier är designade för att förhindra sprid-

ningen av lakvatten med PFAS direkt från deponin, med hjälp av botten tätning och dräneringssystem för lakvatten (ITCR, 2021).

I en studie av Länsstyrelsen (2022) sammanställdes mätdata som tagits från lakvatten, grundvatten och vattendrag i anslutning av 165 deponier i Sverige. Från studien, fann man att lakvattnet från deponier har en medelkoncentration av PFAS på 5500 ng/L (Länsstyrelsen, 2022). De vanligaste förekommande PFAS-föroreningarna som förekom i lakvattnet från deponierna var PFHxA, PFPeA och PFHpA (Länsstyrelsen, 2022).

I Länsstyrelsen (2022) konstateras det även att vissa deponier i Sverige sprider PFAS till grund- och ytvatten. I vattendragen och grundvatten som låg i anslutning till deponierna hittade man höga halter av PFAS, varav riktvärden för PFOS och Σ PFAS ibland överstegs (Länsstyrelsen, 2022).

Länsstyrelsen (2022) fann vid sin sammanställning att de undersökta deponierna använde ineffektiva reningsmetoder för att avlägsna PFAS från lakvattnet.

Spridningen av PFAS kan ske antingen via direktutsläpp av lakvatten, eller vid behandling av lakvatten i reningsverk (KEMI 2022a). PFAS föroreningar, som PFBA och FTOSH, kan dessutom spridas via luften från deponier (ITCR, 2021).

Lakvatten från deponier utgör inte enbart ett hot i dagsläget utan allt som innehåller PFAS som deponeras idag, kommer att utgöra en spridningsrisk för den överskådliga framtiden (Huset et al. 2011, Lang et al., 2017).

6.2.2 Reningsverk

Reningsverk, som olika typer av avloppsreningsverk, tar emot förorenat vatten från olika direkta och sekundära källor (Naturvårdsverket 2019). Dessa källor kan inkludera: lakvatten från deponier, avloppsvatten från industrier och hushåll (Naturvårdsverket, 2019).

I en studie av PFAS koncentrationer från tre reningsverk i Sverige fann Eriksson et al. (2017), att de inflödande koncentrationen av PFCAs ökade i utflödande vatten och slam. Förändringen av koncentrationen tror vara ett direkt resultat av nedbrytning av PFCAs föregångare under reningsprocesserna (Eriksson et al., 2017).

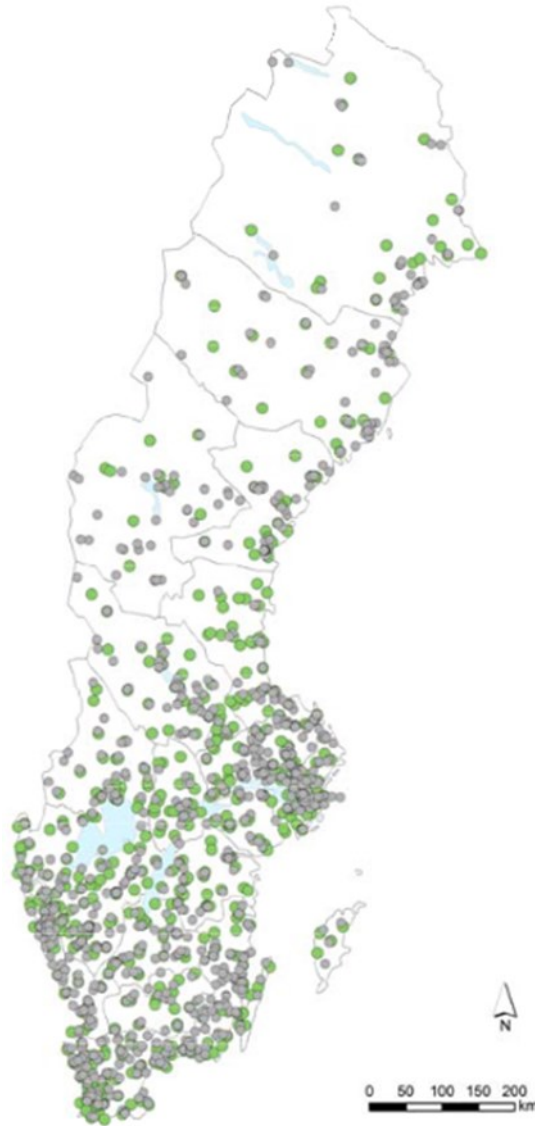
Resultatet av de reningsmetoder som nyttjas av avloppsreningsverk runt om världen medför igen signifikant reduktion av PFAS-koncentration (Lenka et al. 2021; ITCR, 2021). Däremot bidrar reningsprocesserna som används i reningsverken till en ökad mängd av mindre och mer stabila PFAS-föroreningar i utflödande vatten och slam (Lenka et al. 2021).

Förutom de ineffektiva standardreningsmetoderna som används av flera avloppsreningsverk, har dessutom avancerade reningsmetoder som GAC, PAC och RO visats vara ineffektiva för att avlägsna all PFAS från inflödande vatten (ITCR, 2021). Dessa reningsmetoder kommer att diskuteras närmre i kommande kapitel.

Utsläpp av PFAS från reningsverk sker via utflödande vatten och slam, eftersom reningsverken inte använder sig av effektiva reningsmetoder för PFAS (Naturvårdsverket, 2019). Spridning av PFAS i avloppsreningsverk kan dessutom ske via direkta utsläpp till luften (ITCR, 2021). De förhöjda koncentrationerna av PFAAs som bildas i reningsverk kan både bidra till: förhöjda halter av PFAS i dricksvatten och spridning av PFAS till akvatiska miljöer (Filiopovic & Berger, 2015).

6.3 Sveriges föroreningskällor

I Sverige hade det i 2016 identifierats över 2000 bekräftade och potentiella föroreningskällor för PFAS, som inkluderar både direkta och indirekta källor (Naturvårdsverket, 2016). I figur 4 visas var dessa föroreningskällor förekommer i Sverige.



Figur 4. Figuren visar Sveriges potentiella och kända föroreningskällor för PFAS. Grönt i bilden är kända föroreningskällor med ett känt utsläpp. Gråa prickar i bilden är potentiella föroreningskällor. Figuren är tagen från Natuvårdsverket (2016).

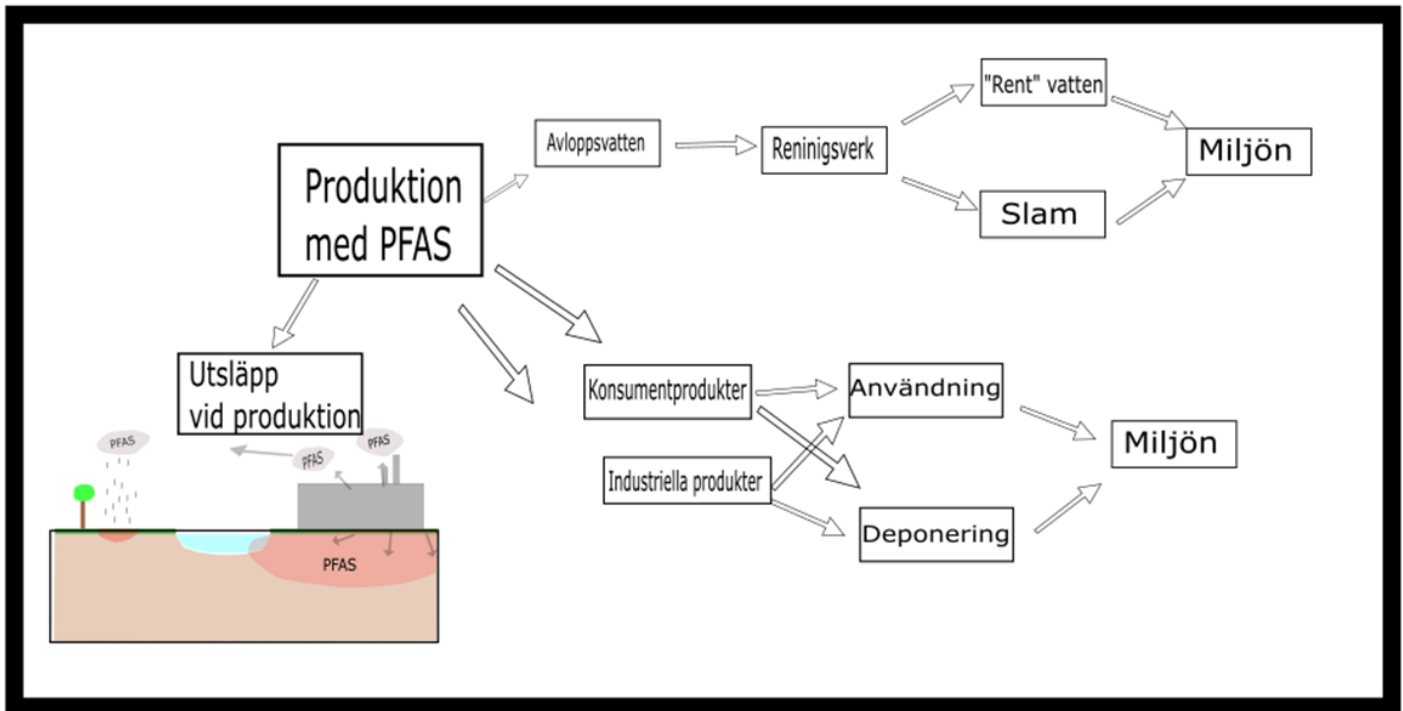
6.4 Spridning av PFAS från Produkter och verksamheter

PFAS förekommer både i industriella produkter, som AFFF-brandskum, och i många olika typer av konsumentprodukter som skidvalla, impregneringsmedel och kosmetikprodukter. Dessa typer av produkter medför en risk för spridning av PFAS till miljön, vid förvaring och vid användning (KEMI, 2022a). PFAS kan dessutom spridas till miljön från olika typer av produkter via sekundära källor som deponier och reningsverk.

Industrier som använder sig av PFAS som en

hjälpkemikalie eller som en aktiv ingrediens, utgör även ett signifikant hot för spridning av PFAS till miljön, via direkta utsläpp från fabriken eller via indirekta utsläpp av avloppsvatten via reningsverk.

I figur 5 sammanfattas hur PFAS kan spridas från olika verksamheter och produkter, i ett förenklat flödesschema.



Figur 5. Flödesschema över spridning av PFAS från olika produkter och verksamheter till miljön. Industriella produkter innefattar produkter som används för industriella syften exempelvis AFFF-brandskum.

7 Kvantifiering av PFAS i olika medium

7.1 Provtagningsmetoder

7.1.1 Provtagning av vatten

Grund- och ytvatten som misstänkt vara förorenat med PFAS kan samlas in med olika typer av metoder och material (Nakayama et al. 2019).

Ytvatten kan exempelvis samlas in med en hink och snöre (Dalahmeh et al. 2018) eller med en "swing arm sampler" (Li et al. 2022). Insamlade vattenprover förs sedan vanligen vidare till förtvättade polpropylen (PP) flaskor (Mussabek et al. 2019; Bai et al. 2021; ITCR, 2021), high-density polyethylene HDPE flaskor (ITCR, 2021; Li et al. 2022) eller polyethylene (PE) flaskor (Aro et al. 2021; ITCR, 2021).

Grundvattenprover samlas vanligen in från en brunn, med hjälp av förrengjorda bialers eller pumpar (ITCR, 2021). Ett exempel på en pump man kan använda sig av vid insamling av grundvatten prover, är en peristaltisk

pump med en HDPE slang (Liu et al. 2022). Förutom Bialers och pumpar, kan man dessutom använda sig av en HDPE hydrosleeve, som används för lågflöde insamling av grundvatten (ITCR, 2021). Lågflöde insamling av grundvatten är en insamlingsmetod som används för att samla in grundvatten och för att minimera turbiditet i proverna (ITCR, 2021). Insamlat grundvatten från brunnar överförs vanligen till olika typer av PP och PE flaskor (Liu et al. 2022; Yong et al. 2021; Liu et al. 2019).

Efter provtagningen av grund- och ytvatten brukar proverna kylas (Li et al. 2022; Mussabek et al. 2019; Sharma et al. 2016; Liu et al., 2019) eller frysas (Bai et al. 2021; ITCR 2022 Yong et al. 2021), inför vidare analys.

7.1.2 Provtagning av vatten

Jord kan provats exempelvis med hjälp av en spade (Lee et al. 2020; Ahmadireskety et al. 2021), händer och kniv (Mattias et al. 2022) eller med en skruvborr (Pepper et al. 2021).

Efter provtagning kan det insamlade materialet samlas i PP flaska (Lee et al. 2020; Mattias et al. 2022;), eller HDPE behållare (Pepper et al. 2021; Liu et al. 2022).

Efter materialet har samlats in i flaskor och behållare brukar materialet frysas till -20 grader Celsius, inför vidare preparering och analys (Lee et al. 2020; Liu et al. 2022; Ahmadireskety et al. 2021).

Vanligen brukar endast en liten mängd av det yttersta skiktet av jorden (≥ 30 cm) att samlas in för analys (Liu et al. 2022; Lee et al. 2020; Ahmadireskety et al. 2021). Ytliga prover är ett utmärkt sätt att estimerar jordens innehåll av PFAS, eftersom högst halter av PFAS hittas primärt i de översta skikten av jorden (Brusseau et al., 2020). Djupare provtagningar kan dessutom ge information om PFAS kan ha lakat ut i grundvattnet, som påvisat av Pepper et al. (2021).

7.1.3 Viktigt att tänka på vid provtagning

PFAS förekommer vanligen i olika typer av insamlings utrustningar och skyddskläder (ITCR 2022; Bartlett & Davis, 2018), vilket är ytterst viktigt att vara medveten om för att minimera korskontaminering. För att få pålitliga resultat, är det viktigt att man har en väl genomtänkt provtagningsplan (Bartlett & Davis, 2018).

Vid provtagning är det viktigt att man iakttar möjligheten av kontaminering från utrustning som innehåller, eller har varit i kontakt med PFAS under produktionen (ITCR, 2021). För att ytterligare minimera kontaminering kan det vara viktigt att begränsa material som provtagarna får ha med sig, eller på sig i fält (ITCR, 2021). Exempel på material som kan vara viktigt att begränsa hos provtagarna är: smink, parfym, deodorant och ansiktskräm (Pepper et al. 2021).

Vid provtagning av akvatiska proverna är det viktigt att proverna kyls eller frys direkt efter provtagning, för att minimera nedbrytning av PFAA föregångare. (Woudneh et al. 2019). Idealt ska proverna frysas till -20 grader

Celsius, för att maximalt minimera nedbrytningen av PFAS innan provet har analyserats (Woudneh et al. 2019).

Vilka medier som ska provats vid en undersökning är platsberonde (KEMI, 2022a). Inför varje provtagning bör en konceptuell modell över området upprättas (KEMI, 2022a). I den konceptuella modellen bör områdets hydrogeologiska och hydrologiska förhållande studeras, i kombination med eventuella skyddsobjekt som finns i området (KEMI, 2022a)

7.2 Extraktion och koncentrerings av analyter

Efter material som jord och vatten har samlats in, så måste man extrahera och koncentrera PFAS-föreningarna i provet innan analys. Extraktions och koncentrations metoder kan användas för att förbättra analysmetodernas känslighet, inklusivitet, och för att extrahera analyterna från proverna (Amin et al. 2020). För att koncentrera analyter i vatten används oftast SPE (Solid Phase Extraktion) patroner (Nakayama et al. 2019). På andra hand, brukar man koncentrera PFAS i jordprover med hjälp av Soxhlet extraktion, SLE, eller PLE (Nakayama et al. 2019).

7.3 Analysmetoder

De vanligaste analyspaketen som erbjuds av flera kommersiella laboratorier testas idag vanligen för ett tjugotal unika PFAA föreningar och ett fåtal PFAA föregångare (KEMI, 2022a). Även fast analyspaketen har expanderat under de senaste åren så innefattar bara en ytterst liten mängd av alla PFAS föreningar som används idag (KEMI, 2022a).

I den kommande sektionen kommer korta förklaringar på olika analysmetoder, som idag används för att kvantifiera mängden PFAS i ett prov. Denna rapport kommer enbart behandla två huvudgrupper av analysmetoder som inkluderar kromatografibaseerade metoder och bredspektrumsanalyser.

7.3.1 Kromatografibaserade metoder

Det finns ett flertal olika typer av kromatografer som har använts för att separera PFAS i olika typer av prover (Amin et al. 2020). Exempel på några vanliga kromatografer som används för PFAS analys är LC, HPLC och GC (Amin et al. 2020).

De kromatografibaserade teknikerna kombinerat med masspektrometeranalyser, är en av de mest använda analysmetoderna för att kvantifiera PFAS i olika medium (Fiouzjaei et al. 2021; Jia et al. 2022). Nedan kommer en kort redogörelse för olika typer analysmetoder som bygger på kromatografimetoder i kombination med masspektrometri (MS).

7.3.1.1 LC-MS

Det finns många olika typer av vätskekromatografer, som i sin tur kan kombineras med många olika typer av masspektrometrar. LC-MS är en den mest använda analysmetoderna för PFAS i professionella laboratorier (Amin et al. 2020). LC-MS kan enkelt ses som en maskin som består av två delar, en högupplösande vätskekromatograf (HPLC) och en masspektrometer (MS) (CHEMYX, 2022).

Vätskekromatografens syfte är att separera analyter från varandra och analyter från en matrix (Jia et al. 2022). För att separera olika ämnen från varandra, använder sig vätskekromatografer av en kolumn som består av ett poröst medium, som separerar ämnen efter deras kemiska och fysikaliska egenskaper (CHEMYX, 2022). Efter ämnena har separats i vätskekromatografen så identifieras och kvantifieras de av en masspektrometer (CHEMYX, 2022).

7.3.1.2 LC-MS/MS

LC-MS/MS är en analysmetod som lämpar sig för analyser av joniska PFAS föreningar som PFCAs och PFSAs (ITCR, 2021). Skillnaden mellan en LC-MS och en LC-MS/MS, är att LC-MS/MS använder sig av två masspektrometrar som ger en ökad specificitet och en bättre kvantifiering (Kailasam,

2021). LC-MS/MS används inom ett flertal kommersiella laboratorier runtom i världen för att analysera PFAS i olika matriser (ITCR 2022).

Nackdelen med LC-MS/MS är att analysmetoden bara kan analysera ett prov efter ett fåtal PFAS föreningar (Benotti et al. 2020). För att förbättra exempelvis LC-MS/MS inklusivitet och kvantifiering, behövs fler standardmatriser för flera PFAS-föreningar (MacDonough et al. 2019).

7.3.1.3 GC-MS

GC-MS använder sig av en gaskromatograf i kombination med en masspektrometer, (ITCR, 2021). GC-MS kan användas för att analysera prover för volatila PFAS-föreningar (Amin et al. 2020; ITCR, 2021; Joudan et al 2020; Jia et al. 2022), som FTOHs, FTSHs, FTACs, EtFOSA (Joudan et al 2020). GC-MS kan dessutom användas för att detektera och kvantifiera semi-volatila och neutrala PFAS föreningar (Nakayama et al., 2019; Jia et al. 2022).

GC-analyser är en mindre populär analysmetod för PFAS, vid jämförelse med LC-baserade analyser, då metoden bara kan analysera för ett fåtal PFAS föreningar (Amin et al. 2020). Till skillnad från LC-MS, så är GC-MS mindre känslig för störning, från matrix effekter (David & Rostkowski, 2020).

7.3.2 Bredspektrumsanalyser

Bredspektrumsanalyser är ett verktyg som används för att estimerar den totala mängden PFAS i ett prov (KEMI, 2022a). Exempel på bredspektrumsanalyser som används för PFAS-analyser är EOF, AOF, TOP- assay (TOPA) (KEMI, 2022a).

7.3.2.1 TOPA

Metoden togs fram 2012 av Houtz och Sedlak (2012). Idag är TOPA den mest kommersiellt tillgängliga icke-specifika metoden för analys av PFAS (ITCR, 2021).

TOPA mäter den totala mängden PFAA föregångare och mängden polyfluoreradesub-

stanser, som kan omvaldas till kända PFAAs i ett prov (KEMI, 2022; ITCR, 2021; Houtz & Sedlak, 2012).

Metoden fungerar genom att först göra en vanlig PFAS-analys av provet, vanligen med hjälp av LC-MS/MS (ITCR, 2021). Efter den initiala analysen, oxideras provet, vilket följs av ytterligare en PFAS-analys (ITCR, 2021). Efter oxidation, studeras förändringen av PFAA-koncentrationen, där förändringen är ett direkt mått på hur mycket PFAA-föregångare som har omvandlats till PFAAs (KEMI, 2022A; ITCR, 2021).

Eftersom metoden analyserar de ingående PFAS-föroreningarnas potential för nedbrytning till PFAA, kan metoden användas som ett mått för att studera hur PFAS-koncentrationerna i marken eller vattnet, kan förändras i framtiden (KEMI, 2022a). Genom att studera vilka PFAAs som bildas efter oxidationen, kan man till viss mån använda TOPA för att estimerar längden på okända PFAA-föregångarnas kolkedjor (ITCR, 2021).

En nackdel med TOPA är att den begränsas till PFAAs som analyseras av LC-MS/MS, detta medför att alla PFAS som oxideras till PFAAs som inte analyseras för, kommer att missas (MacDonough, 2019). Ytterligare en nackdel med TOPA är att metoden behöver noggrant justeras, för att kunna uppnå en full oxidation av PFAA-föregångarna (ITCR, 2021). PFAAs som bildas under TOPA, kan skilja sig från PFAAs som hade bildats vid nedbrytning i miljön (KEMI, 2022a). PFSAs är ett exempel på PFAAs, som bildas vid TOPA, men som sällan bildas i miljön (KEMI, 2022a). Eftersom PFAAs som bildas i miljön och i TOPA skiljer sig, kan metoden bara användas för att uppskatta nedbrytningspotentialen i miljön och inte direkt avspeglad den (KEMI, 2022a).

7.3.2.2 EOF & AOF

Både EOF (Extraherbart organiskt fluor)- och AOF (Absorberat organiskt fluor)-analyser använder sig av CIC (Combustion ion chromatography), för att mäta mängden organisk fluor i ett prov (MacDonough, 2019). Metoderna fungerar genom att heta upp ett prov till 900–1000 grader Celsius, vilket omvandlar organiskt fluor till fluorvätesyra (MacDonough et al., 2019). Fluorvätesyran absorberas sedan av natriumhydroxid, och därefter mäts den totala mängden fluor i provet, med hjälp av en jonkromatograf (MacDonough et al., 2019).

I en AOF-analys mäts den totala mängden fluorerade substanser, som inkluderar både PFAS och andra organiska kemikalier som innehåller fluor (Neuwald et al., 2022). Resultatet man får av en AOF mätning är den totala mängden organiskt fluor som finns i ett prov (ITCR, 2021).

Skillnaden mellan EOF och AOF analys, är att AOF använder sig av aktiverat kol för att separera ut organiskt kol (MacDonough et al., 2019). På andra hand, använder sig EOF av olika typer av uppberedningstekniker beroende av materialet som ska analyseras (MacDonough et al., 2019).

EOF-analys är den mest tillämpade analysmetoden som används för att avgöra ett provs organiska halt (MacDonough et al., 2019). EOF har inom forskningsvärlden använts på olika sorters matriser, som vatten, avloppsvatten, sediment, slam och biologiska prover (MacDonough et al., 2019).

Nackdelen med CIS, är att metoden inte kan särskilja mellan organiskt fluor och fluorid (MacDonough et al., 2019). Detta medför att selektiviteten i EOF- och AOF-analyser, är starkt beroende av vilken uppberedningsteknik som använts för att koncentrera det organiska fluoret i provet (MacDonough et al., 2019).

Ytterligare en nackdel med CIS-baserade metoder som EOF och AOF, är att de inte ger någon individuell information om föroreningarna som ingår i provmängden (MacDonough et al., 2019).

Nackdelen med AOF-analyser är i så led att metoden inte exklusivt erbjuder information om PFAS, vilket kan leda till felaktiga tolkningar (ITCR, 2021). Om ett prov innehåller en stor andel organisk fluor som inte är PFAS, så kan provet felaktigt tolkas som att det innehåller mycket PFAS (ITCR 2022). Om extraktions teknikerna som tillämpas vid en AOF-analys misslyckas med att filtrera ut inorganiska substanser, kommer dessa ämnen att bidra till en högre total organisk fluor halt i AOF-analysen, som kan medföra en risk för feltolkningar av PFAS mängden i provet (ITCR, 2021).

För att förbättra EOF och AOF-analysernas selektivitet kan olika typer av uppberedningstekniker tillämpas, för att reducera ointressanta organiska fluorerade substanser (Nakayama et al. 2019). Genom att använda olika typer av extraktionsmetoder för att reducera oorganiska och vissa organiska föreningar, kan man dessutom vikta analysen mot PFAS (ITCR, 2021).

7.3.2.3 PIGE

PIGE (Particle-induced-gamma-ray emission) är en icke destruktiv analysmetod, som används för att mäta fluorid innehållet på en yta (ITCR, 2021; MacDonough et al., 2019). Metoden fungerar genom att en yta bestrålas med en hög intensiv joniserad stråle i ett visst antal sekunder (ITCR, 2021). Efter ytan har bestrålats mäter man våglängden på gammastrålningen, som skickas ut ifrån fluoratomerna i materialet (ITCR, 2021). Efter gammastrålningen mätts kan man beräkna mängden fluorid på ytan som analyserats, med hjälp av olika kalibrationsstandarder (ITCR 2022).

Under recent tid har PIGE använts för att analysera olika prover som innehåller PFAS (MacDonough et al., 2019). PIGE kan exempelvis tillämpas för att studera fluoridinnehållet i kläder och pappersprodukter (Ritter et al., 2017).

En fördel med metoden är att den snabbt kan uppskatta mängden fluor på en yta (ITCR, 2021). PIGE-analyser är dessutom inte helt beroende av komplexa uppberedningstekniker, när man ska analysera fluor-innehållet i konsumentprodukter (ITCR, 2021).

Nackdelen med metoden är dess inklusivitet, då metoden analyserar alla föreningar som förekommer på en som innehåller fluorid (ITCR, 2021). PIGE-analyser är inte restriktad till att bra analysera organisk fluor och PFAS, utan PIGE mäter allt som innehåller fluor (ITCR, 2021).

7.4 Svenska ackrediterade laboratorier

7.4.1 SGS

SGS erbjuder ett flertal analyskataloger för flera olika matriser som mark, vatten, avfall och sediment. För varje matris erbjuder SGS flera olika analyskataloger, som testar för olika PFAS-föreningar.

SGS analyskatalog har nyligen uppdaterats. SGS testar nu för sammanlagt 57 individuella PFAS-föreningar. För att kvantifiera koncentrationen av olika PFAS-föreningar använder SGS en LC-MS/MS. SGS erbjuder dessutom TOPA för 14 olika PFAS-föreningar för flera olika matriser. I dagsläget har SGS inga planer för att utöka deras portfolio med ytterligare analysmetoder.

För analys av fasta material arbetar SGS utefter arbetsmetodiken som beskrivs i standardmetoden: DIN-38414-14. För att kvantifiera PFAS-föreningar i vatten använder sig SGS arbetsmetodiken som beskrivs i ISO standarden, ISO 21675.

7.4.2 ALS

ALS erbjuder fler olika analyskataloger för varje matris. ALS erbjuder analys av PFAS i matriser som jord, slam, sediment och vatten. ALS erbjuder analyser för sammanlagt 36 individuella PFAS föreningar och i dagsläget har ALS inga planer, för att expandera deras nuvarande analyskatalog för PFAS. För att kvantifiera PFAS i olika medium använder sig ALS av LC-MS. ALS erbjuder dessutom TOPA för 24 olika PFAS-föreningar.

I dagsläget har ALS inga planer för att expandera deras rådande analys-portfolio, men vad som framgick vid kontakt med deras kundtjänst, kan detta snabbt förändras.

7.4.3 Eurofins

Euforins erbjuder flera olika analyskataloger för olika typer av akvatiska, terrestra och biotiska matriser. För att kvantifiera PFAS i de olika matriserna använder sig Euforins av LC-MS/MS. I de bredaste analyskatalogerna för vatten och jord, testar Euforins för 49 respektive 35 unika PFAS-föreningar. Euforins erbjuder dessutom TOP-analys för jord och vatten, som analyserar för 30 olika PFAS-föreningar i deras bredast analyskatalog. Eurofins planer för att utöka deras rådande analyskataloger är okända.

7.5 Viktigt att tänka på vid val av analysmetoder

När man väljer analysmetoder är det viktigt att beakta analysmetodernas för- och nackdelar. Nackdelen med kromatografi baserade metoderna, exempelvis GC- och LC-MS/MS, är att de inte kan detektera alla PFAS-föreningar som kan förekomma i ett prov (ITCR, 2021). De kromatografi baserade metoderna är dock specifika och ger enbart information om PFAS, till skillnad från EOF, AOF och PIGE. Den största nackdelen med bredspektrums analyser är att de inte ger någon information om mängden enskilda PFAS-föreningar som ingår i ett prov (KEMI, 2022a). Bredspektrums analyser är dock ett viktigt redskap som kan användas för att förstå spridningen av PFAS i vatten och jord (KEMI, 2022a).

Metoder som EOF, AOF och PIGE och TOPA kan dessutom vara enastående verktyg, för att estimerar den totala föroreningsmängden på ett förorenat område (ITCR, 2021). Dessa metoder är även lämpliga att använda sig av när man ska undersöka utsläpp från okända källor, där man inte säkert vet vilka PFAS-föreningar som kan förekomma i provet (ITCR, 2021).

I studier som IVL (2020) och Paige et al. (2021) har kromatografibaserade metoder kombinerats med bredspektrumsanalyser som ett medel för att bedöma den totala föroreningsmängden i ett prov. För att få det bästa estimatet av den totala föroreningsmängden i ett prov, bör specifika analyser som kromatografibaserade metoder kombineras med bredspektrumsanalyser. Genom att använda sig av denna kombination av analysmetoder får man en både specifik och ospecifik information, vilket i fallet av IVL (2020) gör att man inte underskattar utsläppsmängden från kosmetikprodukter.

8 Saneringsmetoder

8.1 Introduktion till sanering

Som tidigare nämnt finns PFAS överallt i miljön och PFAS fortsätts spridas från direkta och sekundära utsläpp. I dagsläget har vi endast ett fåtal saneringsmetoder som fungerar för PFAS, men dessa metoder lämpar sig ofta bara för ett enstaka antal PFAS-föreningar. I denna del av arbetet kommer flera olika typer av saneringsmetoder för jord och vatten att diskuteras. För varje metod kommer för- och nackdelar att diskuteras, ibland kompletteras med exempel från experiment och saneringsförsök.

8.2 Sanering av vatten

Filterbaserade metoder är i dagsläget den dominerade saneringsmetoden, för att rengöra vatten som är förorenat av PFAS (Naturvårdsverket, 2019). Filtreringsmetoder följer den huvudsakliga principen att vatten pumpas upp vilket följs av filtrering av den förorenade vattenmassan (Naturvårdsverket, 2019). För att filtrera PFAS från vatten kan man använda sig olika typer av filtreringsmetoder som: GAC (granulärt aktiverat kol), anionbytarmassor, omvänd-osmos (OS) och nanofiltrering. Förutom filtreringsbaserade metoderna finns det även metoder SAFF (Surface active foam Fractionation) och barriär tekniker.

8.2.1 Sorption med GAC

Ett GAC filter innehåller aktivt kol och använder sig av absorption, som är en sorptionsmekanism, för att med hjälp av Van Der Waals krafter och svaga jonkrafter binda PFAS till filtret (ITCR, 2021). Eftersom metoden är baserad på absorption, kräver GAC inget tillsättande av extra kemikalier (ITCR, 2021). Metoden medför dessutom ingen nedbrytning av PFAS-föreningarna, vid användningen av filtret (ITCR, 2021).

GAC är en av de mest studerade absorberarna för PFAS (Merino et al. 2016), och används vanligen i olika reningsverk och i vissa hushåll (Ross et al. 2018).

GAC är en av de vanligaste saneringsmetoder för vatten, och är lämplig för att filtrera ut långa PFAS föreningar (ITCR, 2021; KEMI, 2022a), som PFOS, PFOA och PFNA (ITCR, 2021). Nackdelen med metoden är att absorptionen av korta PFAS-föreningar är kraftigt begränsad (Naturvårdsverket 2019; KEMI, 2022a; ITCR, 2021; Tow et al. 2021).

I en pilotstudie av Zeng et al. (2020), testades 4 olika kolfilters förmåga att stoppa PFAS. Zeng et al. (2020), fann i denna att absorptionen av långa PFAS-föreningar är beroende av vilken typ av aktiverat kol som används. Zeng et al. (2020) fann dessutom att alla testade kolfiltren var lika ineffektiva på att fånga upp PFAS med korta kolkedjor, vilket antyder att absorptionen av kortkedjiga PFAS inte är beroende av typen aktiverat kol som används i filtret.

Absorptionen av PFAS är dessutom beroende av den funktionella gruppen som är anknuten till PFAS-föreningens kolkedja (ITCR, 2021). Zeng et al. (2020), fann att PFAS med en sulfonatgrupp absorberades generellt bättre än PFAS med en kboxyl-grupp.

Ytterligare en nackdel med denna filtermetod är att den är känslig för löst organiskt kol (DOC) som kan förekomma i vattnet (Appleman et al. 2013; KEMI, 2022a). GAC kan mer effektivt sanera PFAAs vid en lägre koncentration av DOC (Appleman et al. 2013). En hög koncentration av DOC kan dessutom medföra en minskad livslängd för

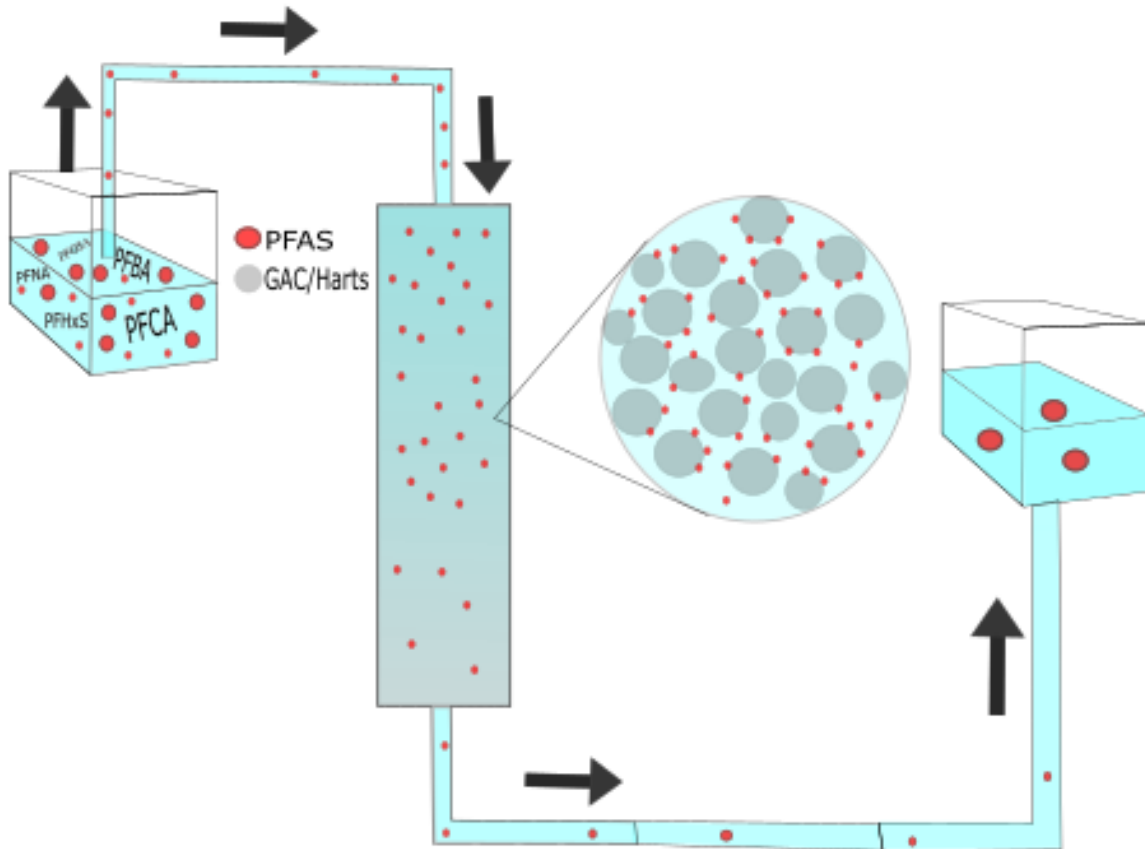
filtret (KEMI, 2022a; IVL, 2022), och en sämre saneringsförmåga för PFAS (Appleman et al. 2013; IVL, 2022).

8.2.2 Sorption med anjonbytar-massor

Anjonbytar-massor består av harts, som är små pärlor av hydrokarboner med en hög porositet (US EPA, 2018), som kan var positivt eller negativt laddade (Wooddard et al. 2017; US EPA, 2018). Positivt laddat harts kan användas för att attrahera PFAS-föreningar med en negativt laddad funktionell grupp som PFCA, PFSA och PFPA (ITCR, 2021; SVU, 2017). Till skillnad från metoder som använder sig av AC, exempelvis GAC, är anjonbytar-massor bättre på att absorbera kortkedjiga och långkedjiga PFAS-föreningar (Gagliano et al. 2020). Genom att välja olika typer av hartser kan man rikta saneringen mot vissa specifika PFAS-föreningar (ITCR, 2021). I figur 6 visas en illustration på hur filtrering med GAC och anjonbytar-massor fungerar.

För att kunna använda anjonbytar-massor för att absorbera PFAS, behöver man först behandla vattnet för olika typer av organiska och oorganiska ämnen, för att säkerställa att hartset effektivt kan absorbera PFAS (ITCR, 2021).

Sorptionsbaserade metoder, som GAC och anjonbytar-massor, är starkt beroende av yttrefaktorer vid sanering (ITCR, 2021). Sorptionsmöjligheten av PFAS inom anjonsutbyte och GAC kan påverkas av: vattnets pH, organiska partiklar och halten oorganiska joner (ITCR, 2021). Fördelen med att använda jonutbyte över GAC, är att jonutbyte är mindre känslig för DOC halten i vatten (IVL, 2020). Jonbytare är på andra hand känslig för igensättning av suspenderat material (IVL, 2020).



Figur 6. Illustration av sorptions baserade metoder som GAC och anjonutbyte. Illustrationen visar hur vatten med PFAS, passerar ett filter bestående av absorbenter som GAC eller Harts, som via absorption binder fast PFAS i filtret. Figuren är omarbetad version av Gagliano et al. (2020) originalarbete.

8.2.3 Membranfiltrerings metoder

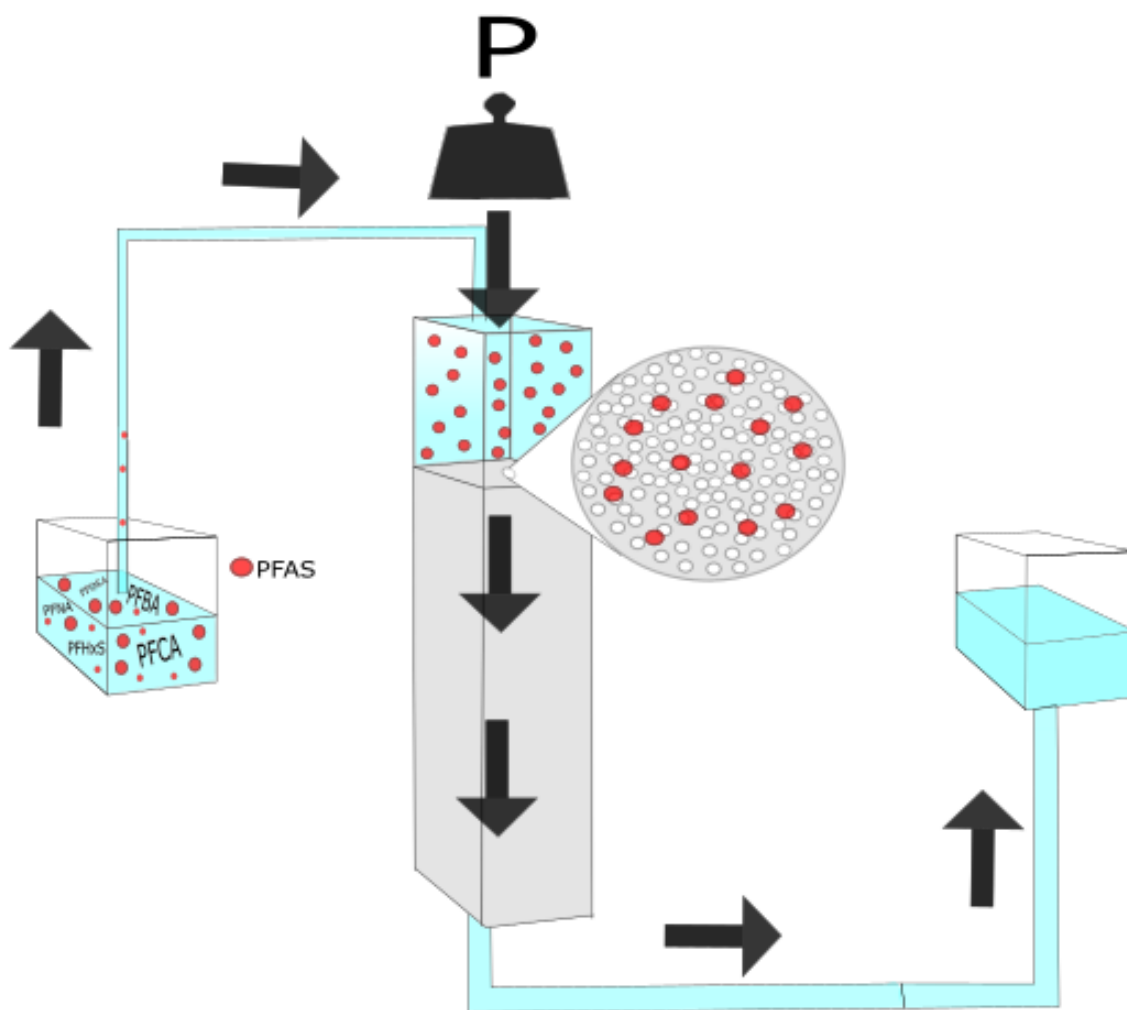
Både nanofiltrering och omvänd osmos är metoder som baseras på filtrering genom membraner (SVU, 2017; Naturvårdsverket, 2019; Othman et al. 2022). Membranfiltrering innebär att vatten förs genom ett semi-permeabelt membran bestående av massa små porer (Othman et al. 2022). När vattnet förs genom membranet filtreras vissa föroreningar, beroende av dess storlek och laddning (Othman et al. 2022). I figur 7 visas illustration som visar hur metoden fungerar.

Omvänd osmos använder sig av membraner med porstorlek på 1 nm, som kan filtrera ut nästan alla inorganiska och organiska förore-

ningar (Othman et al. 2022), vilket inkluderar PFAS (ITCR, 2021). Nanofiltrering använder man sig av ett membran med en porstorlek 0,2 -2 nm (Panupong et al. 2019).

Både nanofiltrering och omvänd osmos är tryckbaserade metoder, som använder ett tryck på 75-250 psi, för att forcera vattnet genom membranet (Othman et al. 2022). Nanofiltrering till skillnad från omvänd osmos använder sig av ett högre vattenflöde och lägre tryck och är därför mer kostnadseffektiv (SVU, 2017).

En ytterst stor nackdel med nanofiltrering och omvänd-osmos är att metoderna bildar ett PFAS-koncentrerat avloppsvatten, som be-



Figur 7. Schematisk bild som visar hur membranfiltrering fungerar. Figuren visar en tank med PFAS förorenat vatten som pumpas genom membranfilter med hjälp av höga tryck. När vattnet förs genom filtret renas vattnet som från PFAS.

höver noggrant tas hand om (ITCR, 2021). Avloppsvattnet som bildas kan ha en PFAS-koncentration uppemot 10 respektive 20 ggr högre än det orenade vattnet (Naturvårdsverket, 2019).

Ytterligare en nackdel med membranfiltrering är att metoderna kräver en noggrann förbehandlings plan eller regelbunden rengöring, för att förhindra och avlägsna nedsmutsning (ITCR, 2021). Nedsmutsning av filtret kan medföra ett minskat flöde då porerna fylls igen av suspenderat material eller utfällt salt (ITCR, 2021; IVL, 2020). Membranen som används kan dessutom ha defekter, som kan resultera i att en liten mängd ofiltrerat vatten kan flöda igenom membranet (IVL, 2022). Ökat pH och/eller temperatur under filtre-

ringsprocessen kan innebära en minskad filtreringsförmåga för PFAS (Hang et al. 2015).

Nanofiltrering, kan effektivt reducera mängden långkedjiga och kortkedjiga PFAS-föroreningar i vatten (IVL, 2020). Omvändosmos har dessutom visats vara en effektiv metod för att reducera PFOS med en effektivitet på 99% i lakvatten från en elektronikindustri (Tang et al.,2006).

8.2.4 SAFF

Skumfraktionering är en metod som använder sig av bubblor för att separera PFAS från vattnet (ITCR, 2021; Burns et al. 2021; KEMI, 2022a). När bubblor stiger genom

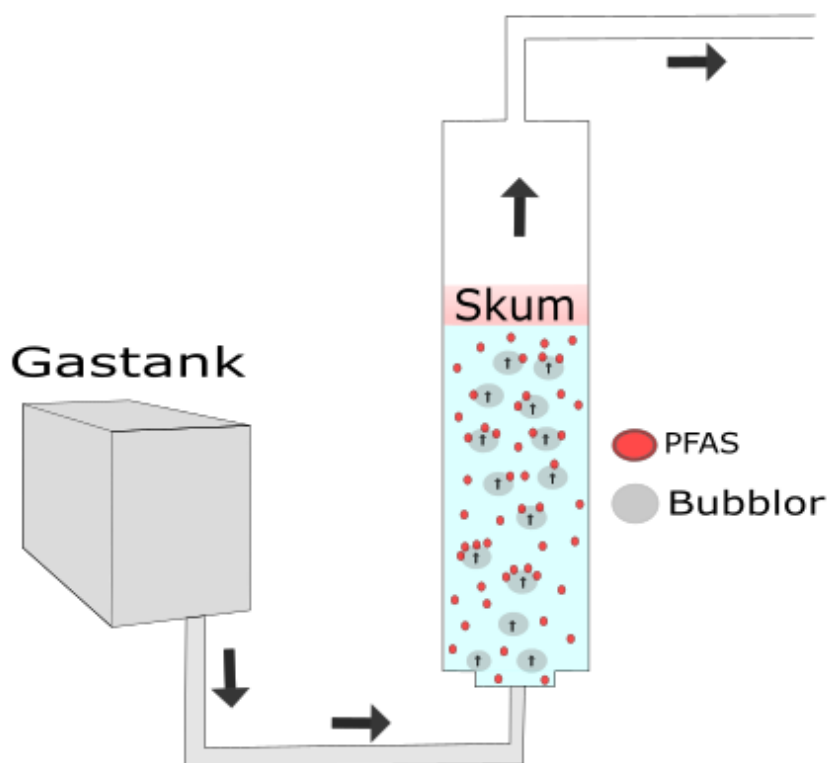
vatten, absorberas PFAS till ytskiktet av bubblorna och förs till ytan (KEMI, 2022a; Burns et al. 2021). På ytan av vattnet bildas det ett PFAS-koncentrerat skum, som avlägsnas och omvandlas till en vätska där PFAS upp koncentreras (Burns et al. 2021; KEMI, 2022a). För att bilda bubblorna kan man använda sig av luft och ozon (ITCR, 2021). I figur 8 visas en illustration som visar hur metoden fungerar.

Vid ett fältförsök med SAFF på en nedlagd brandövningsplats med förorenat grundvattnet, lyckades man kraftigt reducera mängden PFAS (Burns et al. 2021). I studien hade grundvattnet, innan rening en sammanlagd koncentration på 4,29 µg/L av PFOS, PFOA och PFHxS (Burns et al. 2021). Det utflödande vatten efter sanering hade en PFAS-koncentration 0,0229 µg/L, vilket motsvarar en sanering på 99,5% (Burns et al. 2021). Med hjälp av SAFF har man även kunnat reducera mängden PFAS i lakvattnet från en deponi med 92% (Robey et al. 2021).

SAFF lämpar sig för sanering av PFAS-föreningar med långa kolkedjor, men är mindre effektiva för PFAS-föreningar med korta kolkedjor (KEMI, 2022a), exempelvis PFBA (Robey et al. 2021; Meng et al. 2018). För att fånga upp de kortkedjiga PFAS-föreningarna kan metoden kombineras med andra metoder (KEMI, 2022a), exempelvis membranfiltrering.

8.2.5 Barriärtekniker

Barriärtekniker används för att förhindra spridningen av PFAS i grundvattnet, genom användningen av sorbenter som aktiverat kol (KEMI, 2022a). Sorbenter injiceras ner i marken som då binder fast PFAS-föreningar (KEMI, 2022a). Syftet med metoden är inte att sanera vattnet med PFAS, utan att förhindra vidare spridning av PFAS i grundvattnet (KEMI, 2022a). För att jorden med bundna PFAS-föreningarna ska saneras behöver metoden paras upp med andra metoder (KEMI, 2022a).



Figur 8. Schematisk bild som visar hur SAFF fungerar. I figuren kan man se hur en gas pumpas genom en vattenkolumn, vilket genererar bubblor som fångar upp PFAS i vattnet och för det till ytan. Vid ytan av vattenkolumnen bildas det ett PFAS koncentrerat skum.

8.3 Sammanfattning av reningsmetoder för vatten

Gemensamt för alla filtreringsmetoderna och SAFF, är att metoderna producerar en biprodukt som är koncentrerad med PFAS. Biprodukten bildas eftersom de ovannämnda metoderna enbart separerar PFAS från vattnet. Viktigt att tänka på vid användning av dessa metoder är att biprodukten ska tas hand på ett sätt som minimerar risken för spridning och exponering (Tow et al. 2021).

Att kombinera olika saneringsmetoder för vatten har visats vara ett effektivt sätt att reducera mängden biprodukten som bildas vid saneringen. I en av studie av Franke et al. (2019), kombinerades nanofiltrering med anjonsutbyte och GAC för att ytterligare behandla biprodukten som bildas från nanofiltreringen. Studien fann att en kombination av nanofiltrering med anjonsutbyte eller GAC, kunde effektivt användas för att reducera mängden PFAS i biprodukten som bildas från nanofiltreringen (Franke et al., 2019).

Vid användning av GAC är det viktigt att kontrollera DOC-halten i vattnet, då det har visats påverka filtrets livslängd och effektivitet (IVL, 2022). Till skillnad från GAC är anjonsutbyte och SAFF mindre känslig för höga DOC halter (IVL, 2022). Membranfiltrering är dessutom känslig för stora mängder av suspenderat material, som kan blockera membranets porer.

Generellt har alla ovan nämnda reningsmetoder för vatten en god förmåga för att reducera PFAS i vatten. Hursomhelst, är metoderna GAC och SAFF mindre effektiva på att reducera mängden kortkedjiga PFAS-föreningar, till skillnad från membranfiltrering och anjonsutbytarmassor.

8.4 Sanering av Jord

PFAS-halterna är oftast signifikant högre i jorden än vad man hittar i grundvattnet (Brusseau et al., 2020). Från jorden kan PFAS lakas ut och transporteras till grundvattnet (Brusseau et al., 2020), och det är därför viktigt att jord med höga halter PFAS saneras. I dagsläget har vi dock inga optimala saneringsmetoder för PFAS, men det finns flera metoder som håller på att utvecklas. I de kommande sektionerna

kommer några saneringsmetoder som används idag och vissa saneringsmetoder som håller på att utvecklas, att diskuteras.

8.4.1 Inneslutningsmetoder

Grundprincipen med inneslutningsmetoderna är att förhindra ytterligare spridning av PFAS (Mahinroosta & Senevirathna, 2020; KEMI, 2022a). För att förhindra spridningen av PFAS från jorden, kan man använda sig av vertikala och horisontella barriär för att innesluta den förorenade jorden (Mahinroosta & Senevirathna, 2020).

Med hjälp av barriärerna förhindras infiltration av regnvatten och grundvatten, vilket förhindrar spridningen av vattenlösliga PFAS-föreningar (KEMI, 2022a). Barriärerna kan exempelvis bestå av ett lågt permeabelt material med en hög motståndighet för nedbrytning (Naturvårdsverket, 2019).

Nackdelen med metoden är att den förorenade jorden fortfarande är förorenad, och finns kvar på platsen (Mahinroosta & Senevirathna, 2020). Det finns även en risk att kan barriärerna bryts ner, vilket innebär att metoden regelbundet behöver göras om eller behandlas (KEMI, 2022a).

8.4.2 Deponering

Schaktning och deponering innebär att den förorenade massan grävs upp och transporteras till en deponi för slutförvaring (Mahinroosta & Senevirathna, 2020). För att en förorenad jordmassa ska få deponeras i Sverige behöver den innehålla en koncentration som är lägre än 50 mg/kg TS PFOS (KEMI, 2022a). Som tidigare förklarats så är deponering en otillräcklig metod för att stoppa PFAS från att spridas till miljön. PFAS kan både spridas till miljön direkt via deponin eller från hanteringen av lakvatten i ett reningsverk.

Som förespråkat av Mahinroosta & Senevirathna (2020), bör metoden enbart användas då ingen annan saneringsmetod kan fungera.

8.4.3 Termisk behandling

Termisk destruktion eller termisk desorption är två huvudgrupper av termiska behandlingar, som används för att förstöra respektive mobilisera föroreningar (ITCR, 2021).

Termisk destruktion innebär att man använder sig av höga temperaturer för att bryta upp olika kemikalier (ITCR, 2021; Mahinroosta & Senevirathna, 2020). För att kunna bryta upp PFAS-föroreningar, krävs höga temperaturer som uppgår emot 1200 grader Celsius, på grund av föroreningens kemiska stabilitet (Mahinroosta & Senevirathna, 2020). Hur pass effektivt termisk destruktion är för att reducera mängden PFAS och vilka biprodukter som kan bildas i processen, är i dagsläget okänt (US EPA 2020).

Vid jämförelse med destruktion av PFAS kräver termiska metoder, som baseras på desorption, mycket lägre temperaturer som kan varieras mellan 100- 500 grader Celsius (Longendyke et al., 2022). I en studie av Crownover et al. (2019), fann man att den optimala temperaturen för att separera PFAS från jorden via förångning, var mellan 350-400 grader Celsius. Temperaturintervallet mellan 350-400 hölls i 10-14 dagar, vilket genererade en reduktion på 99,99% av alla testade PFAS-föroreningar (Crownover et al., 2019). Studien gjordes dock enbart på 10 olika PFAS-föroreningar (Crownover et al., 2019).

Nackdelen med metoden är att den kan förändra en jordartens egenskaper, som porositeten och halten organiskt material (Mahinroosta & Senevirathna, 2020). Metoden kommer dessutom att döda alla mikroorganismer i jorden som saneras, på grund av den höga temperaturen som används (Mahinroosta & Senevirathna, 2020). Termiska behandlingar av jord kostar dessutom mycket pengar (Mahinroosta & Senevirathna, 2020).

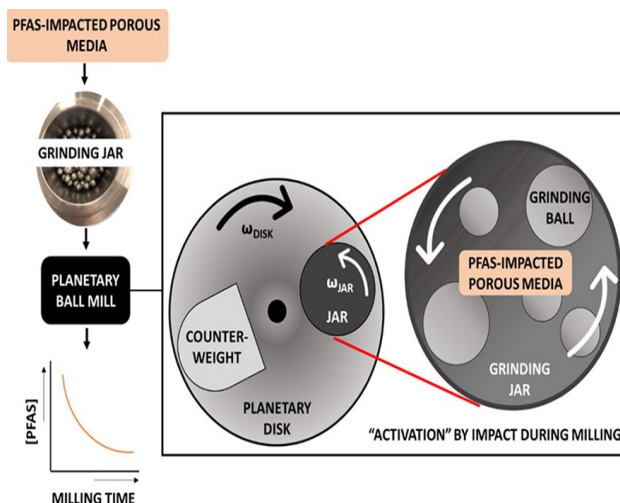
8.4.4 Ball milling

Vid ball milling används en cylindrisk behållare som är fylld med metallbollar, som vid rotation av behållaren krossar jordpartiklar (Mahinroosta & Senevirathna, 2020). Tidigare har metoden använts för att reducera

mängden oorganiska och organiska föroreningar i jordar (Mahinroosta & Senevirathna, 2020).

I en studie av Turner et al. (2021) användes ball milling tillsammans med kaliumhydroxid, för att sanera sand och lera som blivit utsatt för AFFF och för en sand som artificiellt förorenats med PFAS innan försöket. I figur 9 visas en principiell illustration av Turner et al. (2021) experiment. Studien visade att ball milling tillsammans med kaliumhydroxid effektivt kunde användas för att reducera mängden PFOA och PFOS, i både den artificiellt skapade provet och i den AFFF påverkade sanden och leran (Turner et al. 2021). I studien noterade Turner et al. (2021) dessutom en lägre reduktion av PFHxS och PFOSA i den AFFF påverkade sedimenten, än i det artificiellt förorenade sanden. Skillnaden mellan de två proverna kopplades till heterogeniteter i kornstorleken och halten organiskt material, som kan ha bidragit till en minskad energitillförseln till PFAS (Turner et al. 2021). Turner et al. (2020) fann dessutom att tillägget av kaliumhydroxid bidrog till en snabbare reduktion av PFAS i provet.

Ball milling kan i framtiden vara en effektiv saneringsmetod för sanering av sediment on site och ex situ, men metoden måste först bevisas att den kan skalas upp (Turner et al. 2021).



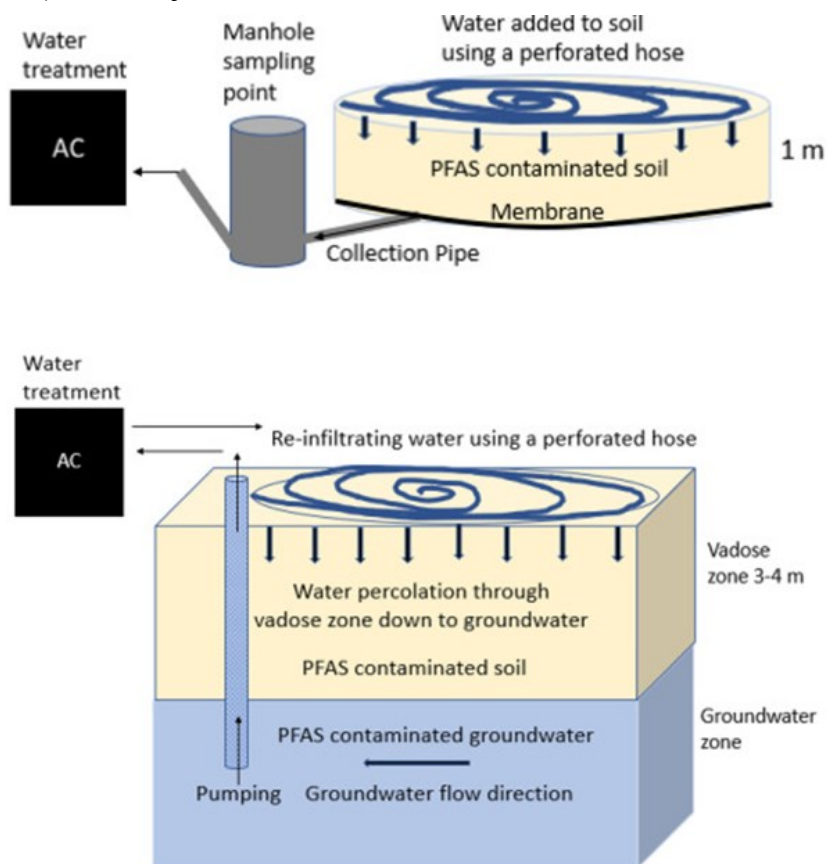
Figur 9. Figuren visar en principiell illustration av Turner et al. (2021) experiment. Figuren är tagen från Turner et al. (2021).

8.4.5 Jordtvätt

Jordtvätt är en separations baserad metod som kan tillämpas på exekverade jordar (Hoisæter et al., 2021). En separationsmetod är metod som används för att separera föroreningar från jorden (Mahinroosta & Senevirathna, 2020).

För att separera PFAS från jord, spolrar man jorden med vatten kombinerat med lösningsmedel eller tensider, vilket desorberar PFAS från jorden (Hoisæter et al., 2021). In-situ sanering med jordtvätt kan ske genom att spola jorden med vatten, vilket infiltrerar jorden och desorberar PFAS (Hoisæter et al., 2021). Spolningsvattnet kommer sedan att lakas ut i grundvattnet, vilket sedan samlas in genom att pumpa upp grundvattnet som påverkas (Hoisæter et al., 2021). Ex-situ sanering med jordtvätt kan ske genom att man exekverar en förorenad jordmassa, som följs av spolning och insamling av spolvattnet (Hoisæter et al., 2021). I en studie av Hoisæter et al. (2021) testades jordtvätt både in-

situ och ex-situ på en sandig jord som förorenats med AFFF. I figur 10 visas en illustration av hur Hoisæter et al. (2021) experiment var uppsatt. Jordtvätten genomfördes med samma princip som tidigare förklarats. För in-situ sanering med jordtvätt reducerades mängden PFOS mellan 11-73%, medan resultaten för de exekverade jordmassorna var signifikant lägre (Hoisæter et al., 2021). Effektivitet för både in-situ och ex-situ sanering visades vara starkt beroende av vattnets förmåga att jämt spridas genom porer i sedimentet (Hoisæter et al., 2021). Jordar med stora makroporer, exempelvis exekverade jordmassor, kan innebära en kraftigt reducerade reningförmåga, då flödet av spolvattnet koncentrats i makroporerna i stället för att jämt spridas i materialet (Hoisæter et al., 2021).



Figur 10. Figuren illustrerar Hoisæter et al. (2021) upplägg för in-situ och ex-situ sanering med jordtvätt. Figuren togs från Hoisæter et al. (2021).

Nackdelen med in situ sanering är att det finns en risk för att grundvattnet kontamineras, om grundvattenpumpningen är ineffektiv (Hoisæter et al., 2021). In situ sanering med jordtvätt kräver dessutom tillgång till en grundvattenpump, för att samla upp spolvatten som infiltreras ner till grundvattnet (Hoisæter et al., 2021). Vid användning av jordtvätt bildas även en slutprodukt som är koncentrerad på PFAS (KEMI, 2022a), vilket kan behandlas med membranfiltrering och med sorptions baserad filtrering (Bolan et al., 2021). Metoden är dessutom beroende av kornstorleksfördelningen i jorden där finkorniga material är svåra att sanera (KEMI, 2022a; Naturvårdsverket, 2019). Metoden fungerar bäst för homogena jordar som består av ett permeabelt sediment, som sand och grus (Hoisæter et al., 2021).

8.4.6 Fytosanering

Fytosanering innebär att man använder sig av växter för att absorbera PFAS som finns i jorden (Bolan et al. 2021). Metoden är en långsam process (Bolan et al., 2021), men kräver ingen tillsättning av kemikalier och orsakar en minimal störning av jorden (Mahinroosta & Senevirathna, 2020). Metoden är dessutom kostnadseffektiv och kräver lite underhåll (Mahinroosta & Senevirathna, 2020; Bolan et al. 2021).

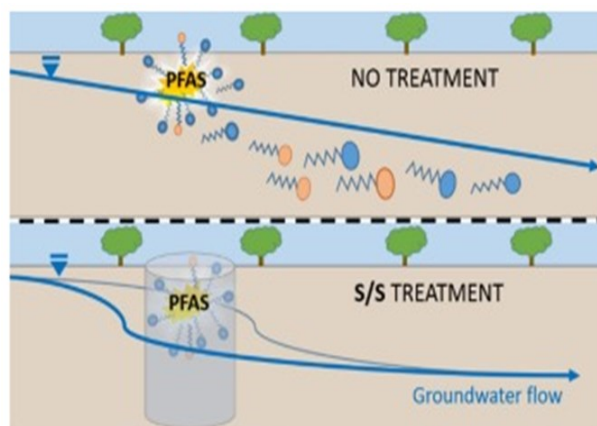
Vid användning av fytosanering bildas växter som är koncentrerade med PFAS och som vidare behöver behandlas (Mahinroosta & Senevirathna, 2020). Fytosanering är dessutom beroende av längden på kedjelängd PFAS föroreningarna har, och hur pass hårt bunden föroreningen är i jorden (Bolan et al., 2021).

I ett laborieförsök av Huff et al. (2020) studerades 8 olika örtartade växter och 7 vedartade växters förmåga att bioackumulera 6 olika PFAS-föroreningar, med en varierande längd på kolkedjan. Studien fann att både de örtartade och vedartade växterna kunde ackumulera PFAS från jorden, vilket

bevisar att fytosanering kan användas för att sanera jord med PFAS (Huff et al. 2020). Huff et al. (2020) fann att *Festuca rubra* var den mest effektiva arten för att bioackumulera PFAS, arten kunde efter 12 veckor reducera 25% av den totala mängden PFAS, PFPeA och PFHxA som tillsattes i jorden under experimentet. De övriga arterna påvisade dock en allt lägre förmåga för att sanera jordens PFAS-halt (Huff et al. 2020). Huff et al. (2020), tror dock att metodens effektivitet kan förbättras genom att kombinera vedartade med örtartade växter.

8.4.7 Immobiliseringstekniker

Immobiliseringstekniker används för att restriktiera föroreningars spridningsförmåga och förhindrar föroreningar från att bioackumuleras (Bolan et al. 2021). Stabilisering och solidifiering (S/S) är en sorts immobiliseringsteknik, som använder sig av fysiska och kemiska processer för att immobilisera föroreningar (Bolan et al. 2021). Stabiliseringsmetoder använder sig av olika kemikalier för att binda PFAS-föroreningar, vilket minimerar spridningen (KEMI, 2022a). Solidifiering använder sig av bland annat cement för att innesluta PFAS och där igenom minska spridningen (KEMI, 2022a). Metoderna kan tillämpas både in-situ och ex-situ på exekverade jordmassor (KEMI, 2022a). S/S har tidigare använts på både impermeabla och permeabla jordar med en hög effektivitet (Mahinroosta & Senevirathna, 2020). I figur 11 visas en typskiss av hur metoden fungerar.



Figur 11. Figuren är enkel bild som illustrerar att efter S/S behandling så minimeras spridningen av PFAS. Figuren är tagen från Sörensård et al. (2019).

S/S-metoden är mest lämpad för långa PFAS-föreningar vid jämförelse med korta PFAS-föreningar (KEMI, 2022a). Ytterligare en nackdel med metoden är att den inte sanerar området, utan den begränsar enbart PFAS-föreningarna från att röra sig (KEMI, 2022a). Detta medför att PFAS fortfarande förekommer i marken efter behandlingen.

I en pilotstudie av Sörengård et al. (2021) testades S/S-saneringsmetoden i kombination med GAC i ett artificiellt försök att förhindra lakningen av PFAS i en jord. Studien använde sig av en stor behållare som fylldes med 6 ton AFFF påverkad jord, som behandlats med bindningsmedel och GAC (Sörengård et al., 2021). Efter jorden hade tillförts, bevattnades jorden artificiellt för att simulera nederbörds mängden för sammanlagt 6 år framåt (Sörengård et al., 2021). Under tiden av experimentet samlade man in det simulerade regnvattnet som lakades ut från jorden (Sörengård et al., 2021). PFAS koncentrationen i lakvattnet användes sedan som ett mått för att studera utlaknings förmågan för PFAS efter S/S-metoden tillämpats. I studien fann man att den S/S-behandlade jorden, effektivt kunde reducera utlakningen med >97%, för PFHxA, PFOA, PFHxS och PFOS (Sörengård et al., 2021). Metoden var dock inte effektiv för att förhindra utlakningen för PFPeA, som är en kortkedjig PFAS (Sörengård et al., 2021).

8.5 Sammanfattning av saneringsmetoder för jord

I denna del av texten behandlades ett fåtal exempel av saneringsmetoder för jord, som används eller som är under produktion. Ytterligare exempel på saneringsmetoder för PFAS är elektrokemisk, reduktion, kemisk oxidation, electronbeam, soil liquefaction och sonokemisk nedbrytning (KEMI, 2022a; Bolan et al, 2021; (Mahinroosta & Senevirathna, 2020; ITCR, 2021).

I dagsläget har vi väldigt få metoder som kan appliceras för att sanera jord med PFAS. Majoriteten av alla metoder som diskuteras i

denna text har i dagsläget inte beprövats i en verklig skala. Från tester i begränsad skala och från försök i laboratorier har det även framgått att många metoder har olika nackdelar. I dagsläget är majoriteten av saneringsmetoder fokuserade på sanering av PFOA och PFOS (Mahinroosta & Senevirathna, 2020). Framtida studier bör i så led fokusera på att utöka studier av saneringsmetodernas lämplighet för andra PFAS-föreningar (Mahinroosta & Senevirathna, 2020). Nedan följer en kort sammanfattning av metodernas nackdelar.

Jordtvätt och termisk behandling är två ofullständigt studerade metoder som kräver mycket energi och är kostsamma (Mahinroosta & Senevirathna, 2020). Från in-situ försök med jordtvätt har det även framgått att resultaten är direkt beroende av jordens uppbyggnad. Vid användning av jordtvätt bildas det en stor förorenad vattenvolym som måste behandlas med ytterligare saneringsmetoder. Termiska behandling påverkar även jordens egenskaper och kan negativ påverka på mikroorganismer i jorden.

Ballmilling har visats vara en effektiv metod för att avlägsna PFAS, men heterogenitet i kornstorleksfördelningen och halten organiskt material kan påverka metodens reningsförmåga.

Nackdelen med barriärtekniker, deponering och S/S, är att metoderna enbart begränsar spridningen av PFAS i marken och sanerar aldrig marken från PFAS. Fytosanering är en kostnadseffektiv reningsmetod som kräver lite underhåll. Fytosanering är dock en ytterst långsam behandling som bildar växter som är anrikade på PFAS som behövs tas hand om.

9 Sammanfattning

PFAS är en bred ämnesgrupp som kan ses förekomma överallt världen. PFAS förekommer i grundvattnet, ytvattnet, djur, växter, jorden och i vårt blod. Vilka toxikologiska inverknings PFAS har på människor är i dagsläget inte fastställt men från studier på djur så har man kunnat bevisa att de kan ha en negativ inverkan på vår hälsa.

Syftet med denna litteraturstudie var att besvara EBH-gruppen frågeställningar, för att summera recent forskning om föroreningskällor, analysmetoder och saneringsmetoder. För att besvara frågorna delades arbetet upp i tredelar som enskilt behandlade varje fråga för sig själv. Fråga 1 besvaras i kapitel 6: "Föroreningskällor för PFAS". Fråga 2 besvaras i kapitel 7: "Kvantifiering av PFAS i olika medium". Slutligen besvaras fråga 3 i kapitel 8: "Saneringsmetoder för vatten och jord". Nedan följer en kort summering av varje fråga.

9.1 Fråga 1: källor

PFAS används i flera tusen produkter och verksamheter. I Sverige har över 2000 bekräftade och potentiella föroreningskällor. Identifierats. Föroreningskällorna kan huvudsakligen delas in i två grupper direkta och sekundära. Direkta föroreningskällor inkluderar utsläpp som sker i samband med produktion och användning av produkter i industrin och av konsumentprodukter. Sekundära föroreningskällor inkluderar verksamheter som hanterar avfall som innehåller PFAS.

I detta arbete studerades olika kemiska-, elektroniska-, kosmetiska-, textila- och pappersprodukter potential för att sprida PFAS. Spridningen från konsumentprodukter sker huvudsakligen vid användning och förslitning av varan (KEMI, 2022a), men kan även ske vid under produktionen av produkten. PFAS kan förutom olika typer av produkter spridas från deponier och reningsverk. Vid en inventering av 165 deponier i Sverige fann man att vissa deponier släpper ut lakvatten med PFAS

till den omgivande miljön. Deponier kan dessutom sprida PFAS via reningsverk. Reningsverk släpper ut PFAS i miljön efter vattnet har behandlats med ineffektiva reningsmetoder för PFAS. Vid reningsprocessen har man dessutom funnit att behandlingsmetoderna som används kan generera en ökad koncentration av PFCAs.

9.2 Fråga 2: Provtagning och analysmetoder

PFAS kan provats med hjälp av olika insamlingsutrustningar. Vid provtagning är det viktigt minimera korskontaminering av proverna från andra PFAS källor. För att minimera korskontaminering är det viktigt att man minimerar och restriktar användandet av material och produkter som själva kan innehålla PFAS. Innan man ska genomföra en provtagning är det dessutom viktigt att ha en genomtänkt provtagningsstrategi som är baserad på områdets skyddsvärden, hydrogeologi och hydrologi.

Det finns många olika analysmetoder som kan användas för att analysera PFAS, varav detta arbete fokuserade på kromatografi baserade metoder och bredspektrumsanalyser. De kromatografiska metoderna är utmärkta för att kvantifiera den exakta koncentrationen för ett fåtal PFAS föroreningar. Bredspektrumsanalyser ger till skillnad från kromatografi baserade metoder, mer ospecifika men också mer inkluderande resultat. Bredspektrumsanalyser används för att studera den samlade mängden PFAS som finns i ett prov. På andra hand, används kromatografi baserade metoder för att studera enskilda PFAS-föroreningar i den totala föroreningsmängden. Nackdelen med bredspektrumsanalyser är att de inte ger någon information om enskilda PFAS föroreningar som kan förekomma i ett prov. På andra hand är nackdelen med de kromatografi baserade metoderna att de bara ger information om ett fåtal PFAS i ett prov.

Svenska ackrediterade laboratorier som Eurofins och SGS och ALS använder testar i dagsläget för 30-60 olika PFAS föroreningar, med hjälp av kromatografi baserade metoder som LC-MS/MS och LC/MS. Både SGS och

och Euforins har nyligen uppdaterat analyskatalogerna för PFAS, medan ALS kommer i framtiden att uppdatera deras rådande analyskatalog. Alla ovannämnda laboratorier erbjuder dessutom analyser med TOPA, där de testar för 14-30 PFAS föreningar.

den har visats påverka dess saneringseffektivitet.

9.3 Fråga 3: Saneringsmetoder

Det finns goda möjligheter för att sanera vatten med PFAS, men för jord är det lite mer komplicerat. Filtreringsmetoder är de mest använda metoderna för att sanera vatten med PFAS, men dessa metoder är ofta otillräckliga och känsliga för påverkan av vattnets kemi. SAFF är en ny lovande metod för att sanera vatten med PFAS, men metoden är ineffektiv på att reducera mängden PFAS med korta kolkedjor. Barriärteknik kan användas för att minska spridningen av olika PFAS, men metoden kan inte användas för att reducera mängden PFAS i vattnet. En gemensam nackdel för filtreringsmetoder och SAFF är att de producerar en PFAS koncentrerad vätska, som noggrant behövs tas hand om. Studier har dock påvisat att SAFF och filtreringsmetoder kan användas för att kraftigt reducera mängden PFAS i vatten.

Det finns många saneringsmetoder för jord som är under utveckling, men det finns signifikant färre metoder som är redo för användning. Fördelen med metoder som S/S, barriärtekniker, inneslutningsmetoder och deponering, är att de effektivt kan reducera föroreningens spridningsförmåga, men PFAS föroreningarna finns fortfarande kvar i marken och kan i framtiden utgöra ett hot.

Fytosanering är kostnadseffektiv metod, men saneringen tar ytterst lång tid. Termisk behandling har visats effektivt reducera mängden PFAS i jorden men metoden är mycket kostsam, särskilt om man ska sanera stora jordvolymer. Jordtvätt har visats kunna användas både in-situ och ex-situ, men reningsgraden är starkt beroende av markens uppbyggnad och kornstorleks fördelning. Ballmilling har visats vara en effektiv metod för att avlägsna PFAS, men heterogeniteter i jor-

Tack

Jag vill tacka Lina Adeen (Länstyrelssen), Anne Birgitte Nielsen (LU) och Charlotte Sparrenbom (LU) för deras uppmuntring, kommentarer och hjälp med språket. Jag vill dessutom tacka Erika Turner från ALS och Cornelia Lindeberg från SGS, för deras snabba svar på alla mina frågor. Avslutningsvis vill tacka Ola Bengtsson och Tina Nilsson som korrekturläst arbete.

Källförteckning

- Ahmadireskety, A., Da Silva, B. F., Townsend, T. G., Yost, R. A., Solo-Gabriele, H. M., & Bowden, J. A. (2021). Evaluation of extraction workflows for quantitative analysis of per- and polyfluoroalkyl substances: A case study using soil adjacent to a landfill. *Science of the Total Environment*, 760, Article 143944. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143944>
- Alnehem, I. (2016). *Assessment on groundwater contamination from a former hard chromium plating site in Iggesund*. Ö. universitet. <http://www.diva-portal.org/smash/search.jsf?dswid=-7847>
- Al Amin, M., Sobhani, Z., Liu, Y. J., Dharmaraja, R., Chadalavada, S., Naidu, R., Chalker, J. M., & Fang, C. (2020). Recent advances in the analysis of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS)-A review. *Environmental Technology & Innovation*, 19, Article 100879. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100879>
- Appleman, T. D., Dickenson, E. R. V., Belona, C., & Higgins, C. P. (2013). Nanofiltration and granular activated carbon treatment of perfluoroalkyl acids. *Journal of Hazardous Materials*, 260, 740-746. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.06.033>
- Aro, R., Eriksson, U., Karrman, A., Chen, F. F., Wang, T., & Yeung, L. W. Y. (2021). Fluorine Mass Balance Analysis of Effluent and Sludge from Nordic Countries. *Acs Es&T Water*, 1(9), 2087-2096. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.1c00168>
- Bai, X. L., & Son, Y. (2021). Perfluoroalkyl substances (PFAS) in surface water and sediments from two urban watersheds in Nevada, USA. *Science of the Total Environment*, 751, Article 141622. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141622>
- Banzhaf, S., Filipovic, M., Lewis, J., Sparrenbom, C. J., & Barthel, R. (2017). A review of contamination of surface-, ground-, and drinking water in Sweden by perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs). *Ambio*, 46

- (3), 335-346. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0848-8>
- Bartlett, S. A., & Davis, K. L. (2018). Evaluating PFAS cross contamination issues. *Remediation-the Journal of Environmental Cleanup Costs Technologies & Techniques*, 28(2), 53-57. <https://doi.org/10.1002/rem.21549>
- Benotti, M. J., Fernandez, L. A., Peaslee, G. F., Douglas, G. S., Uhler, A. D., & Emsbo-Mattingly, S. (2020). A forensic approach for distinguishing PFAS materials. *Environmental Forensics*, 21(3-4), 319-333. <https://doi.org/10.1080/15275922.2020.1771631>
- Bolan, N., Sarkar, B., Yan, Y. B., Li, Q., Wijesekara, H., Kannan, K., Tsang, D. C. W., Schauerte, M., Bosch, J., Noll, H., Ok, Y. S., Scheckel, K., Kumpiene, J., Gobindlal, K., Kah, M., Sperry, J., Kirkham, M. B., Wang, H. L., Tsang, Y. F., . . . Rinklebe, J. (2021). Remediation of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) contaminated soils - To mobilize or to immobilize or to degrade? *Journal of Hazardous Materials*, 401, Article 123892. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123892>
- Brusseau, M. L., Anderson, R. H., & Guo, B. (2020). PFAS concentrations in soils: Background levels versus contaminated sites. *Science of the Total Environment*, 740, Article 140017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140017>
- Buck, R. C., Franklin, J., Berger, U., Conder, J. M., Cousins, I. T., de Voogt, P., Jensen, A. A., Kannan, K., Mabury, S. A., & van Leeuwen, S. P. J. (2011). Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances in the Environment: Terminology, Classification, and Origins. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7(4), 513-541. <https://doi.org/10.1002/ieam.258>
- Burns, D. J., Stevenson, P., & Murphy, P. J. C. (2021). PFAS removal from groundwaters using Surface-Active Foam Fractionation. *Remediation-the Journal of Environmental Cleanup Costs Technologies & Techniques*, 31(4), 19-33. <https://doi.org/10.1002/rem.21694>
- Cousins, I. T., DeWitt, J. C., Gluge, J., Goldenman, G., Herzke, D., Lohmann, R., Miller, M., Ng, C. A., Scheringer, M., Vierke, L., & Wang, Z. Y. (2020). Strategies for grouping per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) to protect human and environmental health. *Environmental Science-Processes & Impacts*, 22(7), 1444-1460. <https://doi.org/10.1039/d0em00147c>
- Dahlbom, S., Mallin, T., & Bobert, M. Fire Test Performance of Eleven PFAS-Free Class B Firefighting Foams Varying Fuels, Admixture, Water Types and Foam Generation Techniques. *Fire Technology*. <https://doi.org/10.1007/s10694-022-01213-6>
- Dalahmeh, S., Tirgani, S., Komakech, A. J., Niwagaba, C. B., & Ahrens, L. (2018). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in water, soil and plants in wetlands and agricultural areas in Kampala, Uganda. *Science of the Total Environment*, 631-632, 660-667. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.024>
- Dasu, K., Xia, X. Y., Siriwardena, D., Klupinski, T. P., & Seay, B. (2022). Concentration profiles of per- and polyfluoroalkyl substances in major sources to the environment. *Journal of Environmental Management*, 301, Article 113879. <https://doi.org/10.1016/j.jem.2022.113879>

- doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113879
- Eriksson, U., Haglund, P., & Karrman, A. (2017). Contribution of precursor compounds to the release of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) from waste water treatment plants (WWTPs). *Journal of Environmental Sciences*, 61, 80-90. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.05.004>
- Fang, S. H., Plassmann, M. M., & Cousins, I. T. (2020). Levels of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in ski wax products on the market in 2019 indicate no changes in formulation. *Environmental Science-Processes & Impacts*, 22(11), 2142-2146. <https://doi.org/10.1039/d0em00357c>
- Filipovic, M., & Berger, U. (2015). Are perfluoroalkyl acids in waste water treatment plant effluents the result of primary emissions from the technosphere or of environmental recirculation? *Chemosphere*, 129, 74-80. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.07.082>
- Firouzjaei, M. D., Zolghadr, E., Ahmaddalipour, S., Taghvaei, N., Afkhami, F. A., Nejati, S., & Elliott, M. A. (2022). Chemistry, abundance, detection and treatment of per- and polyfluoroalkyl substances in water: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 20(1), 661-679. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01340-6>
- Franke, V., McCleaf, P., Lindegren, K., & Ahrens, L. (2019). Efficient removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water treatment: nanofiltration combined with active carbon or anion exchange. *Environmental Science-Water Research & Technology*, 5(11), 1836-1843. <https://doi.org/10.1039/c9ew00286c>
- Fujii, Y., Harada, K. H., & Koizumi, A. (2013). Occurrence of perfluorinated carboxylic acids (PFCAs) in personal care products and compounding agents. *Chemosphere*, 93(3), 538-544. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.049>
- Gagliano, E., Sgroi, M., Falciglia, P. P., Vagliasindi, F. G. A., & Roccaro, P. (2020). Removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) from water by adsorption: Role of PFAS chain length, effect of organic matter and challenges in adsorbent regeneration. *Water Research*, 171, Article 115381. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115381>
- Ghisi, R., Vamerali, T., & Manzetti, S. (2019). Accumulation of perfluorinated alkyl substances (PFAS) in agricultural plants: A review. *Environmental Research*, 169, 326-341. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.10.023>
- Gluge, J., Scheringer, M., Cousins, I. T., Dewitt, J. C., Goldenman, G., Herzke, D., Lohmann, R., Ng, C. A., Trier, X., & Wang, Z. Y. (2020). An overview of the uses of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Environmental Science-Processes & Impacts*, 22(12), 2345-2373. <https://doi.org/10.1039/d0em00291g>
- Goldenman, G. F., M; Holland, M; Tugran, T. (2019). *The cost of inaction: A socioeconomic analysis of environmental and health impacts linked to exposure to PFAS*. <http://norden.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1295959&dswid=8760>
- Hang, X. F., Chen, X. R., Luo, J. Q., Cao, W. F., & Wan, Y. H. (2015). Removal and recovery of perfluorooctanoate from wastewater by nanofiltration. *Separation and Purification Technology*, 145,

- , 120-129. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.03.013>
- Herzke, D., Olsson, E., & Posner, S. (2012). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in consumer products in Norway - A pilot study. *Chemosphere*, 88(8), 980-987. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.03.035>
- Heydebreck, F., Tang, J. H., Xie, Z. Y., & Ebinghaus, R. (2016). Emissions of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in a Textile Manufacturing Plant in China and Their Relevance for Workers' Exposure. *Environmental Science & Technology*, 50(19), 10386-10396. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b03213>
- Hoa, N. T. Q., Lieu, T. T., Anh, H. Q., Huong, N. T. A., Nghia, N. T., Chuc, N. T., Quang, P. D., Vi, P. T., & Tuyen, L. H. (2022) Perfluoroalkyl substances (PFAS) in freshwater fish from urban lakes in Hanoi, Vietnam: concentrations, tissue distribution, and implication for risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19532-0>
- Hoisæter, A., Arp, H. P. H., Slinde, G., Knutsen, H., Hale, S. E., Breedveld, G. D., & Hansen, M. C. (2021). Excavated vs novel in situ soil washing as a remediation strategy for sandy soils impacted with per- and polyfluoroalkyl substances from aqueous film forming foams. *Science of the Total Environment*, 794, Article 148763. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148763>
- Houtz, E. F., & Sedlak, D. L. (2012). Oxidative Conversion as a Means of Detecting Precursors to Perfluoroalkyl Acids in Urban Runoff. *Environmental Science & Technology*, 46(17), 9342-9349. <https://doi.org/10.1021/es302274g>
- Huff, D. K., Morris, L. A., Sutter, L., Costanza, J., & Pennell, K. D. (2020). Accumulation of six PFAS compounds by woody and herbaceous plants: potential for phytoextraction. *International Journal of Phytoremediation*, 22(14), 1538-1550. <https://doi.org/10.1080/15226514.2020.1786004>
- Huset, C. A., Barlaz, M. A., Barofsky, D. F., & Field, J. A. (2011). Quantitative determination of fluorochemicals in municipal landfill leachates. *Chemosphere*, 82(10), 1380-1386. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.11.072>
- ITCR. (2019). *Aqueous Film-Forming Foam (AFFF)*. ITCR. https://pfas-1.itrcweb.org/fact_sheets_page/PFAS_Fact_Sheet_AFFF_April2020.pdf
- ITCR. (2021). *PFAS — Per- and Polyfluoroalkyl Substances*. <https://pfas-1.itrcweb.org/>
- IVL. (2016). *Sammanställning av befintlig kunskap om föroreningskällor till PFAS-ämnen i svensk miljö (C182)*. <https://www.ivl.se/publikationer/publikationer/sammanstallning-av-befintlig-kunskap-om-foro-reningskallor-till-pfas-amnen-i-svensk-miljo.html>
- IVL. (2017). *Spridning av högfluorerade ämnen i mark från Stockholm Arlanda Airport- Förutsättningar för beräkning av platsspecifika riktvärden för mark (B 2289)*. S. miljöinstitutet. <https://www.ivl.se/download/18.1369484715f59ce4babf2/150>

9550871689/B2289.pdf

- IVL. *Kvantifiering av PFAS emissioner från kosmetiska produkter (C475)*. <https://www.ivl.se/publikationer/publikationer/kvantifiering-av-pfas-emissioner-fran-kosmetiska-produkter.html>
- Jia, S. L., Dos Santos, M. M., Li, C. X., & Snyder, S. A. (2022). Recent advances in mass spectrometry analytical techniques for per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 414(9), 2795-2807. <https://doi.org/10.1007/s00216-022-03905-y>
- Joudan, S., Liu, R. Z., D'Eon, J. C., & Mabury, S. A. (2020). Unique analytical considerations for laboratory studies identifying metabolic products of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs). *Trac-Trends in Analytical Chemistry*, 124, Article 115431. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2019.02.032>
- Kailasam, S. (2021, 2022-05-09). *LC-MS – What Is LC-MS, LC-MS Analysis and LC-MS/MS*. Technology Networks Analysis & Separations Retrieved 23/5 from <https://www.technologynetworks.com/analysis/articles/lc-ms-what-is-lc-ms-lc-ms-analysis-and-lc-msms-348238#D3>
- Kemikalieinspektionen. (2016). *Förslag till nationella regler för högfluorerade ämnen i brandsläckningsskum (1/16)*. <https://www.kemi.se/publikationer/rapporter/2016/rapport-1-16-forslag-till-nationella-regler-for-hogfluorerade-amnen-i-brandslackningsskum>
- Kemikalieinspektionen. (2020). *Gränsvärden och riktvärden*. Kemikalieinspektionen. <https://www.kemi.se/ovrigt/sok?query=Gränsvärden+och+riktvärden+för+PFAS&submitButton=#query/Gränsvärden+och+riktvärden%20>
- Kemikalieinspektionen. (2021). *Tillverkare eller importör av kemiska produkter*. Kemikalieinspektionen. <https://www.kemi.se/vagledning-till-foretag/tillverkare-eller-importor/kemiska-produkter>
- Kemikalieinspektionen. (2022a). *Overview of knowledge on PFAS (3/22)*. <https://www.kemi.se/publikationer/pm/2022/pm-3-22-overview-of-knowledge-on-pfas>
- Kemikalieinspektionen. (2022b). *PFASs in chemical products and textiles (2/22)*. <https://www.kemi.se/publikationer/pm/2022/pm-2-22-pfass-in-chemical-products-and-textiles>
- Kotthoff, M., Muller, J., Jurling, H., Schlummer, M., & Fiedler, D. (2015). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in consumer products. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(19), 14546-14559. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4202-7>
- Kurwadkar, S., Dane, J., Kanel, S. R., Nadagouda, M. N., Cawdrey, R. W., Ambade, B., Struckhoff, G. C., & Wilkin, R. (2022). Per- and polyfluoroalkyl substances in water and wastewater: A critical review of their global occurrence and distribution. *Science of the Total Environment*, 809, Article 151003. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151003>
- Kwiatkowski, C. F., Andrews, D. Q., Birnbaum, L. S., Bruton, T. A., DeWitt, J. C., Knappe, D. R. U., Maffini, M. V., Miller, M. F., Pelch, K. E., Reade, A., Soehl, A., Trier, X., Venier, M., Wagner, C. C., Wang, Z. Y., & Blum, A. (2020). Scientific Basis for Managing PFAS as a Chemical Class. *Environmental Science & Technology*

- Letters*, 7(8), 532-543. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00255>
- Lang, J. R., Allred, B. M., Field, J. A., Levis, J. W., & Barlaz, M. A. (2017). National Estimate of Per- and Polyfluoroalkyl Substance (PFAS) Release to US Municipal Landfill Leachate. *Environmental Science & Technology*, 51(4), 2197-2205. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05005>
- Langberg, H. A., Arp, H. P. H., Breedveld, G. D., Slinde, G. A., Hoiseter, A., Gronning, H. M., Jartun, M., Rundberget, T., Jenssen, B. M., & Hale, S. E. (2021). Paper product production identified as the main source of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in a Norwegian lake: Source and historic emission tracking. *Environmental Pollution*, 273, Article 116259. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116259>
- Lee, Y. M., Lee, J. Y., Kim, M. K., Yang, H., Lee, J. E., Son, Y., Kho, Y., Choi, K., & Zoh, K. D. (2020). Concentration and distribution of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in the Asan Lake area of South Korea. *Journal of Hazardous Materials*, 381, Article 120909. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.120909>
- Lenka, S. P., Kah, M., & Padhye, L. P. (2021). A review of the occurrence, transformation, and removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in wastewater treatment plants. *Water Research*, 199, Article 117187. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117187>
- Li, X. R., Fatowe, M., Cui, D. N., & Quinete, N. (2022). Assessment of per- and polyfluoroalkyl substances in Biscayne Bay surface waters and tap waters from South Florida. *Science of the Total Environment*, 806, Article 150393. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150393>
- Liu, Y., Li, X., Wang, X., Qiao, X. C., Hao, S. R., Lu, J. R., Duan, X. D., Dionysiou, D. D., & Zheng, B. H. (2019). Contamination Profiles of Perfluoroalkyl Substances (PFAS) in Groundwater in the Alluvial-Pluvial Plain of Hutuo River, China. *Water*, 11(11), Article 2316. <https://doi.org/10.3390/w11112316>
- Liu, M., Munoz, G., Duy, S. V., Sauve, S., & Liu, J. X. (2022). Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Contaminated Soil and Groundwater at Airports: A Canadian Case Study. *Environmental Science & Technology*, 56(2), 885-895. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04798>
- Livsmedelsverket. (2022). *Riskhantering PFAS i dricksvatten och egenfångad fisk*. https://www.livsmedelsverket.se/foretagande-regler-kontroll/regler-for-livsmedelsforetag/dricksvattenproduktion/riskhantering-pfas-i-dricksvatten-egenfangad-fisk#Nya_gr%C3%A4nsv%C3%A4rden_f%C3%B6r_PFAAS_i_dricksvatten
- Länstyrelssen. (2022). *PFAS vid deponier- Handläggarsöd med fokus på PFAS i lakvatten*. <https://www.miljosamverkansverige.se/miljoskydd/pfas-vid-deponier/>
- McDonough, C. A., Guelfo, J. L., & Higgins, C. P. (2019). Measuring total PFASs in water: The tradeoff between selectivity and inclusivity. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 7(Sp. Iss. SI), 13-18. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.08.005>

- Mahinroosta, R., & Senevirathna, L. (2020). A review of the emerging treatment technologies for PFAS contaminated soils. *Journal of Environmental Management*, 255, Article 109896. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109896>
- Mattias, S., Kikuchi, J., Wiberg, K., & Lutz, A. (2022). Spatial distribution and load of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in background soils in Sweden. *Chemosphere*, 295, Article 133944. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133944>
- Meng, P. P., Deng, S. B., Maimaiti, A., Wang, B., Huang, J., Wang, Y. J., Cousins, I. T., & Yu, G. (2018). Efficient removal of perfluorooctane sulfonate from aqueous film-forming foam solution by aeration-foam collection. *Chemosphere*, 203, 263-270. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.183>
- Merino, N., Qu, Y., Deeb, R. A., Hawley, E. L., Hoffmann, M. R., & Mahendra, S. (2016). Degradation and Removal Methods for Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances in Water. *Environmental Engineering Science*, 33(9), 615-649. <https://doi.org/10.1089/ees.2016.0233>
- Mussabek, D., Ahrens, L., Persson, K. M., & Berndtsson, R. (2019). Temporal trends and sediment-water partitioning of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in lake sediment. *Chemosphere*, 227, 624-629. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.074>
- Nakayama, S. F., Yoshikane, M., Onoda, Y., Nishihama, Y., Iwai-Shimada, M., Takagi, M., Kobayashi, Y., & Isobe, T. (2019). Worldwide trends in tracing poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in the environment. *Trends in Analytical Chemistry*, 121, Article 115410. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2019.02.011>
- Naturvårdsverket. (2016). *Högfluoreradeämnen (PFAS) och bekämpningsmedel - En sammantagen bild av förekomsten i miljön* (6709). Naturvårdsverket. From <https://www.naturvardsverket.se/978-91-620-6709-0>
- Naturvårdsverket. (2019). *Vägledning om att riskbedöma och åtgärda PFAS-föroreningar inom förorenade områden* (6871). Naturvårdsverket. <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/fororenade-omraden/att-riskbedoma-och-atgarda-pfas-foreoreningar-inom-fororenade-omraden/>
- Neuwald, I. J., Hubner, D., Wiegand, H. L., Valkov, V., Borchers, U., Nodler, K., Scheurer, M., Hale, S. E., Arp, H. P. H., & Zahn, D. (2022). Ultra-Short-Chain PFASs in the Sources of German Drinking Water: Prevalent, Overlooked, Difficult to Remove, and Unregulated. *Environmental Science & Technology*. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c07949>
- OECD. (2021). *Reconciling Terminology of the Universe of Per- and Polyfluoroalkyl Substances: Recommendations and Practical Guidance* (61). [https://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=ENV/CBC/MONO\(2021\)25&docLanguage=En](https://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=ENV/CBC/MONO(2021)25&docLanguage=En)
- Othman, N. H., Alias, N. H., Fuzil, N. S., Marpani, F., Shahrudin, M. Z., Chew, C. M., Ng, K. M. D., Lau, W. J., & Ismail, A. F. (2022). A Review on the Use of Membrane Technology Systems in Developing Countries. *Membranes*, 12(1), Article 30. <https://doi.org/10.3390/membranes12010030>

- Paige, J., Barzen-Hanson, K. A., & Helbling, D. E. (2021). Target and Nontarget Analysis of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Wastewater from Electronics Fabrication Facilities. *Environmental Science & Technology*, 55(4), 2346-2356. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06690>
- Panupong Chuntanalerg, S. B., Chalida Klaysom, Woei-Jye Lau, Kajornsak Faungnawakij,. (2019). *Chapter 7 - Nanomaterial-incorporated nanofiltration membranes for organic solvent recovery* (Vol. Micro and Nano Technologies). <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814503-6.00007-0>
- Pepper, I. L., Brusseau, M. L., Prevatt, F. J., & Escobar, B. A. (2021). Incidence of Pfas in soil following long-term application of class B biosolids. *Science of the Total Environment*, 793, Article 148449. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148449>
- Plassmann, M. M., & Berger, U. (2013). Perfluoroalkyl carboxylic acids with up to 22 carbon atoms in snow and soil samples from a ski area. *Chemosphere*, 91(6), 832-837. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.066>
- Ritter, E. E., Dickinson, M. E., Harron, J. P., Lunderberg, D. M., DeYoung, P. A., Robel, A. E., Field, J. A., & Peaslee, G. F. (2017). PIGE as a screening tool for Per- and polyfluorinated substances in papers and textiles. *Nuclear Instruments & Methods in Physics Research Section B-Beam Interactions with Materials and Atoms*, 407, 47-54. <https://doi.org/10.1016/j.nimb.2017.05.052>
- Robey, N. M., da Silva, B. F., Annable, M. D., Townsend, T. G., & Bowden, J. A. (2020). Concentrating Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Municipal Solid Waste Landfill Leachate Using Foam Separation. *Environmental Science & Technology*, 54(19), 12550-12559. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c01266>
- Ross, I., McDonough, J., Miles, J., Storch, P., Kochunarayanan, P. T., Kalve, E., Hurst, J., Dasgupta, S. S., & Burdick, J. (2018). A review of emerging technologies for remediation of PFASs. *Remediation-the Journal of Environmental Cleanup Costs Technologies & Techniques*, 28(2), 101-126. <https://doi.org/10.1002/rem.21553>
- Ruffle, B., Vedagiri, U., Bogdan, D., Maier, M., Schwach, C., & Murphy-Hagan, C. (2020). Perfluoroalkyl Substances in US market basket fish and shellfish. *Environmental Research*, 190, Article 109932. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109932>
- Schaider, L. A., Balan, S. A., Blum, A., Andrews, D. Q., Strynar, M. J., Dickinson, M. E., Lunderberg, D. M., Lang, J. R., & Peaslee, G. F. (2017). Fluorinated Compounds in US Fast Food Packaging. *Environmental Science & Technology Letters*, 4(3), 105-111. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.6b00435>
- Schultes, L., Vestergren, R., Volkova, K., Westberg, E., Jacobson, T., & Benskin, J. P. (2018). Per- and polyfluoroalkyl substances and fluorine mass balance in cosmetic products from the Swedish market: implications for environmental emissions and human exposure. *Environmental Science-Processes & Impacts*, 20(12), 1680-1690. <https://doi.org/10.1039/c8em00368h>

- Sharma, B. M., Bharat, G. K., Tayal, S., Larsen, T., Becanova, J., Karaskova, P., Whitehead, P. G., Futter, M. N., Butterfield, D., & Nizzetto, L. (2016). Perfluoroalkyl substances (PFAS) in river and ground/drinking water of the Ganges River basin: Emissions and implications for human exposure. *Environmental Pollution*, 208, 704-713. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.10.050>
- Silva, A. O. d., Armitage, J. M., Bruton, T. A., Dassuncao, C., Heiger-Bernays, W., Xindi, C. H., Karrman, A., Kelly, B., Ng, C., Robuck, A., Mei, S., Webster, T. F., & Sunderland, E. M. (2021). PFAS exposure pathways for humans and wildlife: a synthesis of current knowledge and key gaps in understanding. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40(3), 631-657. <https://doi.org/10.1002/etc.4935>
- Sim, W., Park, H., Yoon, J. K., Kim, J. I., & Oh, J. E. (2021). Characteristic distribution patterns of perfluoroalkyl substances in soils according to land-use types. *Chemosphere*, 276, Article 130167. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130167>
- SLU. (2018). *Analysis of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in soil from Swedish background sites*. S. U. o. A. S. Department of Aquatic Sciences and Assessment. <http://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/get/diva2:1200024/FULLTEXT01.pdf>
- Svenskt Vatten Utveckling (2017). *Hur kan PFAS-ämnen avlägsnas i vattenverken? En granskning av nya och befintliga vattenreningstekniker* (nr 2017-20).
- Sorengard, M., Kleja, D. B., & Ahrens, L. (2019). Stabilization and solidification remediation of soil contaminated with poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs). *Journal of Hazardous Materials*, 367, 639-646. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.01.005>
- Sörengard, M., Gago-Ferrero, P., Kleja, D. B., & Ahrens, L. (2021). Laboratory-scale and pilot-scale stabilization and solidification (S/S) remediation of soil contaminated with per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs). *Journal of Hazardous Materials*, 402, Article 123453. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123453>
- Tang, C. Y. Y., Fu, Q. S., Robertson, A. P., Criddle, C. S., & Leckie, J. O. (2006). Use of reverse osmosis membranes to remove perfluorooctane sulfonate (PFOS) from semiconductor wastewater. *Environmental Science & Technology*, 40(23), 7343-7349. <https://doi.org/10.1021/es060831q>
- Tow, E. W., Ersan, M. S., Kum, S., Lee, T., Speth, T. F., Owen, C., Bellona, C., Nadagouda, M. N., Mikelonis, A. M., Westerhoff, P., Mysore, C., Frenkel, V. S., deSilva, V., Walker, W. S., Safulko, A. K., & Ladner, D. A. (2021). Managing and treating per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in membrane concentrates. *AWWA water science*, 3(5), 1-23. <https://doi.org/10.1002/aws2.1233>
- Turner, L. P., Kueper, B. H., Jaansalu, K. M., Patch, D. J., Battye, N., El-Sharnouby, O., Mumford, K. G., & Weber, K. P. (2021). Mechanochemical remediation of perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) amended sand and aqueous film-forming foam (AFFF) impacted soil by planetary ball milling. *Science of the Total Environment*, 765, Article 142722. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142722>

- US EPA. (2018). *Reducing PFAS in Drinking Water with Treatment Technologies* United States Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/sciencematters/reducing-pfas-drinking-water-treatment-technologies>
- Nationalencyklopedin, amfifil. <http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lang/amfifil> (hämtad 2022-06-12)
- US EPA. (2020). *Interim Guidance on Destroying and Disposing of Certain PFAS and PFAS-Containing Materials That Are Not Consumer Products* U. S. E. P. Agency. <https://www.epa.gov/pfas/interim-guidance-destroying-and-disposing-certain-pfas-and-pfas-containing-materials-are-not>
- Wang, Z., Buser, A. M., Cousins, I. T., Demattio, S., Drost, W., Johansson, O., Ohno, K., Patlewicz, G., Richard, A. M., Walker, G. W., White, G. S., & Leinala, E. (2021). A New OECD Definition for Per- and Polyfluoroalkyl Substances. *Environmental Science & Technology*, 55(23), 15575-15578. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c06896>
- Woodard, S., Berry, J., & Newman, B. (2017). Ion exchange resin for PFAS removal and pilot test comparison to GAC. *Remediation-the Journal of Environmental Cleanup Costs Technologies & Techniques*, 27(3), 19-27. <https://doi.org/10.1002/rem.21515>
- Woudneh, M. B., Chandramouli, B., Hamilton, C., & Grace, R. (2019). Effect of Sample Storage on the Quantitative Determination of 29 PFAS: Observation of Analyte Interconversions during Storage. *Environmental Science & Technology*, 53(21), 12576-12585. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03859>
- Yong, Z. Y., Kim, K. Y., & Oh, J. E. (2021). The occurrence and distributions of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in groundwater after a PFAS leakage incident in 2018. *Environmental Pollution*, 268, Article 115395. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115395>
- Zeng, C. A., Ariel; Sharma, Naushita; Ashani, Harsh; Hjelmstad, Annika; Venkatesh, Krishishvar; Westerhoff, Paul. (2020). Removing per- and polyfluoroalkyl substances from groundwaters using activated carbon and ion exchange resin packed columns. *AWWA water science*, 2. <https://doi.org/10.1002/aws2.1172>

Bilagor:

Bilagor 1: Figuren visar vilka PFAS som testades i IVL (2020) studie. Tabellen är tagen från IVL (2020)

Ämnesnamn	Förkortning
Perfluorobutanoic acid	PFBA
Perfluoropentanoic acid	PFPeA
Perfluorohexanoic acid	PFHxA
Perfluoroheptanoic acid	PFHpA
Perfluorooctanoic acid	PFOA
Perfluorononanoic acid	PFNA
Perfluorodecanoic acid	PFDA
Perfluoroundecanoic acid	PFUnDA
Perfluorododecanoic acid	PFDoDA
Perfluorotridecanoic acid	PFTTrDA
Perfluorotetradecanoic acid	PFTeDA
Perfluorohexadecanoic acid	PFHxDA
Perfluorooctadecanoic acid	PFOcDA
4:2 Fluorotelomer sulfonic acid	4:2 FTSA
6:2 Fluorotelomer sulfonic acid	6:2 FTSA
8:2 Fluorotelomer sulfonic acid	8:2 FTSA
Perfluorobutane sulfonic acid	PFBS
Perfluorohexane sulfonic acid	PFHxS
Perfluorooctane sulfonic acid	PFOS
Perfluorodecane sulfonic acid	PFDS
Perfluorooctane sulfonamide	FOSA
6:2 Fluorotelomer phosphate monoester	6:2 monoPAP
8:2 Fluorotelomer phosphate monoester	8:2 monoPAP
6:2 Fluorotelomer phosphate diester	6:2 diPAP
8:2 Fluorotelomer phosphate diester	8:2 diPAP
N-Methyl perfluorooctane sulfonamidoacetic acid	MeFOSAA
N-Ethyl perfluorooctane sulfonamidoacetic acid	EtFOSAA
Extraherbart organiskt fluor	EOF
Total fluor	TF

Bilagor 2: Tabellen visar vilka PFAS som testades i Fang et al. (2020) studie. Tabellen är tagen från Fang et al. (2020).

Target compounds	Parent Ion (m/z)	Product Ion (m/z)	Cone voltage (V)	Collision voltage (V)	Internal standard
Perfluoroalkyl carboxylic acid (PFCAs)					
Perfluorobutanoic acid (PFBA, C4)	213	169	20	10	$^{13}\text{C}_4$ -PFBA
Perfluoropentanoic acid (PFPeA, C5)	263	219	20	10	$^{13}\text{C}_3$ -PFPeA
Perfluorohexanoic acid (PFHxA, C6)	313	269	20	10	$^{13}\text{C}_2$ -PFHxA
Perfluoroheptanoic acid (PFHpA, C7)	363	319	21	11	$^{13}\text{C}_4$ -PFHpA
Perfluorooctanoic acid (PFOA, C8)	413	369	22	11	$^{13}\text{C}_4$ -PFOA
Perfluorononanoic acid (PFNA, C9)	463	419	24	11	$^{13}\text{C}_3$ -PFNA
Perfluorodecanoic acid (PFDA, C10)	513	469	26	11	$^{13}\text{C}_2$ -PFDA
Perfluoroundecanoic acid (PFUnDA, C11)	563	519	28	11	$^{13}\text{C}_2$ -PFUnDA
Perfluorododecanoic acid (PFDoDA, C12)	613	569	30	12	$^{13}\text{C}_2$ -PFDoDA
Perfluorotridecanoic acid (PFTTrDA, C13)	663	619	32	12	$^{13}\text{C}_2$ -PFDoDA
Perfluorotetradecanoic acid (PFTeDA, C14)	713	669	35	12	$^{13}\text{C}_2$ -PFDoDA
Perfluoropentadecanoic acid (PFPeDA, C15)	763	719	38	13	$^{13}\text{C}_2$ -PFDoDA
Perfluorohexadecanoic acid (PFHxDA, C16)	813	769	39	14	$^{13}\text{C}_2$ -PFDoDA
Perfluoroheptadecanoic acid (PFHpDA, C17)	863	819	40	15	$^{13}\text{C}_2$ -PFDoDA
Perfluorooctadecanoic acid (PFODA, C18)	913	869	41	16	$^{13}\text{C}_2$ -PFDoDA
Perfluorononadecanoic acid (C19)	963	919	42	17	$^{13}\text{C}_2$ -PFDoDA
Perfluoroeicosanoic acid (C20)	1013	969	43	18	$^{13}\text{C}_2$ -PFDoDA
Perfluoroheneicosanoic acid (C21)	1063	1019	44	19	$^{13}\text{C}_2$ -PFDoDA
Perfluorodocosanoic acid (C22)	1113	1069	45	20	$^{13}\text{C}_2$ -PFDoDA
Perfluorotetracosanoic acid (C23)	1163	1119	46	21	$^{13}\text{C}_2$ -PFDoDA
Perfluorotricosanoic acid (C24)	1213	1169	47	22	$^{13}\text{C}_2$ -PFDoDA
Perfluoropentacosanoic acid (C25)	1263	1219	48	23	$^{13}\text{C}_2$ -PFDoDA
Perfluoroalkyl sulfonic acids (PFSAs)					
Perfluorobutane sulfonate acid (PFBS)	299	80	45	30	$^{18}\text{O}_2$ -PFHxS
Perfluorohexane sulfonate acid (PFHxS)	399	80	55	36	$^{18}\text{O}_2$ -PFHxS
Perfluorooctane sulfonate acid (PFOS)	499	80	65	42	$^{13}\text{C}_4$ -PFOS
Perfluorodecane sulfonic acid (PFDS)	599	80	80	46	$^{13}\text{C}_4$ -PFOS
Internal Standards					
$^{13}\text{C}_4$ -Perfluorobutanoic acid ($^{13}\text{C}_4$ -PFBA)	217	172	20	10	
$^{13}\text{C}_3$ - Perfluoropentanoic acid ($^{13}\text{C}_3$ -PFPeA)	266	222	20	10	
$^{13}\text{C}_2$ - Perfluorohexanoic acid ($^{13}\text{C}_2$ -PFHxA)	315	270	20	10	
$^{13}\text{C}_4$ - Perfluoroheptanoic acid ($^{13}\text{C}_4$ -PFHpA)	367	322	21	11	
$^{13}\text{C}_4$ -Perfluorooctanoic acid ($^{13}\text{C}_4$ -PFOA)	417	372	22	11	
$^{13}\text{C}_3$ -Perfluorononanoic acid ($^{13}\text{C}_3$ -PFNA)	468	423	24	11	
$^{13}\text{C}_2$ -Perfluorodecanoic acid ($^{13}\text{C}_2$ -PFDA)	515	470	26	11	
$^{13}\text{C}_2$ -Perfluoroundecanoic acid ($^{13}\text{C}_2$ -PFUnDA)	565	520	28	11	
$^{13}\text{C}_2$ -Perfluorododecanoic acid ($^{13}\text{C}_2$ -PFDoDA)	615	570	30	12	
$^{18}\text{O}_2$ -Perfluorohexane sulfonic acid ($^{18}\text{O}_2$ -PFHxS)	403	84	55	36	
$^{13}\text{C}_4$ -Perfluorooctane sulfonic acid ($^{13}\text{C}_4$ -PFOS)	503	80	65	42	

Tidigare skrifter i serien

"Examensarbeten i Geologi vid Lunds universitet":

585. Foyn, Alex, 2020: Foreland evolution of Blåisen, Norway, over the course of an ablation season. (45 hp)
586. van Wees, Roos, 2020: Combining luminescence dating and sedimentary analysis to derive the landscape dynamics of the Velická Valley in the High Tatra Mountains, Slovakia. (45 hp)
587. Rettig, Lukas, 2020: Implications of a rapidly thinning ice-margin for annual moraine formation at Gornergletscher, Switzerland. (45 hp)
588. Bejarano Arias, Ingrid, 2020: Determination of depositional environment and luminescence dating of Pleistocene deposits in the Biely Váh valley, southern foothills of the Tatra Mountains, Slovakia. (45 hp)
589. Olla, Daniel, 2020: Petrografisk beskrivning av Prekambriska ortognejser i den undre delen av Särsvskollan, mellersta delen av Skollenheten, Kaledonska orogena. (15 hp)
590. Friberg, Nils, 2020: Är den sydatlantiska magnetiska anomalin ett återkommande fenomen? (15 hp)
591. Brakebusch, Linus, 2020: Klimat och väder i Nordatlanten-regionen under det senaste årtusendet. (15 hp)
592. Boestam, Max, 2020: Stränder med erosion och ackumulatión längs kuststräckan Trelleborg - Abbeås under perioden 2007-2018. (15 hp)
593. Agudelo Motta, Laura Catalina, 2020: Methods for rockfall risk assessment and estimation of runout zones: A case study in Gothenburg, SW Sweden. (45 hp)
594. Johansson, Jonna, 2020: Potentiella nedslagskratrar i Sverige med fokus på Östersjön och östkusten. (15 hp)
595. Haag, Vendela, 2020: Studying magmatic systems through chemical analyses on clinopyroxene - a look into the history of the Teno ankaramites, Tenerife. (45 hp)
596. Kryffin, Isidora, 2020: Kan benceller bevaras över miljontals år? (15 hp)
597. Halvarsson, Ellinor, 2020: Sökande efter nedslagskratrar i Sverige, med fokus på avtryck i berggrunden. (15 hp)
598. Jirdén, Elin, 2020: Kustprocesser i Arktis - med en fallstudie på Prins Karls Forland, Svalbard. (15 hp)
599. Chonewicz, Julia, 2020: The Eemian Baltic Sea hydrography and paleoenvironment based on foraminiferal geochemistry. (45 hp)
600. Paradeisis-Stathis, Savvas, 2020: Holocene lake-level changes in the Siljan Lake District - Towards validation of von Post's drainage scenario. (45 hp)
601. Johansson, Adam, 2020: Groundwater flow modelling to address hydrogeological response of a contaminated site to remediation measures at Hjortsberga, southern Sweden. (15 hp)
602. Barrett, Aodhan, 2020: Major and trace element geochemical analysis of norites in the Hakefjorden Complex to constrain magma source and magma plumbing systems. (45 hp)
603. Lundqvist, Jennie, 2020: "Man fyller det med information helt enkelt": en fenomenografisk studie om studenters upplevelse av geologisk tid. (45 hp)
604. Zachén, Gabriel, 2020: Classification of four mesosiderites and implications for their formation. (45 hp)
605. Viðarsdóttir, Halla Margrét, 2020: Assessing the biodiversity crisis within the Triassic-Jurassic boundary interval using redox sensitive trace metals and stable carbon isotope geochemistry. (45 hp)
606. Tan, Brian, 2020: Nordvästra Skånes prekambriska geologiska utveckling. (15 hp)
607. Taxopoulou, Maria Eleni, 2020: Metamorphic micro-textures and mineral assemblages in orthogneisses in NW Skåne - how do they correlate with technical properties? (45 hp)
608. Damber, Maja, 2020: A palaeoecological study of the establishment of beech forest in Söderåsen National Park, southern Sweden. (45 hp)
609. Karastergios, Stylianos, 2020: Characterization of mineral parageneses and metamorphic textures in eclogite- to high-pressure granulite-facies marble at Allmenningen, Roan, western Norway. (45 hp)
610. Lindberg Skutsjö, Love, 2021: Geologiska och hydrogeologiska tolkningar av SkyTEM-data från Vombsänkan, Sjöbo kommun, Skåne. (15 hp)
611. Hertzman, Hanna, 2021: Odensjön - A new varved lake sediment record from southern Sweden. (45 hp)
612. Molin, Emmy, 2021: Rare terrestrial vertebrate remains from the Pliensbachian (Lower Jurassic) Hasle Formation on the Island of Bornholm, Denmark. (45 hp)
613. Höjbert, Karl, 2021: Dendrokronologi - en nyckelmetod för att förstå klimat- och miljöförändringar i Jämtland under holoцен. (15 hp)
614. Lundgren Sassner, Lykke, 2021: A Method for Evaluating and Mapping Terrestrial Deposition and Preservation Potential- for Palaeostorm Surge Traces. Remote Map-

- ping of the Coast of Scania, Blekinge and Halland, in Southern Sweden, with a Field Study at Dalköpinge Ängar, Trelleborg. (45 hp)
615. Granbom, Johanna, 2021: En detaljerad undersökning av den mellanordoviciska "föruddalkalkstenen" i Dalarna. (15 hp)
616. Greiff, Johannes, 2021: Oolites from the Arabian platform: Archives for the aftermath of the end-Triassic mass extinction. (45 hp)
617. Ekström, Christian, 2021: Rödfärgade utfällningar i dammanläggningar orsakade av *G. ferruginea* och *L. ochracea* - Problemstatistik och mikrobiella levnadsförutsättningar. (15 hp)
618. Östsjö, Martina, 2021: Geologins betydelse i samhället och ett första steg mot en geopark på Gotland. (15 hp)
619. Westberg, Märta, 2021: The preservation of cells in biomineralized vertebrate tissues of Mesozoic age – examples from a Cretaceous mosasaur (Reptilia, Mosasauridae). (45 hp)
620. Gleisner, Lovisa, 2021: En detaljerad undersökning av kalkstenslager i den mellanordoviciska gullhögenformationen på Billingen i Västergötland. (15 hp)
621. Bonnevier Wallstedt, Ida, 2021: Origin and early evolution of isopods - exploring morphology, ecology and systematics. (15 hp)
622. Selezeneva, Natalia, 2021: Indications for solar storms during the Last Glacial Maximum in the NGRIP ice core. (45 hp)
623. Bakker, Aron, 2021: Geological characterisation of geophysical lineaments as part of the expanded site descriptive model around the planned repository site for high-level nuclear waste, Forsmark, Sweden. (45 hp)
624. Sundberg, Oskar, 2021: Jordlagerföljden i Højeådalens utifrån nya borrhningar. (15 hp)
625. Sartell, Anna, 2021: The igneous complex of Ekmanfjorden, Svalbard: an integrated field, petrological and geochemical study. (45 hp)
626. Juliusson, Oscar, 2021: Implications of ice-bedrock dynamics at Ullstorp, Scania, southern Sweden. (45 hp)
627. Eng, Simon, 2021: Rödslam i svenska kraftdammar - Problematik och potentiella lösningar. (15 hp)
628. Kervall, Hanna, 2021: Feasibility of Enhanced Geothermal Systems in the Precambrian crystalline basement in SW Scania, Sweden. (45 hp)
629. Smith, Thomas, 2022: Assessing the relationship between hypoxia and life on Earth, and implications for the search for habitable exoplanets. (45 hp)
630. Neumann, Daniel, 2022: En mosasaurie (Reptilia, Mosasauridae) av paleocensk ålder? (15 hp)
631. Svensson, David, 2022: Geofysisk och geologisk tolkning av kritskollors utbredning i Ystadsområdet. (15 hp)
632. Allison, Edward, 2022: Avsättning av Black Carbon i sediment från Odensjön, södra Sverige. (15 hp)
633. Jirdén, Elin, 2022: OSL dating of the Mesolithic site Nilsvikdalen 7, Bjørøy, Norway. (45 hp)
634. Wong, Danny, 2022: GIS-analys av effekten vid stormflod/havsnivåhöjning, Morupstrakten, Halland. (15 hp)
635. Lycke, Björn, 2022: Mikroplast i vattenavsatta sediment. (15 hp)
636. Schönherr, Lara, 2022: Grön fältspat i Varbergskomplexet. (15 hp)
637. Funck, Pontus, 2022: Granens ankomst och etablering i Skandinavien under postglacial tid. (15 hp)
638. Brotzen, Olga M., 2022: Geologiska besöksmål och geoparker som plattform för popularisering av geovetenskap. (15 hp)
639. Lodi, Giulia, 2022: A study of carbon, nitrogen, and biogenic silica concentrations in *Cyperus papyrus*, the sedge dominating the permanent swamp of the Okavango Delta, Botswana, Africa. (45 hp)
640. Nilsson, Sebastian, 2022: PFAS- En sammanfattning av ny forskning, med ett fokus på föroreningskällor, provtagning, analysmetoder och saneringsmetoder. (15 hp)



LUNDS UNIVERSITET

Geologiska institutionen
Lunds universitet
Sölvegatan 12, 223 62 Lund