



Fytoremediering av PFAS

En litteraturstudie av aktuellt kunskapsläge kring hur växter kan användas för att rena deponilakvatten och jord från PFAS

Michael Pettersson och Anja Enell

Uppdragsgivare: Nordvästra Skånes Renhållnings AB (NSR)

2021-06-30

Uppdragsledare:	Anja Enell
Granskare:	Michael Pettersson
Handläggare:	Michael Pettersson och Anja Enell
Diariernr:	1.1-2101-0009
Uppdragsnr:	20074
Totalt antal sidor	34

Hänvisa till detta dokument på följande sätt:

Pettersson, M. och Enell, A. 2021, Fytoremediering av PFAS, En litteraturstudie av aktuellt kunskapsläge kring hur växter kan användas för att rena deponilakvatten och jord från PFAS, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2021-06-30.

Foto på omslag: Anja Enell, SGI

Förord

Uppdraget har genomförts som en skrivbordsstudie där det aktuella kunskapsläget kring fyto Remediering av vatten och jord förorenat med per- och polyfluorerade alkylsubstanser, PFAS, med eller utan tillsats av biokol, har undersökts genom att söka litteratur via vetenskapliga databaser. Litteraturstudien har utförts av Michael Pettersson och Anja Enell, båda SGI. Resultat och slutsatser från litteraturstudien sammanfattas i denna rapport. Text författad av Anja Enell har granskats av Michael Pettersson och vice versa.

Anja Enell

Uppdragsledare

Michael Pettersson

Granskare

Innehållsförteckning

Sammanfattning	7
Summary	9
1 Bakgrund.....	11
2 Introduktion till per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS)	11
3 Databaser och sökord.....	13
3.1 Upplägg av litteratursökning	13
3.2 Begränsningar i sökningen/urvalet	14
4 Upptag av PFAS i växter	14
4.1 Rotupptag.....	14
4.2 Bladupptag	15
4.3 Fördelningen mellan växtens olika delar	15
4.4 Biokoncentrationsfaktor.....	15
5 Egenskaper som påverkar upptag.....	16
5.1 Föroreningens egenskaper	16
5.2 Betydelsen av växtslag	18
5.3 Markens egenskaper	19
5.4 Växtmetabolism av PFAS	20
6 Fytosanering av PFAS.....	20
6.1 Fytosanering av PFAS-förorenad jord med hjälp av träd (och undervegetationsväxter)	21
6.2 Försök med våtmarksväxter i växthusmiljö	22
6.3 Försök med vassdammar och poleringsbäddar för att rena deponilakvatten.....	23
6.4 Fullskaleförsök med våtmarksväxter	24
7 Fastläggning av PFAS med biokol.....	25
8 Effekter av biokol på fytosanering av PFAS	25
9 Förslag på växter till fältförsök	26
10 Diskussion	26
11 Referenser	29

Bilaga/or

1. Resultat av sökning i Web of Science i Excel-fil: "Resultat_av_sokning_i_WoS.xlsx"

Sammanfattning

Syftet med denna studie har varit att med hjälp av en litteraturstudie undersöka om fytoremediering, med eller utan biokol, har potential som behandlingsmetod för sanering av PFAS-förorenad jord och deponilakvatten.

Fytoremediering (även kallat fytosanering) är ett samlingsnamn för olika sätt att sanera förorenad jord, vatten och luft med hjälp av växter. Vid fytoremediering utnyttjar man växters olika förmågor att ta upp och lagra, eller bryta ned föroreningar. Biokol är i sin tur ett jordförbättringsmedel som kan öka bördigheten i magra jordar, men kan också binda föroreningar till sig och på så sätt minska spridningen av dessa. Effekten av att använda biokol i kombination med fytoremediering på ett förorenat område är därför inte självklar – upptaget av föroreningar skulle kunna minska (om föroreningarna binds) eller öka (om biokolet ökar bördigheten så att tillväxten av biomassa per ytenhet blir högre och växten kan ta upp föroreningen).

PFAS (per- och polyfluorerade alkylsubstanser) är en ämnesgrupp med mer än 4 700 identifierade ämnen. Förekomsten av PFAS i jord och vatten är ett miljö- och hälsoproblem som har lyfts fram i allt högre grad de senaste åren. Populationsstudier på människor visar en koppling mellan exponering för vissa PFAS-ämnen och sämre vaccinsvar hos barn, leverskador, förhöjda halter av blodfetter, tarmsjukdomar och sköldkörtelrubbnings. De två mest studerade PFAS-ämnena PFOS (perfluoroktansulfonsyra) och PFOA (perfluoroktansyra) är även misstänkt cancerframkallande och kan ha negativa effekter på reproduktionsförmågan. Därtill är de flesta PFAS-ämnen extremt svårnedbrytbara och ackumuleras därför i vår miljö. I dagsläget saknas effektiva/billiga reningsmetoder för att sanera PFAS.

Att växter kan ta upp PFAS är väl dokumenterat. Upptaget och ackumulationen beror av både abiotiska och biotiska faktorer, såsom markens egenskaper (pH, temperatur, salthalt/konduktivitet samt innehåll av organiskt kol och lera), typ av växt och dess fysiologi samt ämnets fysikalisk-kemiska egenskaper, (kedjelängd, funktionell grupp, löslighet och flyktighet).

Perfluorerade karboxylsyror (PFCA) och -sulfosyror (PFSA) är de grupper av PFAS som har studerats i störst omfattning vad gäller växtupptag och inom dessa grupper har ett stor fokus legat på PFOA och PFOS. Enstaka studier omfattar andra PFAS utöver PFCA och PFSA. Generellt kan följande sägas om upptag av PFAS till växter:

- Långkedjiga PFAS ackumuleras i växternas rötter (eller i jorden som växterna växer i) medan kortkedjiga PFAS har en större benägenhet att transporteras uppåt i växtens delar ovan jord.
- Upptaget av PFCA är vanligen högre än för PFSA med samma kedjelängd
- Studier på ätbara växter (till exempel morot, gurka, potatis) har visat att högre ackumulerad koncentration av PFAS återfinns i växternas vegetativa växtdelar jämfört med deras lagringsorgan.

- För träd (till exempel björk, gran, salix) har högst koncentration av summa PFAS (och enskilda PFAS med kortare kedjelängd) uppmätts i växtens löv/barr följt av kvistar/stjälkar, stam och rot.
- Fördelningsordningen (löv>kvist>stam>rot) anses vara en följd av att ämnena tas upp med vatten av växtens rötter och flyttas därefter uppåt i växten till bladen och ackumuleras där, när vattnet lämnar växten genom transpiration.

Kunskapsläget om vilka växter som lämpar sig för fyto Remediering av olika PFAS är begränsat i dagsläget. Information om upptag av PFAS i växter har en tyngdpunkt på födoväxter (grönsaker, sädeslag, frukt). Renodlade studier med avseende på fytosanering av PFAS finns i en mycket begränsad omfattning och de flesta är utförda i laboratorieskala. Endast några få studier i större skala har hittats (växthusförsök, fältstudier).

En fältstudie inom Arlanda flygplats indikerar att träd, så som björk och gran, skulle kunna vara lämpliga för upptag av PFAS. Det skattades att 1,4 g PFAS (uttryckt som Σ PFAS₂₆) kan omhändertas per år och hektar från ett kraftigt förorenat område med hjälp av dessa träd samt skörd av årliga marktäckare (till exempel kirskaål). Andra studier, utförda i laboratorium och växthus, pekar på att Salix och rödsvingel (*Festuca rubra*) har god förmåga att ta upp PFAS, men även bladamarant, (*Amaranthus tricolor*), skavfräken (*Esquisetum hyemale*) och rörsvingel (*Schedonorus arundinaceus*) nämns som möjliga alternativ för fytoextraktion.

En fullskalestudie över fytosanering av PFAS i deponilakvatten har utförts i tropiskt klimat (Singapore). Anläggningen bestod av luftningsdammar, sedimentationsbassäng, vassbäddar och poleringsdammar. Studien visade att den mest effektiva reduktionen uppstod i vassbäddarna. Reningseffekten för PFHxA, PFHpA, PFBS, PFHxS, PFOA, PFNA, PFDA, PFOS uppskattades till mellan 42-49% (beräknad som koncentration PFAS i $[\text{inflöde} - \text{utflöde}] / \text{inflöde} * 100$). Koncentrationen i utflödande vatten var dock fortfarande mycket hög (i medeltal 620 ng/L för Σ PFAS₂₀).

Ett svenskt fullskaleförsök över fytosanering av PFAS-förorenat ytvatten och sediment pågår i Igelbäcken (Solna Stad). 7 500 plantor av ett halvgräs (*Carex* / bunkestarr) har planterats. Ytvattnet innehåller Σ PFAS₁₁ i en medelhalt på cirka 70 ng/liter. I projektet testas även hydroponiskt upptag med hjälp av odling på flottar. Inga resultat i form av vetenskapliga publikationer, eller rapporter, har ännu redovisats från projektet.

Inga studier har hittats där fytosanering av PFAS har undersökts i kombination med biokol-tillsats. Studier som undersökt enbart fastläggning av PFAS till biokol indikerar att fastläggningen styrs av fördelningsjämvikt och att denna ökar om biokolet är aromatiskt, har hög porositet och stor specifik ytarea. Biokol som förbränns vid mycket höga temperaturer kan få dessa egenskaper. Laborativa studier eller fältförsök behövs för att utreda vidare effekterna av att kombinera fyto Remediering med biokol.

Summary

The purpose of this study has been to conduct a literature study to investigate whether phytoremediation, with or without biochar, has potential as a treatment method for decontamination of PFAS-contaminated soil and landfill water.

Phytoremediation is an umbrella term for various ways of remediate contaminated soil, water and air with the help of plants. Phytoremediation utilizes the various abilities of plants to absorb, take up and store, or degrade pollutants. Biochar, is a soil amendment that can improve the soil quality and increase the soil fertility, but it can also bind pollutants and hence reduce the risk of spreading pollutants from contaminated sites if added to the soil. The effect of using biochar in combination with phytoremediation, at contaminated sites, is therefore not obvious - the uptake of contaminants to the plants could decrease (if the contaminants are bound to the biochar in the soil) or increase (if the biochar has a positive effect on the soil fertility, leading to increased biomass yield per unit area and given that there is an uptake by the plants).

PFAS (per- and polyfluorinated alkyl substances) is a group of substances with more than 4,700 identified substances. The presence of PFAS in soil and water is an environmental and health problem that has been increasingly highlighted in recent years. Population studies in humans show a link between exposure to certain PFAS and poorer vaccine responses in children, liver damage, elevated blood lipid levels, intestinal diseases and thyroid disorders. The two most studied PFAS substances PFOS (perfluorooctane sulfonic acid) and PFOA (perfluorooctanoic acid) are also suspected carcinogens and can have negative effects on reproductive capacity. In addition, most PFAS substances are extremely difficult to degrade and therefore accumulate in our environment. At present, there are no effective / cheap treatment methods for remediation of PFAS.

It is well documented that plants can take up PFAS. Uptake and accumulation depend on both abiotic and biotic factors, such as soil properties (pH, temperature, salinity / conductivity and content of organic carbon and clay), type of plant and its physiology and the physico-chemical properties of the substance, (chain length, functional group, solubility and volatility).

Perfluorinated carboxylic acids (PFCA) and sulfonic acids (PFSA) are the two groups of PFAS that have been studied the most in terms of plant uptake. Within these groups there has been a great focus on PFOA and PFOS. Some individual studies have been found that include other PFAS in addition to PFCA and PFSA, but these are in minority. In general, the following can be said about the uptake of PFAS into plants:

- Long-chain PFAS accumulate in the roots of plants (or in the soil in which the plants are grown), while short-chain PFAS have a greater tendency to be transported upwards in the parts of the plant above ground.
- The uptake of PFCA is usually higher than for PFSA with the same chain length
- Studies on edible plants (eg carrots, cucumbers, potatoes) have shown that higher accumulated concentrations of PFAS are found in the vegetative plant parts of plants compared to their storage organs.

- For trees (eg birch, spruce, willow), the highest concentration of total PFAS (and individual PFAS with a shorter chain length) has been measured in the plant's leaves/needles, followed by twigs, stem and root.
- The distribution order (leaves > twig > stem > root) is considered to be a consequence of the substances being taken up with water by the plant's roots and then transferred upwards in the plant to the leaves, where they accumulate, when the water leaves the plant by transpiration.

The current state of knowledge about type of plants suitable for phytoremediation of various PFAS is limited. Information found on uptake of PFAS in different plants has an emphasis on edible plants (vegetables, cereals, fruit). Studies focusing directly on phytoremediation of PFAS are very scarce and most of them have been conducted on a laboratory scale. Only a very few large-scale studies (performed in greenhouse or as field studies) have been found.

A field study at Arlanda Airport, Sweden, indicates that trees, such as birch and spruce, could be suitable for uptake of PFAS. It was estimated that 1.4 g of PFAS (expressed as Σ PFAS₂₆) can be disposed of per year and hectares from a heavily polluted area with the help of these trees together with annual harvest of ground cover plants (e.g. ground elder). Other studies, carried out in laboratories and greenhouses, indicate that willow (*Salix*) and red fescue (*Festuca rubra*) have a good ability to extract and accumulate PFAS, but amaranth (*Amaranthus tricolor*), horsetail (*Esquisetum hyemale*) and tall fescue (*Schedonorus arundinaceus*) are also possible alternatives for phytoextraction.

A full-scale study on phytoremediation of PFAS from landfill waters has been carried out in tropical climate (Singapore). The treatment facility consisted of aeration ponds, sedimentation tank, reed beds and polishing ponds. The study showed that the most effective reduction occurred in the reed beds. The removal efficiency of PFHxA, PFHpA, PFBS, PFHxS, PFOA, PFNA, PFDA, PFOS was estimated to be between 42-49% (calculated as PFAS concentration in [inflow-outflow]/inflow*100). However, the concentration in effluent water was still very high (average 620 ng/L for Σ PFAS₂₀).

A Swedish full-scale trial of phytoremediation of PFAS-contaminated surface water (with approx. 70 ng/L of Σ PFAS₁₁) and contaminated sediment is underway in Igelbäcken, Solna City. Approx. 7,500 seedlings of a half-grass (carex) have been planted. The project also aims to test hydroponic uptake with the help of cultivation on rafts. However, no results, in the form of scientific publications, or reports, have yet been reported from the project.

In addition, no studies have been found where phytoremediation of PFAS has been investigated in combination with addition of biochar. Studies that have examined sorption of PFAS to biochar indicate that the sorption is controlled by partitioning and that the sorption capacity increases if the biochar is aromatic and has a high porosity and a large specific surface area. Biochar that is pyrolyzed at very high temperatures can have these properties. Laboratory studies, or field trials, are needed to further investigate the effects of combining phytoremediation with biochar.

1 Bakgrund

Nordvästra Skånes Renhållnings AB (NSR) deltar i ett EU projekt (Reviving Baltic Resilience, RBR) och ska i detta projekt undersöka möjligheten att rena deponi-lakvatten från PFAS med fyto Remediering och biokol.

I uppdraget behöver en litteraturstudie utföras för att sammanställa aktuellt kunskapsläge kring fyto Remediering av PFAS. NSR har i tidigare projekt med SGI anlagt ett fältförsök där biokol med mycket gott resultat kunde fastlägga organiska miljögifter (polycykliska aromatiska kolväten) i jord och därmed minska upptag till växt. Samtidigt kan biokol verka som ett jordförbättringsmedel som kan öka produktionen av biomassa på biokolsbehandlad jord. På NSR pågår också uppförande av pyrolys-utrustning för egen tillverkning av biokol. NSR vill därför, med hjälp av litteraturstudien, även utreda om biokol kan ha en effekt på fastläggning av PFAS och om det är lämpligt att använda biokol i kombination med fyto Remediering.

Litteraturstudien ska ligga till grund för en fältstudie som inkluderar odlingsförsök med lämpliga växtslag enligt utfall från litteraturstudien. Fältstudien ska anläggas och genomföras av NSR under våren/försommaren 2021. Uppdraget (litteratur och fältstudie) är en del av den förstudie som NSR ska sammanfatta i leverans inom projektet RBR i juni 2021.

NSR har med anledning av ovan gett i uppdrag till SGI att genomföra en litteraturstudie som redovisas i denna rapport. Litteraturstudien ska fokusera på forskningsläget inom det aktuella området samt vilka växtslag som kan anses vara intressanta till de odlingsförsök som ska genomföras av NSR under våren 2021.

2 Introduktion till per- och polyfluorerade alkylsubstanter (PFAS)

Per- och polyfluorerade alkylsubstanter, PFAS, utgörs av ca 4700 olika föreningar. Gemensamt för dem är att de består av en kolkedja till vilken fluoratomer är kopplade (hydrofob del) och en funktionell grupp (hydrofil del). En helt fluorerad kolkedja kallas perfluorerad, en delvis fluorerad kolkedja kallas polyfluorerad.

Ibland består molekylerna även av en del som utgör en brygga mellan kolkedjan och den funktionella gruppen. Kolkedjan kan vara rak, grenad eller cyklisk. Den funktionella gruppen kan till exempel utgöras av en karboxylsyra eller sulfonsyra. I Tabell 2.1 sammanställs exempel på perfluorerade karboxylsyror (PFCA) respektive sulfonsyror (PFSA). Andra funktionella grupper är exempelvis sulfonamider och alkoholer.

Även om PFAS till viss del har gemensamma egenskaper, finns det också egenskaper där dessa föreningar varierar betydligt. Exempelvis anses perfluorerade alkylsubstanter vara persistenta, medan polyfluorerade alkylsubstanter kan omvandlas i naturen genom abiotiska och biologiska processer. Vid nedbrytningen kan exempelvis persistenta perfluoralkylsyror (exempelvis PFOS och PFOA) bildas. PFAS som har potentialen att omvandlas till stabila PFAS kallas prekursorer.

Tabell 2.1 Exempel på perfluorerade karboxylsyror och sulfonsyror samt prekursorer.

Förening	Akronum	Molekylformel
<i>Perfluorerade karboxylsyror (PFCA)</i>		
Perfluorbutansyra	PFBA	C ₃ F ₇ CO ₂ H
Perfluorpentansyra	PFPeA	C ₄ F ₉ CO ₂ H
Perfluorhexansyra	PFHxA	C ₅ F ₁₁ CO ₂ H
Perfluorheptansyra	PFHpA	C ₆ F ₁₃ CO ₂ H
Perfluoroktansyra	PFOA	C ₇ F ₁₅ CO ₂ H
Perfluornonansyra	PFNA	C ₈ F ₁₇ CO ₂ H
Perfluordekansyra	PFDA	C ₉ F ₁₉ CO ₂ H
Perfluorundekansyra	PFUnDA	C ₁₀ F ₂₁ CO ₂ H
<i>Perfluorerade sulfonsyror (PFSA)</i>		
Perfluorbutansulfonsyra	PFBS	C ₄ F ₉ SO ₃ H
Perfluorpentansulfonsyra	PFPeS	C ₅ F ₁₁ SO ₃ H
Perfluorhexansulfonsyra	PFHxS	C ₆ F ₁₃ SO ₃ H
Perfluorheptansulfonsyra	PFHpS	C ₇ F ₁₅ SO ₃ H
Perfluoroktansulfonsyra	PFOS	C ₈ F ₁₇ SO ₃ H
Perfluornonansulfonsyra	PFNS	C ₉ F ₁₉ SO ₃ H
Perfluordekansulfonsyra	PFDS	C ₁₀ F ₂₁ SO ₃ H
<i>Prekursorer</i>		
4:2 fluortelomer sulfonsyra	4:2 FTS	C ₆ F ₉ SO ₃ H ₅
6:2 fluortelomer sulfonsyra	6:2 FTS	C ₈ F ₁₃ SO ₃ H ₅
8:2 fluortelomer sulfonsyra	8:2 FTS	C ₁₀ F ₁₇ SO ₃ H ₅
Perfluoroktan sulfonamid	PFOSA/FOSA	C ₈ F ₁₇ SO ₂ NH ₂
N-metylperfluoroktan sulfonamid	MeFOSA	C ₉ F ₁₇ SO ₂ NH ₄
N-etylperfluoroktan sulfonamid	EtFOSA	C ₁₀ F ₁₇ SO ₂ NH ₆
N-metylperfluoroktan sulfonamid-ättiksyra	MeFOSAA	C ₁₁ F ₁₇ SO ₄ NH ₆
N-etylperfluoroktan sulfonamidättiksyra	EtFOSAA	C ₁₂ F ₁₇ SO ₄ NH ₈
N-metylperfluoroktan sulfonamidetanol	MeFOSE	C ₁₁ F ₁₇ SO ₄ NH ₉
N-etylperfluoroktan sulfonamidetanol	EtFOSE	C ₁₂ F ₁₇ SO ₄ NH ₁₁

6:2 fluortelomeralkohol	6:2 FTOH	C ₈ F ₁₃ OH ₅
8:2 fluortelomeralkohol	8:2 FTOH	C ₁₀ F ₁₇ OH ₅
10:2 fluortelomeralkohol	10:2 FTOH	C ₁₂ F ₂₁ OH ₅

3 Databaser och sökord

3.1 Upplägg av litteratursökning

Litteratursökningen utfördes i huvudsak genom sökningar i databasen Web of Science. Valda kombinationer av sökord och antal unika träffar visas i Tabell 3.1. Resultat av sökningen finns dokumenterad som Excel-fil i Bilaga 1 (flik Sökn #1" till "Sökn #4).

Tabell 3.1 Sammanställning av genomförd litteratursökning (TS = topic).

Databas	Sökord	Träffar	Identifierade som relevanta att läsa
Web of Science	TS=(PFAS AND phyto*)	19	8
Web of Science	TS=(perfluoro* AND phyto*)	63	6
Web of Science	TS=(PFAS AND uptake*)	71	4
Web of Science	TS=(PFAS AND biochar)	9	7
Web of Science	TS=(PFAS AND phyto* AND biochar)	0	-
SUMMA		162	25
Web of Science	TS=(PFAS AND Miscanthus)	0	-
Web of Science	TS=(perfluoro* AND Miscanthus)	0	-
Web of Science	TS=(miscant* AND remedi*)	56	

Genom att läsa titlarna på samtliga 162 "träffar" identifierades totalt 25 artiklar att titta närmare på. Dessa artiklar valdes ut då ord i titeln indikerar en koppling till den problematik som föreliggande uppdrag fokuserar på. Det kan exempelvis vara att referensen har studerat upptag eller ackumulation av PFAS i växter eller förekomst av PFAS i växter. Vad gäller artiklar med kopplingen till biokol har urvalsprocessen varit mer "generös". Inga artiklar har utifrån titeln kunnat kopplas ihop med fytosanering av PFAS. Istället har artiklar som kopplar biokol och sorption av PFAS bedömts vara av intresse.

6:2 fluortelomer sulfonsyra (6:2 FTS) är en förening som vid några tillfällen har påvisats i betydande halter i lakvatten inom NSR (personlig kommunikation Anna Sorelius februari 2021). Litteratursökningen kompletterades därför med en separat sökning i Web of

Science för 6:2 FTS¹. Två relevanta referenser identifierades genom denna sökning (Bilaga 1; fliken Sökn #6).

3.2 Begränsningar i sökningen/urvalet

På grund av den begränsade tiden för uppdraget valde vi att sortera ut relevanta artiklar baserat enbart på titel och inte abstract. Det kan därför finnas fler relevanta artiklar att undersöka närmare än de 25 som lyfts här (se Bilaga 1). En annan begränsning är att artiklar som särskilt behandlade upptag till grönsaker, frukt och sädeslag (med fokus på humana risker) inte heller valdes ut.

4 Upptag av PFAS i växter

Det finns en betydande mängd studier som visar att växter kan ta upp PFAS. Majoriteten av studierna har haft fokus på upptag i grönsaker följt av sädeslag och frukt, och perfluorerade alkyl-karboxylsyror (t ex PFOA) med 3-11 kol och -alkyl-sulfonsyror (t ex PFOS) med 4-10 kol är de föreningar som mest frekvent har studerats (Wang et al., 2020). Det har också konstaterats att prekursorer har påvisats i växter inom förorenade områden, men att studier i laboratoriemiljö för att utvärdera upptaget av dessa föreningar i växter har genomförts i begränsad omfattning (Wang et al., 2020).

Generellt kan man också säga att upptaget i växten ökar med ökande föroreningshalt i jorden. Detta har till exempel visats av Stahl et al., (2009) som konstaterade att koncentrationen av PFOS och PFOA i växter ökar med ökande halt i jorden.

Det huvudsakliga upptaget sker genom växters rötter, för vidare transport och fördelning till växtens delar ovan jord. Ett visst upptag kan även sker ovan jord genom bladverk från atmosfär och via partikeldeposition (Jiao et al., 2020 och referenser däri), men det föreligger stora kunskapsluckor vad gäller mekanismer som styr upptag och transport av PFAS i växter (W. Wang et al., 2020). Nedan sammanfattas kort aktuellt kunskapsläge.

4.1 Rotupptag

Enligt review-artikel av Jiao et al., (2020), genomförde Stahl et al., (2009) den första systematiska studien av växtupptag av PFOA/PFOS från jord. Upptaget av PFOA/PFOS var koncentrationsberoende och högre spikade koncentrationer av PFOA/PFOS i jord resulterade konsekvent i större ackumulering i växterna (Stahl et al., 2009).

I review-artikeln av Jiao et al., (2020) nämns också en studie av Zhao et al., (2013), som studerade kinetiken för PFOS-upptag av vete-plantor (*Triticum aestivum* L.) i hydroponisk miljö. Resultaten visade att sorptionen av PFOS i vetes rötter spelade en stor roll i upptagningsprocessen. Koncentrationerna av PFOS i rötter och skott ökade med exponeringstiden och nådde en platå inom 72 timmar. Jiao et al., (2020) refererar också till en studie av Wen et al., (2013), där upptag av PFOS och PFOA till majs (*Zea mays* L. cv. TY2) undersöktes. Den studien visade att upptaget av PFOS styrdes av en

¹ Sökord i fältet "Alla dessa ord": 6:2 fluorotelomer sulphonic acid phytoremediation

transportförmiddad passiv process, medan upptagningen av PFOA sannolikt styrdes av en annan transportväg/mekanism.

Jiao et al., 2020 påtalar att ytterligare studier behövs genomföras för att klargöra växtupptag och transportmekanismer för PFOS och PFOA och att fler ämnen de från olika undergrupperna av PFAS bör inkluderas.

4.2 Bladupptag

Upptag av organiska föreningar via växtens blad kan ske indirekt via utfällning av föroreningar som förflyktigats från marken och direkt via deposition av föroreningar från omgivande luft (Jiao et al., 2020 och referenser däri). Halvflyktiga PFAA- prekursorer och deras nedbrytningsprodukter (till exempel FTOH, FOSE) är ämnen som eventuellt skulle kunna tas upp av växter genom bladupptag. Reningsverk, deponier och anläggningar för fluorkemisk tillverkning betraktas som potentiella utsläppskällor till PFAS till atmosfären (Ahrens et al., 2011; Chen et al., 2018). Koncentrationer av PFAS till omgivande luften på en deponi (2780–26 430 pg/m³) befanns vara 5-30 gånger högre jämfört med referensställen (597–1600 pg/m³), (Ahrens et al., 2011), och FTOH var den dominerande gruppen av undersökta PFAS.

För att undersöka fördelningen av PFAS från luft till växtblad, analyserade Tian et al., (2018), totalt 23 PFAS i luften samt i löv som samlats in på två deponier. Löven kom från tre lokala trädarter, inklusive kinesisk tall (*Pinus tabulaeformis Carr.*), orientaliskt platan (*Platanus orientalis Linn*) och silverpoppel (*Populus alba*). För alla PFAS som detekterats i proverna, var korrelationerna mellan löv och bulkluftnivåer statistiskt signifikant med $p < .05$, vilket indikerar ett bladupptag av de frisatta PFAS från deponierna.

4.3 Fördelningen mellan växtens olika delar

Högre ackumulerad koncentration av PFAS har rapporterats i de vegetativa växtdelarna jämfört med växtens lagringsorgan (Gobelius, 2016; T Stahl et al., 2009). Lechner & Knapp, (2011) visade att mer än 80% av PFOA / PFOS ackumulerades i blasten på morot (*Daucus carota ssp. Sativus*), gurka (*Cucumis Sativus*) och potatis (*Solanum tuberosum*). En liknande ordning på minskande ansamling rapporterades för olika trädarter av Gobelius, (2016); löv > kvistar/stjälkar > stam > rot.

Stahl et al., (2013) menade att fördelningsordningen är en följd av att PFAS tas upp med vatten av växtens rötter och flyttas därefter uppåt i växten till bladen och ackumuleras där när vattnet lämnar växten genom transpiration.

4.4 Biokoncentrationsfaktor

Upptaget av föroreningar i växter kan beskrivas med en så kallad biokoncentrationsfaktor, BCF. Denna definieras som föroreningshalt i växt dividerat med halt i jord. Halten i växt kan baseras på hela växten, men det är också vanligt att biokoncentrationsfaktorn baseras på upptaget i en viss del av plantan (stjälk, blad, frukt, rotsystem) eller att ovanjordsdelar alternativt delar som växer i jorden hanteras som en enhet. Det finns även exempel där föroreningshalten i växt relateras till dess lipidinnehåll.

Uppgifter om biokoncentrationsfaktorer som redovisas i litteraturen skiljer sig även i det avseendet att halter i växter ibland uttrycks i våtvikt och ibland i torrsvikt (TS). Då halten i växt relateras till föroreningshalt i jord uttrycks halten i jord i allmänhet som torrsvikt, men även här görs avsteg. Då torrsubstanshalten är relativt låg i växter ger det en betydande skillnad i värdet på biokoncentrationsfaktorn om denna baseras på halter i växter uttryckt i våt- eller torrsvikt. För jord är torrsubstanshalten normalt så hög att det har en liten inverkan på biokoncentrationsfaktorn. Biokoncentrationsfaktorer kan även relateras till jordens innehåll av organiskt kol.

I vissa fall redovisas biokoncentrationsfaktorn relativt föroreningshalten i vatten och inte jord. Detta sker exempelvis när försöken utförs i form av hydroponisk odling². Upptagsfaktorer kan även relateras till halt i luft (antingen halt i gasfas eller summan av gas och partikulärt bundet), (Doucette et al., 2018).

Sammanfattningsvis, BCF-värden kan definieras på olika sätt och vid en jämförelse av enskilda BCF-värden mellan olika studier är det viktigt att kontrollera enheten på rapporterade data.

5 Egenskaper som påverkar upptag

Upptag och ackumulation av PFAS i växter beror av både abiotiska och biotiska faktorer såsom markens egenskaper (pH, temperatur, salthalt/konduktivitet samt innehåll av organiskt kol och lera) och typ av växt (Jiao et al., 2020; Wang et al., 2020). Exempel på andra biotiska faktorer (än växt) som påverkar är mikrobiell aktivitet, men även närvaro av dagmaskar (*Eisenia fetida*) har visat sig ha en inverkan på bioackumulation av PFAS i vete (Zhao et al., 2014).

Wang et al. (2020) påpekar även ämnets fysikalisk-kemiska egenskaper, (kedjelängd, funktionell grupp, löslighet och flyktighet) samt växtfysiologi (transporten av vatten upp genom växten och avdunstning från växten och växtens innehåll av lipider och proteiner) är av betydelse för upptaget av PFAS.

Betydelsen av dessa tre aspekter lyfts fram i följande tre avsnitt.

5.1 Föroreningens egenskaper

Organiska föreningar kan tas upp av växtvävnad via rotupptag från mark eller vatten och via bladupptag från atmosfären. Graden av upptag påverkas av fysikalisk-kemiska egenskaper, såsom bland annat oktanol – vattenfördelningskoefficienter (K_{ow}).

Opolära organiska föreningar med lågt log K_{ow} -värde (<4) anses tillräckligt vattenlösliga för att kunna transporteras med vatten i löst form (Enell et al., 2016) och därmed har de också större potential att tas upp av växter jämfört med ämnen med högre log K_{ow} -värde (Jiao et al., 2020 och referenser däri).

Vanligtvis används K_{ow} för att uppskatta jämviktsfördelningen av opolära organiska föreningar i jord-vatten-växtsystem (Tsao, 2003), men många PFAS, särskilt

² Hydroponik = odling utan jord genom användande av mineraliska näringslösningar (Wikipedia)

perfluoralkylsyror (PFAS), förekommer som negativt laddade joner inom det vanliga pH-området för fältförhållanden (Buck et al., 2011).

Värdet på K_{ow} har dessutom visat sig vara svårt att bestämma experimentellt för många PFAS, och rapporterade värden tenderar att ha höga osäkerheter som ett resultat av att dessa ämnen har både hydrofoba och hydrofila egenskaper (Jiao et al., 2020 och referenser däri). Arp et al., (2006) har också visat att olika modeller för att prediktera PFAS-ämnens oktanol-vattenfördelning genererar mycket olika stora värden; till exempel erhöles log K_{ow} -värden mellan 2.28–6.28 för PFOS och 3.62–6.30 för PFOA, det vill säga en skillnad på 4 tiopotenser i K_{ow} -värdet, vilket gör att det knappast är användbart vid utvärdering av föroreningarnas beteende i miljön. Att förutsäga upptag till växter baserat på K_{ow} (som är det mest vedertagna sättet för organiska opolära ämnen) kan därför inte anses lämpligt för de flesta joniska PFAS (Jiao et al., 2020).

5.1.1 Inverkan av ämnets funktionella grupp

Fosfolipider är de grundläggande byggstenarna i cellmembranen hos alla djur och växter. Inbindning av PFAS till växternas fosfolipider kan spela en viktig roll i hur olika PFAS kan fördela sig mellan vatten och växtvävnad (Jiao et al., 2020 och referenser däri). För att beskriva ämnenas fördelning i miljön och deras bioackumulering kan det vara bättre att bestämma fördelningen av ämnena direkt till fosfolipider (till cellmembranet), och ta fram ämnesspecifika fördelningskoefficienter mellan cellmembran och vatten (K_{MW}), istället för K_{ow} .

Detta gjordes i en studie av (Droge, 2019) för en serie PFCA och PFSA. Han visade att de genomsnittliga log- K_{MW} -värdena för C8 till C14-alkylkedjade per-fluorerade syror ökade med 0,59 (\pm 0,07 standardavvikelse) log-enheter för varje tillökning av -CF₂ i kedjans längd. Han visade också att sorptionen av perfluorerade sulfonsyror var 0,90 log-enheter större än motsvarande karboxylsyror. Droge (2019), rapporterade också att det högre log- K_{MW} -värdet för PFOS än PFOA överensstämde med högre BCF-värde (ca 1000 versus 7) som rapporterats för fisk (karp) i en studie av Inoue et al., (2012) medan K_{ow} -baserade beräkningar skulle ha förutsagt det motsatta. Vid beräkningar, så som till exempel modelleringar för att i förväg uppskatta upptaget till växter vid anläggande av fytosaneringsförsök, eller vid valideringar av utförda försök, verkar det därför lämpligt att använda dessa K_{MW} -värden istället för de vanligen använda K_{ow} (och komplettera med nya allteftersom mer underlag finns tillgängligt).

Ett lågt K_{MW} -värde betyder att föroreningen i högre grad är fördelad till vatten än till växtens cellmembran, vilket teoretiskt borde leda till att ämnen med låga K_{MW} -värden har större möjlighet att translokteras inom växten, det vill sägas transporteras från rötterna till växtdelar ovan jord.

Flera studier har också visat att upptaget av perfluorerade karboxylsyror är högre än för sulfonsyror med samma kedjelängd (Wang et al., 2020). Data från Wang et al., (2020) visar att det kan skilja en tiopotens i biokoncentrationsfaktor (BCF) mellan karboxyl- och sulfonsyror då kedjans längd är den samma. Sharma et al., (2020) visade på liknande resultat för upptag till salix; upptaget av PFOA var högre än för PFOS i löv, medan det var ett betydligt högre upptag av PFOS än av PFOA i rötter.

Fluortelomeralkoholer (FTOHs) förekommer, till skillnad från PFCA och PFSA, som oladdade molekyler, vilket gör dem mer hydrofoba, och mer benägna att sorbera, jämfört med anjoniska PFAS. I studien av Droge et al., (2019), jämfördes liposom-vattenfördelningskoefficienter för neutrala FTOHs med de framtagna $\log K_{MW}$ -värdena för alkylkedjade perfluorerade syror. Man fann att ökningen i fördelningskoefficienten var större för FTOHs; 0,74 log enheter per CF_2 jämfört med 0,59. En studie över upptag av FTOHs i gräs visade också att upptaget var lägre än för perfluorerade karboxylsyror (Yoo et al., 2011).

5.1.2 Inverkan av ämnets kedjelängd

Fördelningen av PFAS i växter har också visat sig relatera till kedjelängden. Långkedjiga PFAS ackumuleras i rötter medan kortkedjiga har en större benägenhet att transporteras uppåt i växtens delar ovan jord (Sharma et al., 2020; Wang et al., 2020; Zhang et al., 2019; Felizeter et al., 2012; Krippner et al., 2014; Yoo et al., 2011; Zhao et al., 2016).

En studie av upptag av tio olika PFAA i rädisor (*Raphanus sativus*), selleri (*Apium graveolens* var. Dulce), tomat (*Solanum lycopersicum*) och sockerärta (*Pisum sativum* var. Macrocarpon) visade att koncentrationsfaktorn mellan jord och ovanjordsdelar (SCF) minskade med 0,11–0,36 log-enheter per CF_2 -grupp med ökande kedjelängd (Blaine et al., 2014). En efterföljande studie föreslog att på grund av att kortkedjiga PFAS har mindre molekylstorlekar jämfört med långkedjiga PFAS kan de lättare passera genom växternas cellmembran, vilket leder till högre potentialer för translokering och bioackumulering (Navarro et al., 2017).

I Felizeter et al., (2012) föreslogs att de ökande $\log K_{ow}$ -värdena med ökande fluorerad kedjelängd av PFAS leder till lägre vattenlöslighet och rörlighet för långkedjiga PFAS, vilket förhindrar deras transport i växten och ytterligare resulterar i en minskning av ackumuleringspotentialen av långkedjiga PFAS i växtdelar ovan jord.

Zhao et al. (2016) visade att halten av fyra PFCAs i rötter i vete kan öka med ökande kedjelängd medan förhållandet är det omvända i ovanjordsdelen.

Ytterligare en slutsats som har dragits angående upptaget i växter är att upptaget begränsas för långkedjiga PFAS genom att dessa fastläggs i jorden (Zhao et al., 2016). Detta diskuteras senare i detta kapitel.

Sammanfattningsvis, upptaget av perfluorerade karboxylsyror och -sulfonsyror i växtdelar ovan jord avtar med ökande kedjelängd. Motsatta resultat har visserligen redovisats av andra (Zhang et al., 2019), men dessa värden är baserade på det *totala* upptaget i växten (dvs rötter + ovanjordsdel).

5.2 Betydelsen av växtslag

Upptaget av PFAS varierar mellan olika växter (Mudumbi et al., 2014; Stahl et al., 2009). En förklaring till detta är att upptaget och transporten av vatten skiljer sig mellan olika växter (Wang et al., 2020). Att vattenupptaget inverkar på upptaget bör även innebära att upptaget varierar med årstiden.

Upptaget av PFOS och PFOA i rötter har visats öka med ökande proteinhalt i rötter men minska då lipidinnehållet ökar (Wen et al., 2016). Samma studie visar att förhållandet i halt av PFOS och PFOA mellan ovanjordsdelar och rötter ökar med proteininnehåll.

En studie har genomförts där upptaget av PFAS i tre olika salixarter jämförs (Sharma et al., 2020). Resultaten från studien presenteras mer i detalj i Avsnitt 6. Slutsatsen som dras är att det inte föreligger någon statistiskt signifikant skillnad mellan de olika salixarterna. Olika kloner av salix har dock visat sig vara olika bra på hyperackumulera andra typer av föroreningar så som tungmetaller (Greger & Landberg, 1999) varför det finns anledning att tro att större skillnader kan förekomma mellan andra salixkloner än de som studerats av Sharma et al., (2020).

Enligt UBA genomför The Agricultural Technology Center en studie av upptaget av PFAS i energigrödor (*Miscanthus* och *Silphium perfoliatum*) i syfte att utvärdera om dessa kan odlas på svagt förorenad odlingsmark (Held & Reinhard, 2020). Resultaten från studien hade inte publicerats vid tidpunkten då UBA publicerade sin rapport.

5.3 Markens egenskaper

Jordens egenskaper, så som pH, temperatur, salthalt, organiskt kol- (OC) och lerhalt har observerats påverka växtupptag av PFAS (Jiao et al., 2020 och referenser däri).

Upptag av PFDA i majs (från näringslösning i kontrollerade lab-försök) vid olika pH (pH 5, 6 och 7) har studerats av Krippner et al., (2014). Undersökningen visade att upptagshastigheten i rötter ($\mu\text{g}/\text{kg}$ rot och dag) var högre vid pH 5 jämfört med pH 7. Detta förklaras med att en allt mindre andel av PFDA föreligger i jonform ju lägre pH är, och att anjoner har svårare att ta sig igenom membran i jämförelse med den neutrala molekyl. För kortkedjiga PFAS, t.ex. PFBA och PFHxA, ökade istället upptagshastigheten i majs med ökande pH. Orsaken till detta beroende kunde inte förklaras av författarna.

Upptaget av vatten i växter påverkas av den temperatur som råder. Exempelvis finns information om att upptaget av PFCA:s i vete som odlas hydroponiskt ökar när temperaturen ökar från 20 till 30 °C (Zhao et al., 2016). För rottdelar ökade halten cirka 1,5 – 2 gånger beroende på PFCA medan för ovanjordsdelar var ökningen cirka 1,5 – 2,5 gånger. Långkedjiga PFAS var mer känsliga för förändringar i temperatur (Zhao et al., 2016).

Vattnets salthalt påverkar vattenupptaget i växter, med ett minskat upptag med ökande salthalt (Wang et al., 2020). Det finns dock en studie där vete odlas hydroponiskt³ som visar på ett motsatt förhållande för vete (Zhao et al., 2016). En möjlig förklaring som framförs är att detta har att göra med förändringar i de fysikalisk-kemiska egenskaperna för PFAS, eventuellt även i de fysiologiska egenskaperna hos växten.

En förutsättning för att föroreningar ska tas upp av växter är att föroreningen återfinns i löst form i grundvatten/porvatten. Fastläggning, sorption, i mark motverkar att föroreningar återfinns i vattenfasen. Då föroreningen har funnit i marken under lång tid

³ Hydroponik = odling utan jord genom användande av mineraliska näringslösningar (Wikipedia)

gör det att fastläggningen till jordpartiklar stärks. Man brukar tala åldringseffekt (eng. *aging*). Faktorer som bidrar till sorption av PFAS till jordpartiklar är bland annat markens innehåll av mineralytor och av organiskt kol (Blaine et al., 2014). Då innehållet av dessa ökar, ökar sorptionen av PFAS vilket teoretiskt innebär sämre förutsättningarna för upptag i växter. I en studie på sallad var halter av PFCA i salladsblad, uttryckt som bioackumulationsfaktor, lägre om salladen vuxit i en jord med 6 % organiskt kol jämfört med en jord med 2 % respektive 0,4 % organiskt kol. Noteras bör dock att för PFBA och PFPeA erhöles en högre bioackumulation vid 2 % OC än vid 0,4 % OC.

PFAS-molekylens kedjelängd och typ av funktionell grupp inverkar på sorptionen. Sorptionen ökar med kolkedjans längd och sulfonsyrorna binder hårdare till mineralytor än vad karboxylsyrorna gör (Du et al., 2014).

Lesmeister et al., (2021) anger, med referens till Blaine et al., (2014) och Gredelj et al., (2020), att upptaget i växter är högre vid bevattning än då föroreningen tas upp från jorden. Detta ska ha sin förklaring i att mobiliteten och biotillgängligheten är högre för förorening i vatten.

I review-artikeln av Jiao et al., (2020) påtalas också att förekomst av andra föroreningar, eller ämnen i marken, kan leda till konkurrens om sorptionsplatser, vilket ytterligare kan påverka växtupptaget av PFAS. Inom ramen för detta uppdrag har vi inte hunnit sätta oss in i de studier som Jiao refererar till. Jiao et al (2020) drar slutsatsen att underliggande konkurrerande sorptionsmekanismer måste bättre utredas för olika scenarier.

5.4 Växtmetabolism av PFAS

Markekosystemets och växternas förmåga att metabolisera PFAS kan påverka upptaget och i vilken grad olika PFAS kan återfinnas i växten och jord över tiden under en fytosanering.

Jiao et al., (2020) har gått igenom litteratur som beskriver nedbrytning i jord med eller utan växter, hur PFAS omvandlas i växter och nedbrytningsvägar vid växtmetabolism. Vi har inte inom ramen för detta uppdrag hunnit sätta oss in i detta.

6 Fytosanering av PFAS

Flera studier har visat att växter kan ta upp och ackumulera PFAS, speciellt kortkedjiga föreningar (Blaine, et al., 2014; Ghisi et al., 2019; Huff et al., 2020), vilket ger möjlighet till fytoremediering av PFAS i jord och vatten.

Vår litteraturstudie visar dock att det finns begränsat med studier som har undersökt möjligheterna att rena PFAS-förorenad jord och grundvatten och deponilakvatten genom fytosanering utförd som verkliga fältförsök eller i lite större skala t ex. i växthus. Nedan redovisas sammandrag från de studier som hittats.

6.1 Fytosanering av PFAS-förorenad jord med hjälp av träd (och undervegetationsväxter)

Gobelius och medarbetare har undersökt upptaget av 26 olika PFAS i växter (björk, gran, hägg, rönn, kirskål, hultbräken och smultron) inom en brandövningsplats på Arlanda flygplats (Gobelius et al., 2017). Föreningshalterna i jord och grundvatten skiljde sig mellan de olika delområdena som studerades och fördelningen mellan olika PFAS varierade mellan delområdena. Detta innebär att det är svårt att jämföra resultaten mellan olika delområden och dra generella slutsatser. Resultaten indikerar dock att björk hör till de trädslag som tar upp PFAS bättre än övriga växter som har ingått i undersökningen (vilket också har visats av Huff et al, 2020, se mer om detta nedan), och att även gran och hägg kan vara lämpliga för upptag av PFAS.

Den totala mängden PFAS som tas upp i björk har av Gobelius et al., (2017), skattats till 1,5 – 11 mg, vilket var ungefär en tiopotens mer än för gran (0,26 – 1,8 mg). Skillnaden mellan dessa två trädslag förklaras av att björk har en högre densitet än gran. Teoretiskt kommer författarna fram till att 1,4 g PFAS (Σ PFAS₂₆) kan omhändertas per år och hektar från ett kraftigt förorenat område med hjälp av träd, så som björk och gran, samt skörd av årliga marktäckare (t ex. kirskål). Deras uppskattning var att det skulle krävas <45 år för att nå riktvärdet för känslig markanvändning för den studerade platsen.

I en studie av Sharma et al., (2020) jämfördes upptaget av PFAS i tre olika salixarter (*Salix eleagnos*, *Salix purpurea* och *Salix triandra*). Salixplantor odlades i drivhusmiljö och fick stå i kontakt med en lösning spikad med tio olika PFAS (alla i en koncentration på 10 µg/L). *S. eleagnos* gav den högsta koncentrationen av PFAS i såväl blad som rötter följt av *S. purpurea* och sist *S. triandra*.

Som ett mått på effektiviteten beräknades kvoten av den mängd som har tagits upp av en viss förening under de åtta dagar som försöket pågick dividerat med mängden i den spikade lösningen när försöket inleddes. Resultaten visar på en skillnad i effektivitet vad gäller upptaget. Upptaget i lövverk avtog med ökande molekylstorlek (kedjelängd) medan upptaget i rötter generellt uppvisar ett motsatt förhållande. Sett till det totala upptaget av PFAS i växten som helhet varierar effektiviteten mellan 6 och 11 %. Det var ingen statistiskt signifikant skillnad mellan de olika salixarterna. Av resultaten konstaterar författarna att de salixarter som studeras kan ta upp PFAS och därför kan användas för fytoremediering.

Fytosanering av PFAS-förorenad jord genom nyttjande av örtartade och träartade växtarter (*herbaceous and woody plant species*) har också rapporterats (Huff et al., 2020). De undersökte med hjälp av växthusförsök potentialen för fytoextraktion av sex PFAS-ämnen (PFOS, PFOA, PFPeA, PFHxA, PFBS, PFHxS) i jord till åtta olika örter och sju olika träd. Experimentet utfördes med örter och träd-sticklingar/plantor (ett års plantor) i ett tempererat drivhus med reglerat solljus i 16 timmar/dag. Mellan 14-18 veckors etableringstid användes innan försöket startades (start skedde när alla plantor såg ut att "må bra"). Skadedjursbekämpning med nyttodjur tillämpades och näringslösningstillägg gjordes veckovis. Vatten (som spikades med PFAS) tillsattes varje vecka.

Högsta upptag registrerades för PFPeA, (5-kedjad) och lägst för PFOS, (8-kedjad). De örtartade växterna *Equisetum hyemale*, (skavfräken), *Amaranthus tricolor* (bladamarant/papegojamarant) och *Festuca rubra* (rödsvingel) befanns erhålla de högsta koncentrationerna för de flesta föreningar, från 21 882 ng/g för PFPeA till 131 ng/g för PFHxA. För träd-växterna hittades de högsta ackumuleringshastigheterna i lövverket för *Betula nigra* (svartbjörk), *Salix nigra* (svart salix) och *Liriodendron tulipifera* (tulpanträd). Ackumuleringen i veden var ganska låg, men *Fraxinus pennsylvanica* (rödask), *Betula nigra* (svartbjörk) och *Liquidambar styraciflua* (ambraträd) kunde ändå ackumulera en del PFAS i de vedartade växtdelarna.

Sammantaget ansågs *Festuca rubra* (rödsvingel) vara den mest effektiva arten när den totala ackumuleringen av de olika PFAS-variationerna betraktades, men *Amaranthus tricolor* (blad-/papegojamarant), *Equisetum hyemale* (skavfräken) och *Schedonorus arundinaceus* (rörsvingel) rapporterades också som möjliga alternativ för fytoextraktion, (se även BCF-värden från Huff et al., (2020) i Avsnitt 9).

6.2 Försök med våtmarksväxter i växthusmiljö

Veketåg (*Juncus effusus*) är en våtmarksväxt som förekommer allmänt på fuktig mark i södra och mellersta Sverige samt längs norrlandskusten (Våtmarksguiden, 2021). Upptag av åtta olika PFAS i vecketåg har studerats (Zhang et al., 2019). Under 21 dagar exponerades vecketåg för tre olika koncentrationer av PFAS⁴ i växthusmiljö.

Resultaten visar på en generell trend att det totala upptaget i växten (rötter + ovanjordsdel) ökar med ökande kedjelängd och indikerar att sulfonsyror tas upp mer än karboxylsyror (totalt sett i växten). Resultaten för PFBS och PFBA (4 kol) visade dock på ett omvänt förhållande. Zhang et al., (2019) konstaterar också att PFAS med längre kolkedjor har högre koncentration i såväl rötter som ovanjordsdelar än de med kortare kolkedja. Här ska noteras att halten i det vatten som tillfördes varierade mellan olika PFAS. En annan slutsats som dras är att förhållandet i halt mellan ovanjordsdel och rötter (TF) sjönk linjärt med ökande kolkedjelängd. Halterna var högre i ovanjordsdel än i rötter (TF > 1) för samtliga studerade föreningar med undantag för PFHxS, PFOS och PFOA.

Mängden PFAS som togs upp ökade med ökande koncentration och exponeringstid. Utryckt som andel förorening som togs upp i växten sjönk dock när koncentrationen i lösningen ökade. Vid en koncentration i ng/l-nivå ackumulerades 20 – 40 % av tillförd PFAS i växten efter 21 dagar. Om man även beaktar den mängd som togs upp av jorden, avlägsnades som mest mellan 82,8 och 99,6 % av tillförd PFAS.

Ju högre halt lösningen hade desto större andel blev kvar i lösningen. Den största effekten av en förändrad föroreningskoncentration noterades för växtens rötter och ovanjordsdel.

Av resultaten kan det konstateras att huvuddelen av PFAS i den förorenade lösningen tas upp av jorden och endast en begränsad mängd av själva växten. Författarna noterar att dessa procentsiffror inte nödvändigtvis är representativa i ett mer långsiktigt tidsperspektiv. Om de förväntas öka eller minska med tiden framgår inte.

⁴ Låg halt: 0,2 – 0,9 µg/L (olika koncentrationer för olika PFAS); medel: 60 – 4 300 µg/L, hög: en storleksordning högre än medelhalter.

Författarna konstaterar också att mängden PFAS som togs upp i deras studie är lägre än de resultat som har erhållits då veketåg odlas hydroponiskt⁵. Man hypotetiserar att detta har sin förklaring i att en del av tillförd PFAS fastläggs i jorden.

Zhang och medarbetare gör gällande att fyto Remediering kan användas antingen som ett förbehandlande steg eller "polishing step" eller som en åtgärd i sig för PFAS som består av en kolkedja med färre än sju kolatomer. Man konstaterar också att fyto sanering fungerar bättre för låga halter (ng/L-nivåer) av perfluorerade alkylsyror (PFAA) än då halterna är högre.

6.3 Försök med vassdammar och poleringsbäddar för att rena deponilakvatten

Yin et al., (2017) renade deponilakvatten från PFAS med hjälp av ett fullskalesystem av en tropisk våtmark i Singapore. Deponilakvatten leddes genom luftningsdammar, sedimentationstank, vassbäddar och poleringsdammar. Den mest effektiva reduktionen uppstod i vassbäddarna med tre växtarter; *Typha angustifolia* (Smalkaveldun), *Chrysopogon zizanioides* (ett slags gräs) och *Cyperus papyrus* (papyrus, ett halvgräs), för alla PFAS, där vassbädd-jorden fastlade/sorberade PFOA och PFOS medan vassen ackumulerade kortkedjiga PFAA. Reningseffekten för ämnen som PFHxA, PFHpA, PFBS, PFHxS, PFOA, PFNA, PFDA, PFOS uppskattades till mellan 42-49% (beräknad som koncentration PFAS i [inflöde-utflöde]/inflöde*100).

Poleringsdammarna, som var planterade med ytterligare fem växtarter; (1) näckros, 2) "vanlig" vass, 3) paraplypalm/starr, 4) nål-gräs och 5) ett starrgräs), var placerade efter vassbäddarna/ängarna, kunde endast ta bort mellan 8-14% av ämnena. Den sämre reduktionen i poleringsdammarna kan bero på att det var andra arter, växternas densitet, hydraulisk uppehållstid eller att den återstående PFAS-koncentrationen var mer recalcitrant (motståndskraftig) för ytterligare borttagning, enligt författarna.

PFAS-koncentrationerna i lakvattnet varierade från 1 269 till 7 661 ng/L med PFOA som det dominerande ämnet (37-62%). Det anlagda våtmarkssystemet som helhet kunde avlägsna PFAS med åtminstone en effektivitet som översteg 50%, vilket författarna bedömde som effektivare än konventionell avloppsvattenrening. Halten i utflödet var dock fortfarande mycket hög relativt EU:s miljö kvalitetsnorm för PFOS i ytvatten som ligger på 0,65 ng/L (Europeiska kommissionen, 2013). Det effektivaste steget i systemet var vassbäddarna, som tog bort 44% av den totala koncentrationen PFAS (genom sorption till jord och sediment och upptag av växterna).

Reduktionen av PFAS-ämnena överensstämde med deras fysikalisk-kemiska egenskaper och förväntat miljö beteende (som beskrivits ovan): långkedjiga (hydrofoba) PFAA avlägsnades genom sorption till fast material (jord/sediment), kortkedjiga PFAAs efter växtupptag och PFAA-prekursorer av biologisk nedbrytning.

För att förbättra avlägsnandet av PFAS föreslår författarna att man ska välja unga, friska, snabbväxande växter, med hög(re) potential för upptag av PFAS, samt att tillsatser av andra substrat med hög PFAS-sorptionsförmåga skulle kunna användas (för att fånga de

⁵ Hydroponik = odling utan jord genom användande av mineraliska näringslösningar (Wikipedia)

långkedjiga (hydrofoba) ämnena). Författarna påtalar också risker för att systemet blir "mättat" och att man måste skörda och återplantera växterna regelbundet för att undvika "breakthroughs".

6.4 Fullskaleförsök med våtmarksväxter

Inom Solna kommun bedrivs ett forskningsprojekt i fullskala där fytosanering av PFAS-förorenat ytvatten och sediment i Igelbäcken studeras (Cassel, 2021; Solna Stad, 2020). 7 500 plantor av ett halvgräs (*Carex* /bunkestarr) har planterats. Ytvattnet innehåller PFAS (Σ PFAS₁₁) i en medelhalt på cirka 70 ng/liter. I forskningsprojektet testas även hydropont upptag med hjälp av odling på flottar. Inga resultat i form av vetenskapliga publikationer, eller rapporter, har ännu redovisats från projektet, men en presentation på Branschnätverksmöte för PFAS har hållits av Cassel (2021).

I presentation av Cassel (2021) redovisades att fördelningen mellan olika PFAS i huvudsak var den samma i såväl rötter som blad som undersökts (%-antal återgivna i Tabell 6.1). Orsaken till detta är oklart och inte samstämmigt med vad andra studier (beskrivna ovan) har rapporterat, det vill säga att långkedjiga PFAS ofta dominerar innehållet i rötter och kortkedjiga i ovanjordsdelar. Cassel (2021) redovisade också beräknade biokoncentrationsfaktorer (återgivna i Tabell 6.1).

Tabell 6.1 Biokoncentrationsfaktorer för PFAS i försök med fytosanering med *Carex* (Cassel, 2021).

	Medelhalt i ytvatten (ng/l)	Fördelning i blad	Fördelning i rötter	BCF för blad (g TS/L)	BCF för rötter (g TS/L)
PFBA	14	51%	46%	5,3	3,7
PFPeA	7	16%	17%	3,3	2,6
PFHxA	14	20%	19%	2,1	1,6
PFHpA	6	7%	11%	1,8	2,2
PFOA	4	1%	0,4%	0,3	0,1
PFNA	0,8	0,4%	0,5%	0,7	0,7
PFDA	0,3	0,4%	0,4%	1,7	1,4
PFBS	3	0,1%	0,3%	0,04	0,09
PFHxS	9	0,1%	0,4%	0,02	0,05
PFOS	14	4%	5%	0,4	0,4
6:2 FTS	0,6	0,0%	0,0%	0,02	0,00
Σ PFAS ₁₁	73	100%	100%	2,0	1,5

Av sammanställningen framgår att upptaget av perfluorerade karboxylsyror är som störst för den kortaste molekylen (PFBA) och sjunker med ökande kedjelängd generellt sett. För de perfluorerade sulfonsyrorna (PFBS, PFHxS och PFOS) syns inte samma trend. Forskningsprojektet planeras att avslutas under 2021.

7 Fastläggning av PFAS med biokol

En svensk studie har genomförts med avseende på effektiviteten av olika sorbenter för fastläggning av PFAS (Söregård et al., 2020). Bland dessa sorbenter ingick fem typer av biokol; Biochar 1, Biochar 2, Biochar FeCl₃, Biochar MgCl och Biochar MnO.

Biochar 1 och 2 var biokol som pyrolyserats av organiskt material och siktats till <4mm respektive 1,5mm, för mer info hänvisar Söregård till Kupryianchyk et al., (2016); Biochar FeCl₃, Biochar MgCl och Biochar MnO var biokol som modifierats med järn, magnesium och mangan för att förbättra möjligheten till adsorption; för mer info om dessa tre biokol hänvisar Söregård till Riddle et al., (2018) och (2019) samt Wang et al., (2015).

Biokol förstärkt med magnesiumklorid visade sig vara en av de starkare sorbenterna för perfluorerade karboxylsyror och sulfonsyror samt för fluortelomersulfonsyror. Produkter av aktivt kol visade sig dock vara bättre sorbenter än samtliga testade biokol. Även frön från pepparrotsträd (eng. *Moringa seed*) visar en hög fastläggningsförmåga.

Över lag visar resultaten att sorptionen av perfluorerade karboxylsyror ökar med ökande kedjelängd. Trenden är signifikant för intervallet C7-C17, men inte för föreningar med färre än sju kol i kedjan. Inte heller för perfluorerade sulfonsyror och fluortelomersulfonsyror är förändringen i sorption med kedjelängd signifikant.

Söregård refererar också till en studie av Xiao et al., (2017), där man visar att biokolets ursprung och dess specifika yta är avgörande för hur bra PFAS fastläggs till biokolet.

I Söregårds artikel refererar man också till en artikel av Kupryianchyk et al., (2016) som ska visa att biokol har en begränsad effekt att reducera utlakningen av PFAS i jord jämfört med aktivt kol (reduktionen uppgick till 80% att jämföra med produkter av aktivt kol som reducerar utlakning med ca 99 %). Inom ramen för detta projekt har vi inte hunnit ta del av studien.

8 Effekter av biokol på fytosanering av PFAS

Sökning i "Web of Sciene" på kombinationen PFAS AND phyto* AND biochar gav inga träffar. Det finns däremot ett par artiklar med koppling till sorption av PFAS i sediment och jord med hjälp av biokol. Vi har samlat på oss några, men inom ramen för uppdraget har vi inte hunnit läsa mer än abstracts.

För att gå vidare rekommenderas att det undersöks hur biokolet bör vara beskaffat för att kunna fastlägga PFAS. Eftersom dessa ämnen har både en hydrofil (laddad) del och en hydrofob svans kan de troligen både fördela sig till kolets aromatiska sorptions ytor och till funktionella (positivt) laddade grupper. Biokolet har dock fler negativt funktionella

grupper (än positiva) och i tidigare försök med ämnen som existerar som anjoner i jorden (så som Cr och As) har biokolet inte kunnat fastlägga dessa utan till och med ökat utlakningen. Om sorptionen av PFAS styrs av fördelningsjämvikt (och inte sorption till laddade ytor) bör biokolet vara aromatiskt, ha hög porositet och stor specifik ytarea. Biokol som förbränns vid mycket höga temperaturer kan få dessa egenskaper. Det bedöms som sannolikt att det är denna typ av sorption som styr fastläggningen av långkedjiga mer hydrofoba PFAS.

9 Förslag på växter till fältförsök

En nyckelparameter för att bedöma vilka växter som kan vara lämplig för fytosanering är biokoncentrationsfaktorn, BCF (Huff et al., 2020). Som redan påtalats i Avsnitt 4.4 är det dock ofta svårt att jämföra data över BCF mellan olika studier. I review-artikeln av Jiao et al., (2020) beskrivs just svårigheten att jämföra BCF som beräknats av olika studier på grund av olika rådande experimentella förhållanden (olika media vatten/jord; olika lång växtsäsong, olika innehåll av organiskt kol i marken, olika växtdelar av en art). Trots detta har Jiao et al., (2020) ändå sammanställt en tabell med BCF för flera olika växter (hämtad från en rad olika studier så som bland andra Gobelius et al., (2017)) och olika grönsaker, se Table 1 i Jiao et al., (2020) och referenser däri.

BCF-värden från denna tabell antyder att växter (eller växtdelar) med potential att ackumulera PFAS ($BCF > 10$) är till exempel Spruce needles (granbarr), Mountain ash/ *Sorbus aucuparia* (rönn), björkrötter, sallad, kål, tomater, zucchini.

I studien av Huff et al., (2020) som beskrivits i Avsnitt 6.1 beräknades $BCF_{soil} = C_{plant}/C_{soil}$. Det är osäkert om någon av arterna är relevanta för svenskt klimat (vi har inte hunnit kontrollera detta), men noterar att *Betula Nigra*, som är en björk, har höga BCF-värden och att även Gobelius et al., (2017) har rapporterat höga BCF för björk.

10 Diskussion

Att växter kan ta upp PFAS är väl dokumenterat. Likaså att upptaget och ackumuleringen beror av både biotiska och abiotiska faktorer. Den generella bilden av upptag av PFAS i växter är att kortkedjiga PFAS primärt tas upp och transporteras till växtens delar ovan jord medan PFAS med längre kolkedjor i huvudsak fastläggs i växtens rotsystem. Det finns dock resultat som inte stödjer detta. Ett exempel är fullskaleförsöket som genomförs i Igelbäcken, Solna Stad och som beskrivs i avsnitt 6.4. Där indikerar preliminära resultat att fördelningen mellan olika PFAS i huvudsak är den samma i såväl rötter som blad. Om effekten har att göra med den specifika växten som odlas på platsen har inte kunna klarläggas inom SGI:s arbete. Man bör vara försiktig att dra allt för långtgående slutsatser från de beräknade BCF-faktorer som redovisas i Tabell 6.1. Faktorerna relateras till föroreningshalter i ytvatten, men även sedimenten som plantorna växer i är påtagligt förorenade med PFAS. Det kan därför ifrågasättas om halter i växterna bör kopplas med förorening i ytvattnet eller om det är föroreningen i sediment som är styrande.

Perfluorerade karboxylsyror och sulfonsyror är de grupper av PFAS som har studerats i störst omfattning och inom dessa grupper har ett stor fokus legat på PFOA och PFOS.

6:2 fluortelomer sulfonsyra (6:2 FTS) är en förening som vid några tillfällen har påvisats i betydande halter i lakvatten inom NSR. Den genomförda litteratursökningen ger begränsat med information om såväl upptag i växter som möjligheterna att tillämpa fytosanering på denna förening.

Kunskapsläget om vilka växter som lämpar sig för upptag av olika PFAS är begränsat i dagsläget. Information om upptag av PFAS i växter har en tyngdpunkt på studier av upptag i grönsaker, gräs et cetera. Detta har troligtvis sin förklaring i en koppling till risker för människor och kreatur som konsumerar dessa. Däremot är renodlade studier med avseende på fytosanering av PFAS mer begränsade i omfattning. Sammantaget konstaterar vi att kunskapsläget är sådant att det inte går att uttala sig om vilka växter som skulle vara *optimala* att odla för att utgöra del av ett reningssteg för exempelvis lakvatten som innehåller PFAS.

Några generella saker att tänka på inför vidare praktiska studier/undersökningar är till exempel att:

- välja toleranta växtarter som kan producera stor biomassa ovan jord, men samtidigt kan utveckla ett välmående rot-system
- välja växter som har stor vattenupptagande förmåga
- välja lättskötta växter som tål skandinaviskt klimat
- undvika invasiva arter
- välja växter där ovanjord växtedlar går att skörda regelbundet och se till att biomassan destrueras efter skörd på ett sådant sätt att även PFAS-ämnena som tagits upp av växterna förstörs.
- välja växter som inte fäller sitt löv/bladverk, eller se till att skörd kan ske innan löven/bladen faller, för att förhindra att växtedlar som innehåller PFAS sprids från området.

En aspekt som har lyfts fram är att det kan vara svårt att överföra resultat från studier i laboratorium eller motsvarande till fytosanering i stor skala (Costello & Lee, 2020). Det finns ett flertal orsaker till detta, se Tabell 10.1.

Sammanfattningsvis, visar den genomförda studien att fytoremediering har potential. Slutsatsen baseras till övervägande del på studier i laboratorieskala. Erfarenheter från tillämpningar i full skala är däremot begränsade. Det har också konstaterats att svårigheter föreligger när resultat från laborieförsök ska skalas upp.

Tabell 10.1 Aspekter som innebär problem med att överföra resultat avseende upptag av PFAS i växter från laboratoriestudier till full skala, översatt från Costello & Lee, (2020).

Aspekt som talar för att upptaget överskattas i laboratoriestudier	Aspekt som talar för att upptaget underskattas i laboratoriestudier
Hydroponiska försök har ingen påverkan från sorption av PFAS till jord (sorption motverkar upptaget i växter).	Rotsystemet är mindre utvecklat i hydroponiska försök.
Utlakning av föroreningar minimeras eller förhindras vanligen då växter odlas i krukor. Även om de lakas ut kvarstår föroreningarna i botten av krukans och kan därmed komma att tas upp av växten. Detta talar för att främst kortkedjiga PFAS kvarstår i rotzonen i högre grad än vad de gör i fältstudier.	
Ett flertal parametrar såsom groning kan inverka på biotillgängligheten av PFAS. Då man normalt utgår från plantor i laboratoriestudier är detta en effekt som inte tas i beaktande. Oklart om det talar för att upptaget av PFAS överskattas eller underskattas i labstudier.	

11 Referenser

- Ahrens, L., Shoeib, M., Harner, T., Lee, S. C., Guo, R., & Reiner, E. J. (2011). Wastewater Treatment Plant and Landfills as Sources of Polyfluoroalkyl Compounds to the Atmosphere. *Environmental Science & Technology*, *45*(19), 8098–8105. <https://doi.org/10.1021/es1036173>
- Arp, H. P. H., Niederer, C., & Goss, K.-U. (2006). Predicting the Partitioning Behavior of Various Highly Fluorinated Compounds. *Environmental Science & Technology*, *40*(23), 7298–7304. <https://doi.org/10.1021/es060744y>
- Blaine, A. C., Rich, C. D., Sedlacko, E. M., Hundal, L. S., Kumar, K., Lau, C., Mills, M. A., Harris, K. M., & Higgins, C. P. (2014). Perfluoroalkyl acid distribution in various plant compartments of edible crops grown in biosolids-amended soils. *Environmental Science and Technology*, *48*(14), 7858–7865. <https://doi.org/10.1021/es500016s>
- Blaine, A. C., Rich, C. D., Sedlacko, E. M., Hyland, K. C., Stushnoff, C., Dickenson, E. R. V., & Higgins, C. P. (2014). Perfluoroalkyl acid uptake in lettuce (*Lactuca sativa*) and Strawberry (*Fragaria ananassa*) irrigated with reclaimed water. *Environmental Science and Technology*, *48*(24), 14361–14368. <https://doi.org/10.1021/es504150h>
- Buck, R. C., Franklin, J., Berger, U., Conder, J. M., Cousins, I. T., Voogt, P. De, Jensen, A. A., Kannan, K., Mabury, S. A., & van Leeuwen, S. P. J. (2011). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: Terminology, classification, and origins. *Integrated Environmental Assessment and Management*, *7*(4), 513–541. <https://doi.org/10.1002/ieam.258>
- Cassel, N. (2021). *Sanering med hjälp av ekologiska metoder: Starr – Carex, presentation vid Branschnätverksmöte PFAS 2021-04-22.*
- Chen, H., Yao, Y., Zhao, Z., Wang, Y., Wang, Q., Ren, C., Wang, B., Sun, H., Alder, A. C., & Kannan, K. (2018). Multimedia Distribution and Transfer of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) Surrounding Two Fluorochemical Manufacturing Facilities in Fuxin, China. *Environmental Science & Technology*, *52*(15), 8263–8271. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00544>
- Costello, M. C. S., & Lee, L. S. (2020). Sources, Fate, and Plant Uptake in Agricultural Systems of Per- and Polyfluoroalkyl Substances. *Current Pollution Reports*. <https://doi.org/10.1007/s40726-020-00168-y>
- Doucette, W. J., Shunthirasingham, C., Dettenmaier, E. M., Zaleski, R. T., Fantke, P., & Arnot, J. A. (2018). A review of measured bioaccumulation data on terrestrial plants for organic chemicals: Metrics, variability, and the need for standardized measurement protocols. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *37*(1), 21–33. <https://doi.org/10.1002/etc.3992>
- Droge, S. T. J. (2019). Membrane-Water Partition Coefficients to Aid Risk Assessment of Perfluoroalkyl Anions and Alkyl Sulfates. *Environmental Science and Technology*, *53*(2), 760–770. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05052>
- Du, Z., Deng, S., Bei, Y., Huang, Q., Wang, B., Huang, J., & Yu, G. (2014). Adsorption behavior and mechanism of perfluorinated compounds on various adsorbents-A review. *Journal of Hazardous Materials*, *274*, 443–454. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.04.038>
- Enell, A., Lundstedt, S., Arp, H. P. H., Josefsson, S., Cornelissen, G., Wik, O., & Berggren Kleja, D. (2016). Combining Leaching and Passive Sampling to Measure the Mobility and Distribution between Porewater, DOC, and Colloids of Native Oxy-PAHs, N-PACs, and PAHs in Historically Contaminated Soil. *Environmental Science and*

- Technology*, 50(21), 11797–11805. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02774>
- Europeiska kommissionen. (2013). Direktiv - EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS DIREKTIV 2013/39/EU av den 12 augusti 2013 om ändring av direktiven 2000/60/EG och 2008/105/EG vad gäller prioriterade ämnen på vattenpolitikens område. *Europeiska Unionens Officiella Tidning*, 2013, 1–17.
- Felizeter, S., McLachlan, M. S., & de Voogt, P. (2012). Uptake of Perfluorinated Alkyl Acids by Hydroponically Grown Lettuce (*Lactuca sativa*). *Environmental Science & Technology*, 46(21), 11735–11743. <https://doi.org/10.1021/es302398u>
- 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>
- Gobelius, L. (2016). *Uptake of per- and polyfluoroalkyl substances by plants Uptake of per- and polyfluoroalkyl substances by plants* [SLU]. https://stud.epsilon.slu.se/9787/1/gobelius_l_161108.pdf
- Gobelius, L., Lewis, J., & Ahrens, L. (2017). Plant uptake of per- and polyfluoroalkyl substances at a contaminated fire training facility to evaluate the phytoremediation potential of various plant species. *Environmental Science & Technology*, 51(21), 12602–12610.
- Gredelj, A., Nicoletto, C., Polesello, S., Ferrario, C., Valsecchi, S., Lava, R., Barausse, A., Zanon, F., Palmeri, L., Guidolin, L., & Bonato, M. (2020). Uptake and translocation of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in hydroponically grown red chicory (*Cichorium intybus* L.): Growth and developmental toxicity, comparison with growth in soil and bioavailability implications. *Science of the Total Environment*, 720, 137333. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137333>
- Greger, M., & Landberg, T. (1999). Use of Willow in Phytoextraction. *International Journal of Phytoremediation*, 1(2), 115–123. <https://doi.org/10.1080/15226519908500010>
- Held, T., & Reinhard, M. (2020). *Remediation management for local and wide-spread PFAS contaminations (TEXTE 205/2020)*.
- 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>
- Inoue, Y., Hashizume, N., Yakata, N., Murakami, H., Suzuki, Y., Kikushima, E., & Otsuka, M. (2012). Unique Physicochemical Properties of Perfluorinated Compounds and Their Bioconcentration in Common Carp *Cyprinus carpio* L. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 62(4), 672–680. <https://doi.org/10.1007/s00244-011-9730-7>
- Jiao, X., Shi, Q., & Gan, J. (2020). Uptake, accumulation and metabolism of PFASs in plants and health perspectives: A critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1809219>
- Krippner, J., Brunn, H., Falk, S., Georgii, S., Schubert, S., & Stahl, T. (2014). Effects of chain length and pH on the uptake and distribution of perfluoroalkyl substances in maize (*Zea mays*). *Chemosphere*, 94, 85–90. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.09.018>
- Kupryianchyk, D., Hale, S. E., Breedveld, G. D., & Cornelissen, G. (2016). Treatment of sites contaminated with perfluorinated compounds using biochar amendment. *Chemosphere*, 142, 35–40. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.04.085>

- Lechner, M., & Knapp, H. (2011). Carryover of Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) from Soil to Plant and Distribution to the Different Plant Compartments Studied in Cultures of Carrots (*Daucus carota* ssp. *Sativus*), Potatoes (*Solanum tuberosum*), and Cucumber. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, *59*(20), 11011–11018. <https://doi.org/10.1021/jf201355y>
- Lesmeister, L., Lange, F. T., Breuer, J., Biegel-Engler, A., Giese, E., & Scheurer, M. (2021). Extending the knowledge about PFAS bioaccumulation factors for agricultural plants – A review. *Science of the Total Environment*, *766*(xxxx). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142640>
- Milinic, J., Lacorte, S., Vidal, M., & Rigol, A. (2015). Sorption behaviour of perfluoroalkyl substances in soils. *Science of the Total Environment*, *511*(March), 63–71. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.017>
- Mudumbi, J. B. ., Ntwampe, S. K. ., Muganza, M., & Okonkwo, J. . (2014). Susceptibility of riparian wetland plants to perfluorooctanoic acid (PFOA) accumulation. *Int J Phytoremediation*, *16*(7–12), 926–936. <https://doi.org/10.1080/15226514.2013.810574>
- Navarro, I., de la Torre, A., Sanz, P., Porcel, M. Á., Pro, J., Carbonell, G., & Martínez, M. de los Á. (2017). Uptake of perfluoroalkyl substances and halogenated flame retardants by crop plants grown in biosolids-amended soils. *Environmental Research*, *152*, 199–206. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.10.018>
- Riddle, M., Bergström, L., Schmieder, F., Lundberg, D., Condrón, L., & Cederlund, H. (2019). Impact of biochar coated with magnesium (hydr)oxide on phosphorus leaching from organic and mineral soils. *Journal of Soils and Sediments*, *19*(4), 1875–1889. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2197-7>
- Riddle, M., Cederlund, H., Schmieder, F., & Bergström, L. (2018). Magnetite-coated biochar as a soil phosphate filter: From laboratory to field lysimeter. *Geoderma*, *327*, 45–54. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.04.025>
- Sharma, N., Barion, G., Shrestha, I., Ebinezer, L. B., Trentin, A. R., Vamerali, T., Mezzalana, G., Masi, A., & Ghisi, R. (2020). Accumulation and effects of perfluoroalkyl substances in three hydroponically grown *Salix L.* species. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *191*(December 2019). <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110150>
- Solna Stad. (2020). *Plantering av 7500 vattenväxter ska rena Igelbäcken i unikt forskningsprojekt, Information hämtad 2021-05-06* <https://via.tt.se/pressmeddelande/plantering-av-7500-vattenvaxter-ska-rena-igelbacken-i-unikt-forskningsprojekt?publisherId=1905454&releaseId=3276>.
- Söregård, M., Östblom, E., Köhler, S., & Ahrens, L. (2020). Adsorption behavior of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) to 44 inorganic and organic sorbents and use of dyes as proxies for PFAS sorption. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *8*(3), 103744. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.103744>
- Stahl, T., Heyn, J., Thiele, H., Hüther, J., Failing, K., Georgii, S., & Brunn, H. (2009). Carryover of Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) from Soil to Plants. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, *57*(2), 289–298. <https://doi.org/10.1007/s00244-008-9272-9>
- Stahl, Thorsten, Riebe, R. A., Falk, S., Failing, K., & Brunn, H. (2013). Long-Term Lysimeter Experiment To Investigate the Leaching of Perfluoroalkyl Substances (PFASs) and the Carry-over from Soil to Plants: Results of a Pilot Study. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, *61*(8), 1784–1793. <https://doi.org/10.1021/jf305003h>

- Tian, Y., Yao, Y., Chang, S., Zhao, Z., Zhao, Y., Yuan, X., Wu, F., & Sun, H. (2018). Occurrence and Phase Distribution of Neutral and Ionizable Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) in the Atmosphere and Plant Leaves around Landfills: A Case Study in Tianjin, China. *Environmental Science & Technology*, 52(3), 1301–1310. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05385>
- Tsao, D. (2003). *Phytoremediation*. Springer Berlin Heidelberg. <https://books.google.se/books?id=xHhrCQAAQBAJ>
- Våtmarksguiden. (2021). *Information hämtad 2021-02-16* <http://vatmarksguiden.se/projekt/veketag/>.
- Wang, S., Gao, B., Li, Y., Mosa, A., Zimmerman, A. R., Ma, L. Q., Harris, W. G., & Migliaccio, K. W. (2015). Manganese oxide-modified biochars: Preparation, characterization, and sorption of arsenate and lead. *Bioresource Technology*, 181, 13–17. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.044>
- Wang, W., Rhodes, G., Ge, J., Yu, X., & Li, H. (2020). Uptake and accumulation of per- and polyfluoroalkyl substances in plants. *Chemosphere*, 261. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127584>
- Wen, B., Li, L., Liu, Y., Zhang, H., Hu, X., Shan, X. quan, & Zhang, S. (2013). Mechanistic studies of perfluorooctane sulfonate, perfluorooctanoic acid uptake by maize (*Zea mays* L. cv. TY2). *Plant and Soil*, 370(1–2), 345–354. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1637-9>
- Wen, B., Wu, Y., Zhang, H., Liu, Y., Hu, X., Huang, H., & Zhang, S. (2016). The roles of protein and lipid in the accumulation and distribution of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) in plants grown in biosolids-amended soils. *Environmental Pollution*, 216(July 2016), 682–688. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.032>
- Xiao, X., Ulrich, B. A., Chen, B., & Higgins, C. P. (2017). Sorption of Poly- and Perfluoroalkyl Substances (PFASs) Relevant to Aqueous Film-Forming Foam (AFFF)-Impacted Groundwater by Biochars and Activated Carbon. *Environmental Science and Technology*, 51(11), 6342–6351. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00970>
- Yin, T., Chen, H., Reinhard, M., Yi, X., He, Y., & Gin, K. Y.-H. (2017). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances removal in a full-scale tropical constructed wetland system treating landfill leachate. *Water Research*, 125, 418–426. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.08.071>
- Yoo, H., Washington, J. W., Jenkins, T. M., & Ellington, J. J. (2011). Quantitative determination of perfluorochemicals and fluorotelomer alcohols in plants from biosolid-amended fields using LC/MS/MS and GC/MS. *Environmental Science and Technology*, 45(19), 7985–7990. <https://doi.org/10.1021/es102972m>
- Zhang, D. Q., Zhang, W. L., & Liang, Y. N. (2019). Distribution of eight perfluoroalkyl acids in plant-soil-water systems and their effect on the soil microbial community. *Science of the Total Environment*, 697. <https://doi.org/ARTN13414610.1016/j.scitotenv.2019.134146>
- Zhang, D., Zhang, W., & Liang, Y. (2019). Distribution of eight perfluoroalkyl acids in plant-soil-water systems and their effect on the soil microbial community. *Science of the Total Environment*, 697, 134146. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134146>
- Zhao, H., Guan, Y., Zhang, G., Zhang, Z., Tan, F., Quan, X., & Chen, J. (2013). Uptake of perfluorooctane sulfonate (PFOS) by wheat (*Triticum aestivum* L.) plant. *Chemosphere*, 91(2), 139–144. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.11.036>

- Zhao, H., Qu, B., Guan, Y., Jiang, J., & Chen, X. (2016). Influence of salinity and temperature on uptake of perfluorinated carboxylic acids (PFCAs) by hydroponically grown wheat (*Triticum aestivum* L.). *SpringerPlus*, 5(1).
<https://doi.org/10.1186/s40064-016-2016-9>
- Zhao, S., Fang, S., Zhu, L., Liu, L., Liu, Z., & Zhang, Y. (2014). Mutual impacts of wheat (*Triticum aestivum* L.) and earthworms (*Eisenia fetida*) on the bioavailability of perfluoroalkyl substances (PFASs) in soil. *Environmental Pollution*, 184, 495–501.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.09.032>



**STATENS
GEOTEKNISKA
INSTITUT**

Statens geotekniska Institut

581 93 Linköping

www.sgi.se

E post: sgi@sgi.se

Växelnr: 013-20 18 00