



UPPSALA
UNIVERSITET



UPTEC W 20024

Examensarbete 30 hp
Juni 2020

Översilningsytors potential att rena lakvatten från PFAS

Emma Larsson

Referat

Undersökning av översilningsytors potential att rena lakvatten från PFAS

Emma Larsson

Poly- och perfluorerade alkylsubstanser (PFAS) är en grupp på över 5000 olika ämnen. Gemensamt för alla PFAS är att de består av en fluorerad kolkedja, vilket ger upphov till en mycket stark bindning. Alla dessa ämnen är mer eller mindre persistenta, bioackumulerande och toxiska för människor och miljön. De når miljön från flera olika källor, så som exempelvis impregnering i textilprodukter, brandsläckningsskum och livsmedelsförpackningar. Studier har visat att lakvatten kan vara en av de största källorna till PFAS i miljön idag, vilket motiverar en undersökning av reningsmöjligheter för PFAS i lakvatten.

I denna studie har översilningsytors potential som reningsmetod för PFAS i lakvatten undersökts. Provtagning har skett vid fyra avfallsanläggningar i Sverige, där inkommande samt utgående vatten vid översilningsytan har provtagits. Vattenproverna togs som ett samlingsprov över fem dagar. Även växt- och jordprov har tagits som samlingsprov vid inlopp respektive utlopp vid ytan vid ett tillfälle, för att undersöka var och hur avskiljningen av PFAS sker.

Proverna har sedan analyserats med *Ultra Performance Liquid Chromatography - Tandem Mass Spectrometer* (UPLC-MS/MS) vid ett kommersiellt laboratorium (Eurofins). Resultatet av denna analys visade på en tydlig ökning av PFAS11 i lakvattnet efter översilningsytorna vid en av anläggningarna. Vid de tre resterande anläggningarna detekterades ingen tydlig skillnad. Vid tre av fyra avfallsanläggningar detekterades halter av samtliga 11 PFAS i lakvattnet, där PFCA-ämnena var den dominerande gruppen. I majoriteten av jordproverna från anläggningarna hittades halter av samtliga 11 PFAS. Samtliga jordprov domineras av PFOS. Detta förklaras av dess långa kolkedja och höga Kd-värde (fördelningskoefficient), vilket gör att PFOS ackumuleras i jord. Analysen av växtprov från anläggningarna visar på höga halter PFBA, PFPeA, PFHxA och 6:2 FTS, vilket kan förklaras av deras korta kolkedja, vilket gör dem mer hydrofila och därmed mer mobila i växter.

I studien visades även att stora variationer i utsläppta mängder PFAS finns mellan olika avfallsanläggningar. Ett relativt högt massflöde av PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA och PFOA kunde dock ses vid samtliga anläggningar. En uppskattning av översilningsytornas potential att rena lakvatten från PFAS genom skörd av biomassa visar på en potentiell avskiljning på 0,03-0,3 %, vilket ej motiverar en uppskalning av anläggningarnas översilningsytor.

Nyckelord: PFAS, lakvatten, översilningsytor, avfallsanläggning, avfall, deponi

Institutionen för mark och miljö, Sveriges Lantbruksuniversitet, SE-750 07 Uppsala

Abstract

A study on the potential of overland flow areas to remove PFAS in leachate

Emma Larsson

Poly- and perfluorinated alkyl substances (PFASs) is a group of more than 5000 different substances, of which all consist of a fluorinated carbon chain resulting in a strong bond. Most of these substances are shown to be persistent, bioaccumulative and toxic for both humans and the environment. Furthermore, PFASs are used in a variety of products such as coatings of textiles, firefighting foam and food packaging, which all pose as potential sources of PFASs in the environment. Present studies have found leachate to be one of the largest sources of PFASs in the environment. Therefore, research on possible removal techniques for PFASs in leachate is required.

This study focuses on overland flow areas and their potential to remediate PFASs in leachate. The occurrence of PFASs in incoming and outgoing water was examined at four waste facilities in Sweden, as well as the concentrations in soil and plants upstream and downstream. Water samples were collected once a day for five days. Plant and soil samples were collected once, distributing the samples over the upstream and downstream area and investigating possible mechanisms for PFAS uptake as well as the spatial variation of PFAS uptake.

The samples were then analyzed by Ultra Performance Liquid Chromatography - Tandem Mass Spectrometer (UPLC-MS/MS) at a commercial laboratory (Eurofins). The analysis showed a significant increase in the concentration of PFAS11 in the leachate after the overland flow area at one of the facilities. At the other three facilities, the analysis presented no significant changes in PFAS11 concentrations. Concentrations of all 11 PFASs were detected in the leachate at three out of four facilities. PFCAs were the dominating group. Furthermore, all 11 PFASs were detected in the majority of the soil samples, where PFOS was the dominating substance due to its relatively long carbon chain and high distribution coefficient. Plant samples from the facilities had high concentrations of PFBA, PFPeA, PFHxA and 6:2 FTS, which may be explained by their short carbon chain and hydrophilic features.

This study also showed a significant variation in emissions of PFASs between the facilities. However, relatively high emissions of PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA and PFOA were detected at all facilities. An estimation of overland flow areas as a removal technique for PFASs in leachate, by harvesting the plant biomass, showed a potential removal of 0,03-0,3 %, which does not motivate an expansion of the current overland flow areas at these facilities.

Keywords: PFAS, leachate, overland flow area, waste facility, waste, landfill

Department of Soil and Environment, Swedish University of Agricultural Sciences, SE-750 07 Uppsala, Sweden

Förord

Denna studie har genomförts i form av ett examensarbete på 30 högskolepoäng och avslutar fem års studier på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet. Studien har genomförts med hjälp av företaget Water Revival Systems AB (WRS AB) och branschorganisationen Avfall Sverige. Hannes Öckerman från WRS har varit handledare, tillsammans med Lutz Ahrens från Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) som expertstöd. Dan Berggren Kleja vid institutionen för mark och miljö vid SLU har varit ämnesgranskare.

Detta projekt har varit en av de mest lärorika perioderna under mina fem års studier och det finns flertalet personer som jag vill rikta ett stort tack till.

Först och främst vill jag tacka Hannes Öckerman för kontinuerligt stöd och engagemang under arbetets gång, samt för värdefulla tips och synpunkter. Ett stort tack även till WRS AB för en intressant och välformulerad frågeställning. Jag vill även rikta ett tack till Lutz Ahrens som ställt upp med tid och kunskap kring allt ifrån teoretiska frågor kring PFAS till frågor gällande provtagning och provanalys.

Ytterligare ett stort tack till Dan Berggren Kleja för intressanta diskussioner och slutrevidering av denna rapport. Jag vill även tacka Avfall Sverige och Johan Fagerqvist för finansiering av detta projekt samt för värdefull litteratur kring PFAS och avfallshantering.

Slutligen vill jag tacka personalen vid de fyra avfallsanläggningarna Dåva, Gärsdåla, Kvitten och Löt för finansiering av projektet, en positiv inställning och ovärderlig hjälp med provtagning och utrustning.

Emma Larsson
Stockholm, 2020

Populärvetenskaplig sammanfattning

Poly- och perfluorerade alkylsubstanser, PFAS, är en grupp mänskligt framtagna ämnen med lång livslängd när de hamnar i miljön. De är även giftiga och har en förmåga att ansamlas i människor och andra levande organismer. PFAS finns i ett flertal olika produkter med skilda användningsområden, så som smuts- och vattenavvisande impregnering till textilier, vattenavvisande ytor i livsmedelsförpackningar samt i brandsläckningsskum. I studier har det visats att lakvatten, det vill säga det regnvatten som infiltrerar och rinner genom en deponi, innehåller höga halter av dessa ämnen. Detta på grund av att en stor andel av det avfall som finns i dagens deponier innehåller just PFAS.

I denna studie har översilningsytor undersökts som en potentiell reningsteknik för PFAS i lakvatten. En översilningsyta är en svagt sluttande, gräsbeklädd yta där vatten tillåts rinna samt infiltrera ned i marken. Studien har fokuserat på huruvida PFAS kan tas upp av de växter som växer på ytan samt om PFAS kan fastna på jordpartiklar i ytan eller inte. För att besvara dessa frågor har provtagningar genomförts vid fyra avfallsanläggningars översilningsytor runt om i Sverige. Dessa prover har sedan analyserats på ett laboratorium för att bestämma halter av PFAS i de olika proverna.

Resultatet av denna analys visar på stora variationer mellan ytornas reningspotential. Gemensamt för samtliga anläggningar är att ingen betydande rening av PFAS i lakvattnet kunde ses. Viss ansamling i jord vid ytans utlopp kunde ses, samt något lägre koncentrationer i växter vid utloppet. Den totala potentialen för översilningsytor att rena lakvatten från PFAS bedöms i denna studie som låg.

Ordlista

Avfallsanläggning Plats för omhändertagande av avfall, vilket kan omfatta mottagning, sortering, lagring, behandling samt deponering.

Bioackumulerande När halten av ett ämne ansamlas högre upp i näringskedjan.

Denitrifikation Då nitratjoner (NO_3^-) omvandlas till kvävgas (N_2) med hjälp av mikroorganismer.

Deponi Slutgiltig förvaring av avfall utan återvinning.

Farligt avfall Innehåller ämnen som potentiellt är skadliga för människa och miljö.

Hydrofil Fettavstötande.

Hydrofob Vattenavstötande.

Icke-farligt avfall Innehåller ej skadliga ämnen.

Lakvatten Vatten som infiltrerar och passerar genom avfall och därmed blir förorenat.

Nitrifikation Oxidation av ammoniumjoner (NH_4^+) till nitratjoner (NO_3^-).

Persistent Ett ämne som är svårnedbrytbart.

PFAA Perfluorerade alkylsyror.

PFAS Samlingsnamn för per- och polyfluorerade alkylsubstanter.

PFAS 11 Ett analyspaket med de 11 vanligaste PFAS-ämnena; PFBS, PFHxS, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, 6:2 FTS, PFOS, PFBA samt PFPeA.

PFCA Perfluoralkyl-karboxylsyror; en undergrupp till PFAS.

PFOS Perfluoroktansulfonat; det PFAS som har framtagna riktvärden i dagsläget.

PFSA Perfluoralkyl-sulfonsyror; en undergrupp till PFAS.

Polymer Kemisk förening uppbyggd av flertalet upprepande kedjor.

Recipient Vattentäkt som agerar mottagare av exempelvis renat lakvatten.

Översilningsyta Växtbeklädd yta där vatten tillåts rinna samt infiltrera för att renas.

Innehåll

1	Introduktion	1
1.1	Syfte och frågeställningar	1
1.2	Avgränsningar	1
2	Bakgrund	2
2.1	Vad är PFAS?	2
2.2	Historik kring användningen av PFAS	3
2.3	Källor till PFAS	3
2.4	Effekter av PFAS på människa och miljö	4
2.5	Lakvatten och dess karaktär	5
2.5.1	PFAS i lakvatten	5
2.6	Riktvärden för PFAS	6
2.7	Reningsmetoder för avskiljning av PFAS i lakvatten	7
2.7.1	Våtmarker	7
2.7.2	Aktivt kol och biokol	8
2.7.3	Nanofiltrering	8
2.7.4	Fytoextraktion	9
2.8	Översilningsytor	9
3	Metod	11
3.1	Undersökta avfallsanläggningar med översilningsytor	11
3.1.1	Dåva avfallsanläggning	12
3.1.2	Gärstad avfallsanläggning	13
3.1.3	Kvitten avfallsanläggning	14
3.1.4	Löt avfallsanläggning	15
3.1.5	Sammanställning av undersökta översilningsytor	17
3.2	Fördelning av prover	18
3.2.1	Samlingsprov	18
3.2.2	Tidsserieprovtagning	18
3.3	Provtagningsmetod	18
3.3.1	Inkommande och utgående vatten	18
3.3.2	Växter	19
3.3.3	Jord	19
3.3.4	Övriga provtagningsparametrar	20
3.4	Analysmetod	20
3.4.1	Vattenprover	20
3.4.2	Jordprover	20
3.4.3	Växtprover	21
3.5	Osäkerheter	21
4	Resultat	21
4.1	PFAS i lakvatten	21
4.2	PFAS i jord	22
4.3	PFAS i växter	23
4.4	Sammansättning i vatten, jord och växter	23
4.5	Fördelning mellan vatten och jord respektive växter	25
4.6	Massflöden av PFAS	26

5	Diskussion	28
5.1	PFAS i lakvatten	28
5.2	PFAS i jord och växter	29
5.3	Massflöden av PFAS	30
5.4	Provtagningsmetoden	30
6	Framtida undersökningar	31
7	Slutsatser	31

1 Introduktion

PFAS är en grupp på cirka 5000 antropogena ämnen (Naturvårdsverket 2020) med de gemensamma egenskaperna att de är persistenta i miljön, bioackumulerande, samt potentiellt toxiska för levande organismer. Då de är svårnedbrytbara har de förmågan att transporteras långa sträckor i miljön (Ahrens & Bundschuh 2014). Dessa egenskaper bidrar till att halter av PFAS har uppmätts i grundvatten, ytvatten, dricksvatten såväl som i jord vid flertalet platser runtom i världen (Cousins et al. 2016). Flertalet av dessa PFAS har frivilligt fasats ut av olika tillverkare i världen, samtidigt som vissa av dem har förbjudits. PFAS används dock fortfarande i ett stort antal olika produkter, vilket gör att de fortsätter att spridas i miljön (Ahrens & Bundschuh 2014).

Studier som genomförts på lakvatten från deponier och avfallsanläggningar har detekterat halter av PFAS i nästan samtliga prover (Busch et al. 2009; Bonnet 2017; Danon-Schaffer et al. 2012; Elizalde et al. 2016). Lakvatten nämns även som en av de största källorna till PFAS i miljön idag (Barlaz et al. 2015). Därför är det av intresse att fortsatt kartlägga förekomsten av PFAS i lakvatten men även undersöka och utvärdera potentiella reningstekniker.

Idag används översilningsytor som ett efterpoleringssteg för lakvatten på flera avfallsanläggningar i Sverige, för att rena vattnet från olika föroreningar. Studier på laboratorieskala har visat att våtmarker, vilka har liknande biologiska och kemiska processer som översilningsytor, kan användas för att rena lakvatten från PFAS (Silva et al. 2018). Detta motiverar en undersökning av översilningsytors potential att avskilja PFAS.

1.1 Syfte och frågeställningar

Syftet med denna studie är att undersöka översilningsytors potential att avskilja PFAS från lakvatten. För att uppnå detta syfte har följande frågeställningar undersökts:

1. Vad är koncentrationen av PFAS i inkommande respektive utgående lakvatten vid översilningsytor vid fyra utvalda avfallsanläggningar i Sverige?
2. Vad är koncentrationen av PFAS i jord och växter vid inlopp respektive utlopp till översilningsytor vid fyra utvalda avfallsanläggningar i Sverige?
3. Hur mycket PFAS släpps ut från avfallsanläggningarna och finns det någon variation med avseende på mängder och olika PFAS?

1.2 Avgränsningar

Denna studie har fokuserat på de PFAS som ingår i analyspaketet PFAS 11, vilket är följande ämnen: PFBS, PFHxS, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, 6:2 FTS, PFOS, PFBA och PFPeA. Dessa kan ses i tabell 1. Detta då det är troligt att eventuella framtida riktlinjer och/eller utsläppsvillkor för lakvatten kommer att innefatta en eller flera av dessa 11 PFAS.

Tabell 1: Sammanställning av ingående PFAS i denna studie.

Förkortning	Namn	Kemisk formel	Undergrupp
PFBS	Perfluorbutansulfonat	$C_4HF_9O_3S$	PFSA
PFHxS	Perfluorhexasulfonat	$C_6HF_{13}O_3S$	PFSA
PFHxA	Perfluorhexansyra	$C_6HF_{11}O_2$	PFCA
PFHpA	Perfluorheptanoat	$C_7HF_{13}O_2$	PFCA
PFOA	Perfluoroktansyra	$C_8HF_{15}O_2$	PFCA
PFNA	Perfluornonansyra	$C_9HF_{17}O_2$	PFCA
PFDA	Perfluordekansyra	$C_{10}HF_{19}O_2$	PFCA
6:2 FTS	Fluortelomersulfonat	$C_8H_5F_{13}O_3S$	FTSA
PFOS	Perfluoroktansulfonsyra	$C_8HF_{17}O_3S$	PFSA
PFBA	Perfluorbutanoat	$C_4HF_5O_2$	PFCA
PFPeA	Perfluorpentanoat	$C_5HF_9O_2$	PFCA

Studien har avgränsats till att undersöka fyra utvalda avfallsanläggningar i Sverige, alla med översilningsytor implementerade i lakvattensystemet. Provtagningen vid respektive anläggning har begränsats till att ske under en vecka vardera.

2 Bakgrund

2.1 Vad är PFAS?

PFAS är en förkortning för per- och polyfluorerade alkylsubstanser, vilka består av ett stort antal olika antropogena ämnen med varierande egenskaper. Gemensamt är att de består av en eller flera kolkedjor där flertalet fluoratomer binds till kolkedjan istället för väteatomer (Kemikalieinspektionen 2015). Bindningen mellan kol och fluor är en av de starkaste kemiska bindningarna inom organisk kemi (Avfall Sverige 2018).

PFAS brukar delas in i två huvudgrupper; polymerer och icke-polymerer.

- Polymererna delas vidare in i två undergrupper; fluorerade polymerer och fluoropolymerer. Fluorerade polymerer innebär att molekylen har en eller flera fluorerade sidokedjor. Fluoropolymerer har istället fluoratomer bundna direkt till huvudkedjan (Kemikalieinspektionen 2015).
- Icke-polymerer delas in i fem undergrupper, där de flesta molekylerna består av en fluorerad kolkedja bunden till olika funktionella grupper. Tre av dessa undergrupper är perfluoralkyl-sulfonsyror (PFSA), perfluoralkyl-karboxysyror (PFCA) samt fluortelomerer (FTSA), vilka omfattar några av de vanligaste PFAS-ämnena (ibid.). PFSA och PFCA kallas gemensamt för perfluoralkylsyror och betecknas PFAA (Grace et al. 2017).

PFAS delas även in i kortkedjiga samt långkedjiga ämnen, efter hur många perfluorerade kol ämnet har. Var gränsen mellan kort- och långkedjiga ämnen går beror

på vilken undergrupp ämnet tillhör. För PFSA anses ämnen med över sex perfluorerade kol vara långkedjiga, medan gränsen för PFCA går vid sju perfluorerade kol (Kemikalieinspektionen 2015).

Gemensamt för många PFAS är att de är persistenta och bioackumulerande. Det innebär att ämnet inte bryts ned utan finns kvar i miljön under lång tid, även om verksamheten på platsen är avslutad. Många av de PFAS som inte är persistenta kan istället brytas ned till andra persistenta PFAS, vilket gör att de lätt ansamlas i miljön. PFAS bioackumulerande egenskaper innebär att halterna ökar längre upp i näringskedjan (Naturvårdsverket 2016).

PFAS har därtill både hydrofoba och hydrofila egenskaper. De hydrofoba egenskaperna uppstår på grund av ämnets fluorerade kolkedja, där en längre kolkedja innebär högre hydrofobicitet. De hydrofila egenskaperna uppstår istället på grund av ämnets funktionella grupp (Krafft & Riess 2014). Exakt vilka egenskaper ämnet har beror alltså till stor del på vilken funktionell grupp som binds till kolkedjan samt längden på kolkedjan (Naturvårdsverket 2016).

2.2 Historik kring användningen av PFAS

De första PFAS-ämnena tillverkades redan under 1930- och 1940-talet och användes som non-stickbeläggningar i bland annat kokkärl av märket Teflon. PFOS, som är en av de vanligaste PFAS-ämnena idag, började tillverkas under 1950-talet. Redan under 1970-talet började PFAS upptäckas i blodprov från människor som exponerades via arbetsplatsen och senare kunde PFAS även hittas i blodprov från allmänheten. Under 2000-talet började företaget 3M, en av världens största producenter av bland annat PFOS och PFOA, fasa ut PFAS (Mueller & Yingling 2017).

PFAS har sedan dess fått alltmer uppmärksamhet och 2009 fastställdes att PFOS inkluderas i Stockholmkonventionens lista över persistenta organiska föroreningar (Persistent Organic Pollutants, POPs). År 2019 adderades även PFOA till denna lista (Kemikalieinspektionen 2019a).

2.3 Källor till PFAS

PFAS används i en mängd olika produkter med skilda användningsområden, så som textilier och pappers- och livsmedelsförpackningar. I textilprodukter används PFAS främst som impregnering, då de har goda vatten-, olje- och smutsavvisande egenskaper. De ämnen som används som impregnering har ofta förmågan att brytas ned till bland annat PFOA, varpå nedbrytningen stannar. Gällande pappersförpackningar återfinns PFAS i exempelvis popcornpåsar, pizzakartonger och andra livsmedelsförpackningar, återigen på grund av sina fettavvisande egenskaper (Kemikalieinspektionen 2015).

Andra produkter som innehåller PFAS är ytbeläggningar från bygg- och rivningsavfall, avloppsslam från reningsverk, metallprodukter med rostskydd samt non-stickbeläggningar i kokkärl (Avfall Sverige 2018). Även brandsläckningsskum har fått stor medial uppmärksamhet i Sverige på grund av sitt innehåll av PFAS. Innan

PFOS inkluderades i Stockholmkonventionen användes detta ämne vid tillverkningen av brandsläckningsskum, främst på grund av sina filmbildande egenskaper som hindrar syre från att nå elden (Berger et al. 2012). Detta är bara några exempel på alla de produkter som idag innehåller någon form av PFAS.

På grund av PFAS utbredda användningsområde finns idag ett stort antal olika produkter som kan ge upphov till PFAS i lakvatten. Om PFAS från produkten hamnar i lakvattnet eller ej beror till viss del på dess kemiska uppbyggnad. Polära och vattenlösliga PFAS når ofta lakvattnet, medan opolära PFAS med högt ångtryck och låg vattenlöslighet istället ofta avgår i gasform till atmosfären (Grace et al. 2017). Gemensamt för flera undersökningar som genomförts på lakvatten från avfallsanläggningar är dock att olika former av PFAS har detekterats i varierande koncentration i nästan samtliga prover (Busch et al. 2009; Bonnet 2017; Danon-Schaffer et al. 2012; Elizalde et al. 2016). Lakvatten nämns även som en av de största källorna till PFAS i miljön idag (Barlaz et al. 2015).

I en sammanställning av avfallsflöden till avfallsanläggningar gjord av Avfall Sverige (2018) visas att bygg- och rivningsmaterial står för den största mängden PFAS. Denna kategori omfattar både förorenade jordmassor, sten och betong. I rapporten lyfts även att jordmassor förorenade med brandskum kan vara en källa till PFAS på avfallsanläggningar. Pappersförpackningar står för den näst största mängden. En annan potentiell källa till PFAS är, som tidigare nämnts, avloppsslam. Då avloppsslam i stor utsträckning används vid täckning av deponier, finns en stor risk att PFAS lakas ut med lakvattnet.

2.4 Effekter av PFAS på människa och miljö

Många PFAS är giftiga för både människor och andra organismer (ibid.). Till skillnad från många andra ämnen ackumuleras inte PFAS i fettvävnad, utan i proteiner i blodet, levern och njurarna. Halveringstiden är relativt lång jämfört med andra ämnen, vilket gör att PFAS stannar kvar i kroppen lång tid efter exponering (Astrup Jensen & Leffers 2008). Flertalet studier på djur har visat att exponering för PFOS och PFOA kan leda till minskad kroppsvikt, förstörd lever samt en ökad dödlighet (Anitole et al. 2007). För människor finns en viss tendens till ökad risk för cancer, men detta bör undersökas vidare. Internationella cancerforskningsinstitutet (IARC) klassar dock PFOA som en potentiell carcinogen för människor (IARC 2017). Annan påverkan på människor inkluderar effekter på sköldkörteln, samt högre kolesterol- och urinsyrevärden. Även hämmad fosterutveckling har observerats. Det sistnämnda har främst undersökts vid exponering av PFOA och PFOS (Anderson et al. 2016). Cohn et al. (2012) har visat att effekter på människors hälsa sker även vid exponering av låga doser PFAS.

Studier har även genomförts på vattenlevande mikroalger, vilka ofta används som ekologiska indikatorer vid förorenade vatten på grund av deras höga känslighet för förorenande ämnen. Bland annat har hämmande effekter på deras tillväxt samt en aktivering av deras försvarssystem observerats när de exponerats för PFOA (Hu et al. 2014). När det gäller PFAS och dess effekter på markmiljön är kunskapen dock fortfarande begränsad (Naturvårdsverket 2019).

De främsta exponeringsvägarna för människor är via dricksvatten samt via fisk. Indirekta exponeringsvägar är därför grundvatten och ytvatten, då en kontaminering av dessa riskerar en kontaminering av både dricksvatten och fisk. I tidigare undersökningar har höga halter av PFAS upptäckts i renat lakvatten, vilket i sin tur påverkar ytvatten i området. Detta innebär att ytterligare rening av lakvatten är en viktig faktor att undersöka vidare, för att på så sätt minska människors exponering för PFAS (Naturvårdsverket 2016).

2.5 Lakvatten och dess karaktär

Lakvatten är det vatten som infiltrerar och passerar genom en deponi och kan även omfatta det vatten som rinner längs förorenade ytor på en avfallsanläggning. Lakvatten kan bildas från nederbörd samt genom grund- och ytvatteninträngning i deponier. Vilken mängd lakvatten som bildas vid en avfallsanläggning beror på mängd nederbörd, temperatur samt de hydrologiska förhållandena på platsen (Naturvårdsverket 2008).

Lakvattnets föroreningssammansättning beror bland annat på det deponerade avfallets lakbarhet, nedbrytbarhet och vattenmängd. Lakvatten innehåller generellt höga halter ammoniumkväve (NH_4^+) och syreförbrukande ämnen (COD) (ibid.). Låga halter fosfor, metaller (järn, mangan), oorganiska salter (SGI 2008) och organiska miljögifter kan också förekomma i lakvattnet (Naturvårdsverket 2008).

2.5.1 PFAS i lakvatten

I en rapport av Avfall Sverige (2018) sammanställs halter av PFAS i obehandlat (tabell 2) respektive behandlat (tabell 3) lakvatten från ett flertal deponier i Sverige.

Som framgår av tabellerna är halten av PFAS generellt lägre i behandlat lakvatten jämfört med i obehandlat lakvatten. Vid enskilda anläggningar har väldigt höga PFAS halter uppmätts. För alla ämnen är medelhalten högre än medianhalten vilket tyder på en positiv skevhet i fördelningen av datan. Vid de anläggningar som har ingått i Avfall Sveriges sammanställning har främst våtmarker, översilningsytor, SBR-rening samt olika former av luftning använts för att rena lakvattnet (Modin 2020).

Tabell 2: Jämförelsevärden för PFAS i obehandlat lakvatten från en sammanställning gjord av Avfall Sverige (2018). Notera att medel- och medianhalter baseras på de prover där PFAS har uppmätts i koncentrationer högre än detektionsgränsen.

Ämne	Maxhalt [ng/L]	Medelhalt [ng/L]	Medianhalt [ng/L]
PFBS	11 000	729	140
PFHxS	8 900	377	115
PFHxA	5 600	1 036	480
PFHpA	1 800	359	175
PFOA	4 200	503	300
PFNA	76	25	15
PFDA	220	23	11
6:2 FTS	14 000	787	42
PFOS	9 600	342	120
PFBA	6 000	508	230
PFPeA	4 500	1 030	410

Tabell 3: Jämförelsevärden för PFAS i behandlat lakvatten från en sammanställning gjord av Avfall Sverige (2018). Notera att medel- och medianhalter baseras på de prover där PFAS har uppmätts i koncentrationer högre än detektionsgränsen.

Ämne	Maxhalt [ng/L]	Medelhalt [ng/L]	Medianhalt [ng/L]
PFBS	920	337	63
PFHxS	1 800	300	84
PFHxA	2 900	573	310
PFHpA	260	124	120
PFOA	2 000	431	230
PFNA	100	25	8,2
PFDA	110	32	3,4
6:2 FTS	2 000	323	105
PFOS	1 500	448	64
PFBA	7 220	1 033	140
PFPeA	690	253	236

2.6 Riktvärden för PFAS

Riktvärden för PFAS finns framtagna för både grundvatten, ytvatten, dricksvatten samt mark (tabell 4). Pågående forskning visar dock på att dessa riktvärden kan komma att ändras, då främst PFOS och PFOA visar på en högre toxicitet än tidigare visat (Naturvårdsverket 2019).

Tabell 4: Riktvärden för PFAS i grundvatten, ytvatten, dricksvatten samt mark, där MKM=mindre känslig markanvändning och KM=känslig markanvändning (Kemikalieinspektionen 2019b)

Riktvärde för	Ämne	Halt	Kommentar
Grundvatten	PFAS 11	90 ng/L	Juridiskt bindande miljö kvalitetsnorm. Vattnets status klassificeras som otillfredsställande om halten överskrids.
Ytvatten	PFOS	0,65 ng/L	Ett riktvärde för årsmedelvärdet. Juridiskt bindande miljö kvalitetsnorm.
Ytvatten	PFOS	36 µg/L	Ett riktvärde för maxhalten. Juridiskt bindande miljö kvalitetsnorm.
Dricksvatten	PFAS 11	90 ng/L	Om halten överskrids bör åtgärder vidtas, men det är ej juridiskt bindande. Vid en halt över 900 ng/L avråds konsumenter från att dricka vattnet.
Mark (MKM)	PFOS	20 µg/kgTS	Ej juridiskt bindande. Ett överskridande innebär ej nödvändigtvis negativa effekter.
Mark (KM)	PFOS	3 µg/kgTS	Ej juridiskt bindande. Ett överskridande innebär ej nödvändigtvis negativa effekter.

2.7 Reningsmetoder för avskiljning av PFAS i lakvatten

Det finns studier på ett flertal olika reningsmetoder för PFAS. Nedan presenteras ett urval som tillämpas och är under utveckling för avskiljning av PFAS i lakvatten.

2.7.1 Våtmarker

Flertalet studier har genomförts för att undersöka våtmarkers potential att avskilja PFAS. Chen et al. (2012) undersökte en våtmark i pilotskala och dess avskiljning av PFOA och PFOS. Denna studie visade att växtupptag och sorption till jord var de viktigaste mekanismerna för avskiljning. Bidrag från andra mekanismer så som nedbrytning eller hydrolys ansågs försumbara. De växter som studerades var *Hygrophila pogonocalyx hayata*, *Ipomoea aquatic forssk*, *Ludwigia (x) taiwanensis* och *Eleocharis dulcis*. Studien visade på högre upptag hos växter med större biomassa finare rötter. Även en snabbare rottillväxt och större ytarea hos rötterna visade sig vara viktiga faktorer för ett högre upptag av PFOA och PFOS. Växtupptaget av PFOA och PFOS uppgick som högst till 11,6 µg per gram växt respektive 46 µg per gram växt. Medelvärdet för växtupptaget var 5,6-11,6 µg per gram växt för PFOA samt 26-46 µg per gram växt för PFOS. Sorptionen till jordpartiklar uppgick till 2-3 µg per gram växt efter jämvikt. En total avskiljning av PFOA och PFOS från vätskefasen på upp till 82 % respektive 95 % kunde observeras i denna studie.

I en annan studie av Chen et al. (2017) undersöktes rening av lakvatten med hjälp av en fullskalig våtmark i Singapore. Våtmarkssystemet i denna studie bestod av ett flödesutjämningsmagasin, luftningsdammar, en sedimentationsdamm, vassbäddar samt en efterpoleringsdamm. Undersökningen fokuserade på 11 PFAA samt 7

andra PFAS som kan brytas ned till dessa. I studien kunde en rening på totalt 61 % av PFAS-ämnena observeras, samt en rening på mellan 50-96 % för enskilda PFAS. Högst rening skedde i vassbädden, vilket tros bero på kombinationen av växtupptag och sorption till jordpartiklar och sediment.

Det finns även studier som inte visar på någon signifikant rening av PFAS i våtmarker, bland annat en studie gjord i Kalifornien av Larabee et al. (2008). Skillnaderna i de olika studiernas resultat kan bland annat bero på våtmarkssystemets uppbyggnad, det inkommande vattnets kvalitet samt om vattnet har genomgått ett tidigare reningssteg eller ej (Chen et al. 2017).

2.7.2 Aktivt kol och biokol

En annan reningsmetod som undersökts för PFAS är aktivt kol och biokol. Viktiga faktorer för sorptionen av organiska föroreningar är kolhalten hos sorbenten samt sorbentens yta, där en högre kolhalt och en större yta ger en högre sorption. Breedveld et al. (2015) studerade sorptionen av PFAS till två olika sorters biokol samt till aktivt kol i jord. I denna studie hade det aktiva kolet en högre kolhalt och större specifik yta jämfört med biokolet. Studien visade att PFAS adsorberas starkare till aktivt kol, där nästan all PFAS avlägsnades från porvattnet, jämfört med de sorters biokol som använts i studien.

En annan studie gjord av Arp et al. (2016) visar på liknande resultat för rening av PFAS i jord med aktivt kol, där en adsorption till aktivt kol på 94-99,9 % observerats. Aktivt kol kan alltså användas för att immobilisera PFAS och på så sätt hindra PFAS från att spridas i miljön.

Flertalet studier har även genomförts för att undersöka PFAS adsorption till aktivt kol i vattenlösningar. I en studie av Bo et al. (2009) undersöktes adsorptionen av PFOA till aktivt kol, där en rening på 90 % kunde observeras efter en timme. Denna rening dominerades av adsorption till det aktiva kolets yta. En annan slutsats i denna studie var att adsorptionen ökade med koncentrationen av det aktiva kolet, vilket tros bero på den ökade ytarean.

2.7.3 Nanofiltrering

En annan metod som visats effektiv vid rening av PFAS är nanofiltrering. En nackdel är att föroreningen finns kvar i koncentratet efter nanofiltreringen och ett ytterligare reningssteg måste då tillämpas för att faktiskt avlägsna föroreningen (Ahrens et al. 2019). I en undersökning av Gorri et al. (2017) testades reningseffekten av nanofiltrering av industriellt processvatten förorenat med PFHxA i höga koncentrationer mellan 60-200 mg/L, där elektrokemisk oxidation användes som ett andra reningssteg. I undersökningen observerades en avskiljning av PFHxA på upp till 99,6 % när vattnet passerade nanofiltret. Vid den elektrokemiska oxidationen användes bor-dopade diamantelektroder, vilket visade på en effektiv nedbrytning av PFHxA.

I en annan studie av Ahrens et al. (2019) undersöktes nanofiltrering av PFAS-förorenat grundvatten i kombination med aktivt kol. Avskiljningen av PFAS med nanofiltret uppgick till över 99 % även i detta försök. Reningssteget med aktivt kol

visade sig mer effektivt för långkedjiga PFAS jämfört med kortkedjiga. Dessa slutsatser stöds även i en liknande studie av Appleman et al. (2013) där ett försök i laboratorieskala med PFAA utförts.

2.7.4 Fytoextraktion

Ytterligare en reningsmetod som har undersökts för PFAS är fytoextraktion, eller växtupptag. Fördelen med denna metod är dess relativt låga kostnad. I en studie av Ahrens et al. (2017) undersöktes växtupptaget av 26 olika PFAS från förorenad mark och grundvatten vid en brandövningsplats på Arlanda flygplats. I jorden fanns halter mellan 16-160 ng/g torrsvikt och i grundvattnet observerades halter mellan 1 200-34 000 ng/L. De växter som fanns i området visade på varierande koncentrationer av PFAS, där de högsta halterna uppgick till 97 ng/g våtsvikt i björklöv samt 94 ng/g våtsvikt i granbarr. Studien konstaterar att växtupptag av PFAS troligtvis endast begränsas av toxicitetsgränsen, det vill säga när halten blir hämmande för växtens utveckling, samt att växtupptaget är artberoende och skiljer sig åt mellan olika växtarter. Studien visade också på ett högre upptag av kortkedjiga PFCA-ämnen, vilket förklaras av deras högre vattenlöslighet. En annan slutsats i denna studie var att PFAS kan tas upp av rötter och transporteras ut till växtens löv och blad, där vattnet sedan kan transpirera vilket leder till en ackumulation av PFAS i växtens gröna delar. Vilken mängd förorening som en växt kan ackumulera styrs av växtens biokoncentrationsfaktor (BCF).

I ytterligare en studie av Liang et al. (2019) undersöktes växtupptaget av PFAA-ämnen hos växterna (*Juncus effusus*) i en våtmark. I detta försök observerades att PFOS främst ackumulerades i växternas rötter, utan att transporteras upp till bladen. PFAA-ämnen med kortare kolkedja tenderade dock att transporteras upp till växtens skott. Förutom kolkedjans längd så var även exponeringstiden och koncentrationen av PFAA två viktiga faktorer som påverkade växternas upptag. Studien visade inte på några visuella negativa effekter av växternas upptag av PFAA. En negativ effekt på växternas enzymatiska aktivitet i rötter och skott kunde dock observeras.

En pågående studie vid Igelbäcken i Stockholm undersöker just nu våtmarksväxters potential att rena vatten från PFAS. Reningen tros främst ske genom upptag och nedbrytning av ämnena (Greger 2020).

2.8 Översilningsytor

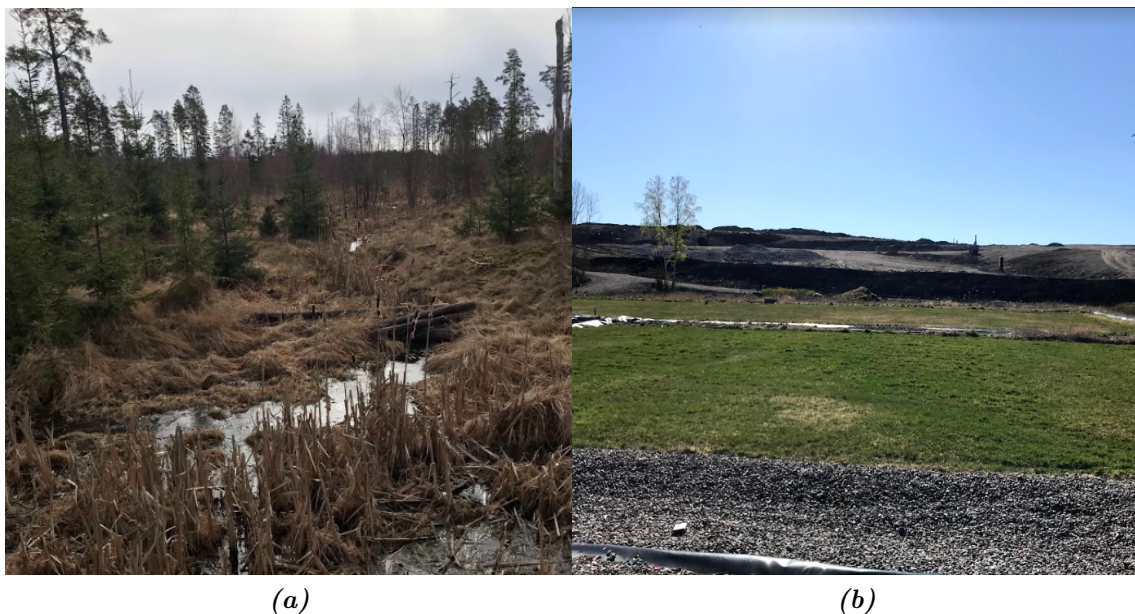
Översilning är en metod som historiskt använts för gödsling och bevattning inom jordbruket sedan mitten av 1800-talet. Naturliga vattendrag dämades upp tillfälligt för att låta åkrar översvämmas med närings- och syrerikt vatten. Metoden utvecklades senare i USA för att rena vatten, då ytliga marklager kunde nyttjas för att avskilja främst ammonium (Stråe 2000). Idag används översilningsytor vid rening av dagvatten (Larm 2000) och lakvatten (Naturvårdsverket 2008) samt vid efterpolering av avloppsvatten (Avloppsguiden u.å.).

En översilningsyta utgörs av en svagt lutande vegetationsbeklädd yta som tar emot vatten över hela sin bredd i ett jämnt flöde. Vattnet kan både infiltrera ned i marken

och rinna längs med ytans översta jordlager. Hur mycket vatten en översilningsyta kan ta emot beror dels på dess storlek, dels på vilken typ av mark den består av (Larm 2000). En mark med hög genomsläpplighet riskerar att ha en högre infiltration av vattnet (Allard et al. 2007). Infiltrationen bör kontrolleras för att undvika att förorena omkringliggande mark (Naturvårdsverket 2008). För exempel på hur en översilningsyta kan se ut, se figur 1a och figur 1b.

Översilningsytor vid deponier och avfallsanläggningar används till stor del för att avskilja ammonium ur det ofta kväverika lakvattnet. När vatten rinner längs översilningsytan syresätts vattnet, vilket är en förutsättning för nitrifikation. Nitrifikation innebär att ammoniumjoner (NH_4^+) omvandlas till nitratjoner (NO_3^-), vilket är det första steget vid kväverening av lakvatten. Detta görs av markens naturligt förekommande nitrifierande bakterier. Översilningsytans funktion är säsongsbegränsad, då ett alltför kallt väder utgör en risk för isbildning på ytan samt marktjäle. Även växtsäsongen begränsar översilningsytans funktion något, då minskad växtlighet ger en lägre biologisk aktivitet i marken och därmed en lägre reningseffekt (WRS 2020). Förutom nitrifikation sker även viss fastläggning och sedimentation av organiskt material och metaller i översilningsytan (Allard et al. 2007). Mikroorganismerna i översilningsytan bidrar även till nedbrytning av föroreningar (WRS 2013).

För att upprätthålla en god reningseffekt bör översilningsytan underhållas kontinuerligt. Ett viktigt underhållssteg är att slå av växterna minst en gång per säsong för att upprätthålla en jämn vegetation över hela ytan. I de fall då maskiner körs på ytan bör de köras tvärs flödesriktningen för att undvika kanalbildning. För att upprätthålla en jämn vegetation bör även en inspektion och eventuell strösådd ske på våren, för att täcka eventuella luckor i vegetationen. Även ledningar och spridarordning bör kontrolleras regelbundet, för att upprätthålla ett jämnt flöde över ytan (Våtmarksguiden u.å.) (WRS 2013).



Figur 1: Översilningsytor vid Löt avfallsanläggning (a) respektive Kvitten avfallsanläggning (b).

3 Metod

3.1 Undersökta avfallsanläggningar med översilningsytor

De fyra avfallsanläggningarna som ingår i studien har valts ut på grund av att anläggningarnas lakvattensystem inkluderar en översilningsyta. Anläggningarna är fördelade från Umeå i norra Sverige till Linköping i södra Sverige, se figur 2 och tabell 5.



Figur 2: Karta över avfallsanläggningarnas placering i Sverige (Google Maps 2020)

Tabell 5: Anläggningar som ingår i studien.

Avfallsanläggning	Ort	Ägare av anläggning
Dåva avfallsanläggning	Umeå	Dåva Deponi och Avfallscenter AB (Dåva DAC)
Gärstad avfallsanläggning	Linköping	Tekniska verken AB
Kvitten avfallsanläggning	Strängnäs	SEVAB Strängnäs Energi AB
Löt avfallsanläggning	Vallentuna	Söderhalls Renhållningsverk AB (SÖRAB)

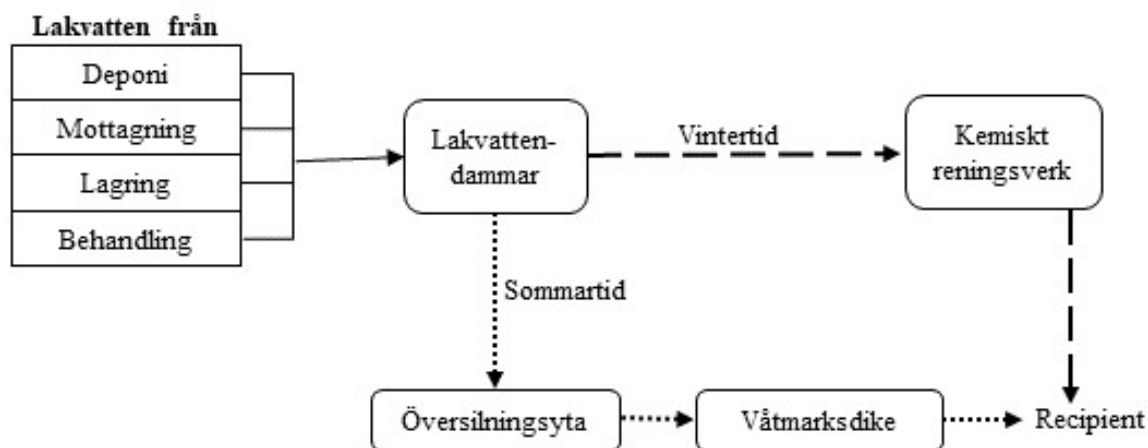
3.1.1 Dåva avfallsanläggning

Dåva Deponi och Avfallscenter AB (Dåva DAC) är beläget i Umeå. Sedan verksamheten startade 1974 har olika slags deponiverksamheter bedrivits på området av olika privata såväl som kommunala aktörer. Verksamheten har omfattat deponering av bland annat aska, avloppsslam, bygg- och industriavfall, slaktavfall samt förorenade jordmassor. Separering av olika slags avfall infördes först i slutet av 1980-talet (Tykesson Nilsson 2019a).

På området finns idag en aktiv deponi för icke-farligt avfall samt en aktiv deponi för farligt avfall. Verksamheten omfattar även avslutade deponier som till stor del är sluttäckta (ibid.). Anläggningen har tillstånd att ta emot totalt 160 000 ton avfall per år, vilket omfattar både deponerad, behandlad och lagrad mängd avfall. År 2018 togs cirka 85 000 ton farligt avfall respektive cirka 23 000 ton icke-farligt avfall emot. Den lagrade mängden avfall uppgick till cirka 40 000 ton (Tykesson Nilsson 2019b).

I anläggningens lakvattenreningssystem ingår tre seriekopplade dammar, med en teoretisk uppehållstid på 6 månader, vilka tar emot vatten från hela anläggningen innan det leds till översilningsytan. De två första dammarna fungerar som buffertmagasin för att jämna ut flöden. I dessa två dammar sker även syresättning av vattnet. I alla tre dammar sker sedimentation och nitrifikation. Den 3000 m^2 stora översilningsytan anlades 2006 och består av ett 0,5 m mäktigt torvlager, beklätt av en flora som domineras av rörflen. Idag leds allt lakvatten från området till översilningsytan under sommarhalvåret (mitten av maj till slutet av oktober) inklusive lakvatten från de avslutade deponierna. Det inkommande flödet till översilningsytan är då konstant 5-10 m^3/h . År 2012 anlades även ett 1 500 m långt våtmarksdike efter översilningsytan, där vattnet rinner innan det släpps ut till recipienten Tavelån (Tykesson Nilsson 2019a). Under vinterhalvåret leds lakvattnet till ett kemiskt reningsverk efter lakdammarna, istället för till översilningsytan och våtmarksdiket. På anläggningen behandlas i genomsnitt 82 000 m^3 lakvatten per år (Tykesson Nilsson 2019b). För flödesschema över anläggningens lakvattensystem, se figur 3.

Anläggningen genomförde lakvattenprovtagningar under 2017 och 2019 som visade på förekomst av PFAS i lakvattnet efter samtliga reningssteg (Tykesson Nilsson 2019a).



Figur 3: Flödesschema över lakvattensystemet vid Dåva DAC i Umeå. Förlaga av Eriksson Russo (2018).

3.1.2 Gärstad avfallsanläggning

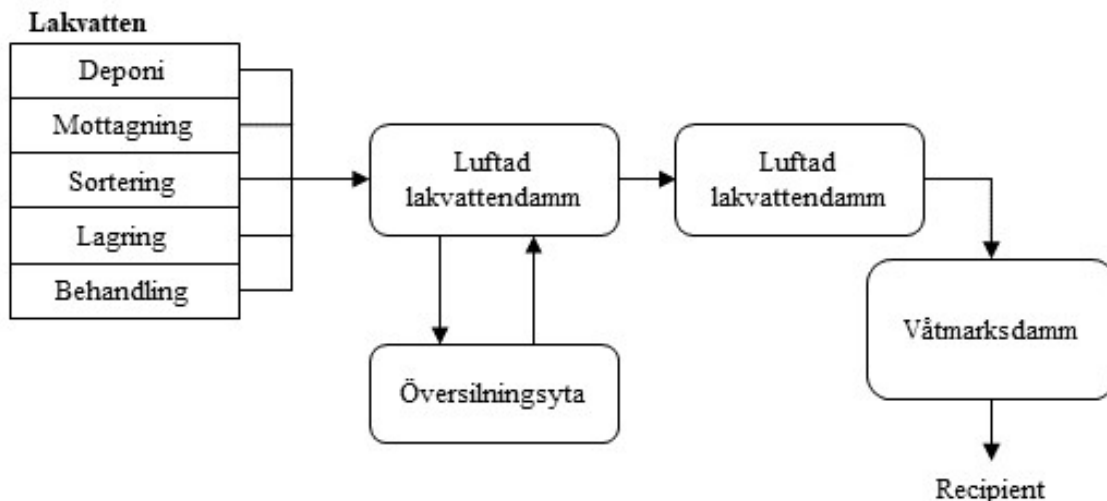
Gärstad avfallsanläggning är belägen i Linköping och ägs av Tekniska verken. På anläggningen sker mottagning, behandling, utsortering, lagring och deponering av avfall samt avfallsbränslen. Anläggningen har tillåtelse att årligen deponera 200 000 ton icke-farligt avfall, 50 000 ton farligt avfall samt 100 000 ton förorenade massor. År 2018 uppgick den deponerade mängden icke-farligt avfall till cirka 18 000 ton. Motsvarande mängd farligt avfall samt förorenade massor uppgick till 250 respektive 150 ton (Tekniska verken 2018).

Avfallsanläggningen är indelad i åtta olika delområden beroende på vilken verksamhet som bedrivs. Gemensamt för de flesta av delområdena är att tidigare verksamhet har omfattat deponering av industriavfall samt restprodukter från fastbränsleeldning. Även deponering av oljeförorenade massor och slaggavfall har skett. Idag sker främst lagring av olika slags avfall, så som restprodukter, farligt avfall från hushåll samt förorenade massor. Även deponering av restprodukter och en mindre fraktion organiskt avfall sker på området (ibid.).

En stor del av anläggningen är placerad på hårdgjorda ytor, vilket underlättar uppsamlingen av det lakvatten som bildas på området. Lakvattnet behandlas i ett lokalt system innan det når recipienten Stångån (ibid.), dit i genomsnitt 221 000 m^3 renat lakvatten pumpas per år (Hammar 2020). Systemet omfattar två lakvattendammar med en uppehållstid på cirka 1 år för att jämna ut flöden, en översilningsyta på 4500 m^2 samt ett våtmarksområde. Översilningsytan beskickas intermittent med cirka 11,6 m^3/h året runt via ett dike vid inloppet till ytan och dess främsta syfte är att avskilja ammoniumkväve från lakvattnet genom nitrifikation (Tekniska verken 2018). Växtligheten på ytan domineras av bladvass. Ingen regelbunden klippning av växtligheten genomförs (Hammar 2020). I våtmarksområdet sker sedan denitrifikation, vilket är ett efterföljande steg för kväverening (Tekniska verken 2018). För flödesschema över anläggningens lakvattensystem, se figur 4.

Anläggningen genomför regelbundet provtagningar av bland annat lakvatten, ytvat-

ten och grundvatten på och runt området. Provtagningar genomförda under 2018 visar på förekomst av PFAS i samtliga vatten kring anläggningen (Tekniska verken 2018).



Figur 4: Flödesschema över lakvattensystemet vid Gärstads avfallsanläggning i Linköping. Förlaga av Eriksson Russo (2018).

3.1.3 Kvitten avfallsanläggning

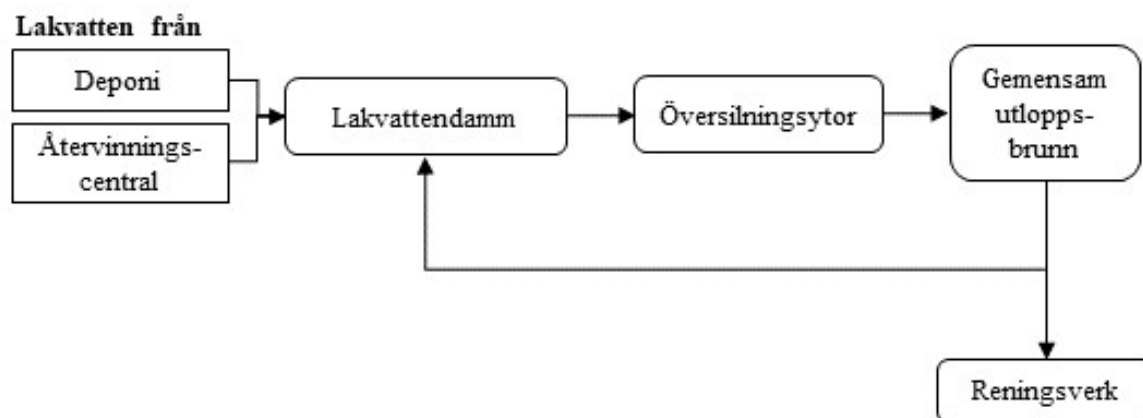
Kvitten avfallsanläggning är belägen i Strängnäs och ägs av SEVAB Strängnäs Energi. På anläggningen finns en avslutad deponi, vilken håller på att sluttäckas, samt en återvinningscentral (Hellström 2019), vilken ansvarar för insamling av hushållsavfall, latrin, grovavfall samt farligt avfall i Strängnäs Kommun. Vid återvinningscentralen sker både sortering, klassificering, förpackning, märkning samt mellanlagring av det farliga avfallet som mottas. Anläggningen har tillstånd att mellanlagra upp till 7 ton farligt avfall vid ett och samma tillfälle, varpå det sedan transporteras till en extern mottagare för omhändertagande (SEVAB Strängnäs Energi 2018). I deponin har olika avfallstyper deponerats, så som trä, elektronik, bildäck, textilier, farligt avfall och hushållssopor (Strängnäs Kommun 2014). Denna deponi har dock ej varit i drift sedan 2012. Under den tid som deponin var i drift fanns tillstånd att deponera upp till 10 000 ton avfall per år. Vid återvinningscentralen togs cirka 530 ton farligt avfall emot 2018, samt cirka 26 400 ton icke-farligt avfall (SEVAB Strängnäs Energi 2018).

Det lakvatten som bildas renas först i en lokal reningsanläggning bestående av en lakvattendamm och översilningsytor. Efter översilningsytorna samlas vattnet upp i en uppsamlingsbrunn, varpå det antingen leds tillbaka till lakvattendammen eller till ett närliggande reningsverk. I genomsnitt renas 35 000 m³ lakvatten varje år (Strängnäs Kommun u.å.). För ett flödesschema över lakvattensystemet på anläggningen, se figur 5.

De översilningsytor som finns på anläggningen har en total yta på 2 500 m² och består till stor del av rörflen (Hellström 2019) ovanpå ett tre till fyra decimeter

tjockt jordlager. Under växtsäsong klipps gräset var tredje till fjärde vecka (Strängnäs Kommun u.å.). Dessa ytor tar emot cirka $40 \text{ m}^3/\text{h}$, då de är i drift, under alla dagar i veckan i intervaller om 30 minuter (ibid.).

Anläggningen har inga erfarenheter eller provtagningar av PFAS sedan tidigare (Johansson 2020).



Figur 5: Flödesschema över lakvattensystemet vid Kvitten avfallsanläggning i Strängnäs. Förlaga av Eriksson Russo (2018).

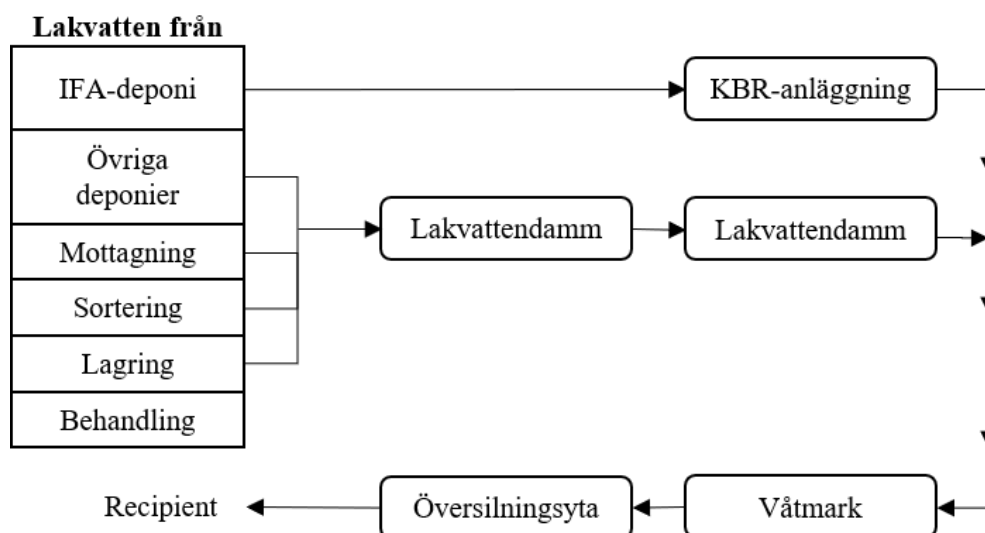
3.1.4 Löt avfallsanläggning

Löt avfallsanläggning är belägen i Vallentuna och ägs av Söderhalls Renhållningsverk AB (SÖRAB). Anläggningen togs i drift år 1995 (SÖRAB 2018a). På anläggningen sker sortering, lagring och behandling av framförallt förorenade massor och oljeslam på ett $99\,000 \text{ m}^2$ stort område, samt deponering av farligt avfall, icke-farligt avfall, aska, el och asbest på ett $225\,000 \text{ m}^2$ stort område (SÖRAB 2019). Sedan 2018 har Löt avfallsanläggning tillstånd att ta emot $352\,000$ ton avfall per år (SÖRAB 2018a).

Behandling av lakvatten på anläggningen sker i ett lokalt reningssystem, där lakvatten från deponier respektive sorterings- och lagerytor samlas upp i två separata ledningar, då de har olika föroreningsgrad. Lakvatten från deponierna med icke-farligt avfall behandlas först i en biologisk kväverenningsprocess, varpå det pumpas ut i ett våtmarksområde (SÖRAB 2018b) och till sist når översilningsytan, vilken är cirka $47\,000 \text{ m}^2$ (SÖRAB 2019). Översilningsytan består av en naturligt förekommande skogsslänt och beskickas med cirka $20 \text{ m}^3/\text{h}$ (Helmfrid 2019). Lakvatten från ytor med förorenade jordar och oljeslam leds istället till ett uppsamlingsmagasin, varpå det pumpas genom ett torvfilter för luftning och sedimentation till ett utjämningsmagasin. Därefter når även detta lakvatten våtmarken och till sist översilningsytan. Lakvatten från övriga ytor, så som deponier med farligt avfall, leds till ett utjämningsmagasin, varpå det antingen behandlas i den biologiska kväverenningsprocessen alternativt pumpas direkt till våtmarken och översilningsytan. Det renade lakvattnet från samtliga områden släpps sedan ut till sjön Jälnan, dit i genomsnitt $114\,000 \text{ m}^3$ renat lakvatten pumpas varje år (SÖRAB 2018b). I figur 6 nedan ses flödesschemat

för lakvattensystemet vid anläggningen.

Tidigare provtagningar på anläggningen visar på att de högsta koncentrationerna av PFAS finns i lakvatten från den äldre deponin för icke-farligt avfall (Helmfrid 2019).



Figur 6: Flödesschema över lakvattensystemet vid Löt avfallsanläggning i Vallentuna. KBR står för kontinuerlig biologisk rening, en biologisk kvävereningsprocess. Förlaga av Eriksson Russo (2018).

3.1.5 Sammanställning av undersökta översilningsytor

Tabell 6: Jämförelse av olika parametrar mellan översilningsytorna.

Generella parametrar	Dåva, Umeå	Gärstad, Linköping	Kvitten, Strängnäs	Löt, Vallentuna
Översilningsytans totala yta [m^2]	3000	4500	2500	47 000
När översilningsytan anlades	2006	2006	2006	1998
Växtlighet	Rörflen	Bladvass	Rörflen	Naturligt skogsområde
Behandlingstid per år [mån]	6	12	7	6-12
Flöde in till översilningsytan [m^3/h]	5-10	12	40	20
Översilningsytans belastning [mm/d]	60	60	192	10
Medelvärde mängd behandlat lakvatten [$m^3/år$]	82 000	221 000	35 000	114 000
Parametrar vid studiens provtagning	Dåva, Umeå	Gärstad, Linköping	Kvitten, Strängnäs	Löt, Vallentuna
Tidpunkt provtagning, vecka (år)	44 (2019)	11 (2020)	17 (2020)	12 (2020) 16 (2020)
pH inkommande vatten till översilningsytan	7,7	7,6	7,0	8,3
pH utgående vatten från översilningsytan	7,7	7,4	7,7	7,9
Temperatur inkommande vatten till översilningsytan [$^{\circ}C$]	Ingen uppgift	5,5	13,2	4,7
Temperatur utgående vatten från översilningsytan [$^{\circ}C$]	Ingen uppgift	5,9	13,3	3,4

I tabell 6 ses även vid vilka tidpunkter provtagning har skett. Vid Gärstad, Kvitten och Löts avfallsanläggningar har provtagning skett under våren 2020. Vid Dåva skedde dock provtagning under hösten 2019 då anläggningens översilningsyta inte tas i bruk förrän senare under våren. Dessa prover har frusits ned tills dess att de analyserades. Vid Löts avfallsanläggning har provtagning skett vid två perioder; en provtagning enligt tabell 7 och en tidsserieprovtagning enligt tabell 8. Även pH och temperatur har mätts i inkommande och utgående lakvatten vid översilningsytorna, för att undersöka eventuella variationer i rening av PFAS kopplat till dessa parametrar. Inga större variationer i pH och temperatur kunde dock detekteras, varför denna frågeställning ej undersöktes vidare.

3.2 Fördelning av prover

3.2.1 Samlingsprov

Analys av prover med avseende på 11 PFAS har genomförts av ett kommersiellt laboratorium (Eurofins). Totalt innefattade provtagningen sex provpunkter vid var och en av de fyra anläggningarna, med två duplikat per provpunkt, vilket totalt summerar till 48 samlingsprover, se tabell 7.

Tabell 7: Fördelning av samlingsprover på de fyra avfallsanläggningar som ingår i studien, angivet relativt översilningsytan, det vill säga "inkommande vatten" innebär inkommande vatten till översilningsytan och "jord in" innebär jordprov vid inloppet till översilningsytan.

Avfallsanläggning	Antal samlingsprover	Fördelning av prover
Dåva, Gärstad, Kvitten och Löt	12 per anläggning	Inkommande vatten x2 Utgående vatten x2 Jord in x2 Jord ut x2 Växter in x2 Växter ut x2

3.2.2 Tidsserieprovtagning

Utöver de prover som redovisas i tabell 7 så skickades ytterligare prover från Löt avfallsanläggning till Eurofins. Dessa fördelades enligt tabell 8. Dessa prover bestod av inkommande och utgående vatten som en tidsserie under en arbetsvecka vid ett senare tillfälle.

Tabell 8: Fördelning av de tidsserieprover som skickas från Löt avfallsanläggning till Eurofins.

Avfallsanläggning	Antal prover	Fördelning av prover
Löt	10	Inkommande vatten x5 (5 dagars tidsserie) Utgående vatten x5 (5 dagars tidsserie)

3.3 Provtagningsmetod

Viss provtagning har genomförts av personal på anläggningarna. Proverna har frysts ned tills dess att alla anläggningars prover har tagits, då alla prover analyserades samtidigt.

3.3.1 Inkommande och utgående vatten

Prover på inkommande och utgående vatten togs som samlingsprov över en arbetsvecka, vid lämpligt inlopp respektive utlopp till översilningsytan, enligt figur 7. Prover om cirka 150 ml togs en gång per dag, varpå de slogs samman till två större kärl; ett för utgående och ett för inkommande vatten. Kärlen som användes var polypropylen-flaskor. Vardera samlingsprov var alltså 750 ml efter veckans slut.

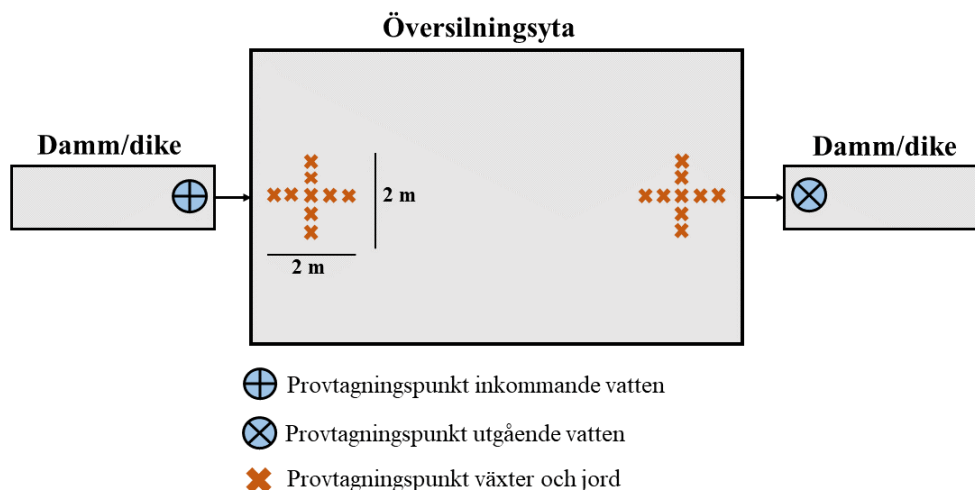
Alla kärl som kom i kontakt med lakvattnet sköljdes i lakvattnet tre gånger innan ett prov togs för att undvika kontaminering. Det lakvatten som användes för att skölja kärlet hällades inte tillbaka ned i flödet, utan istället en bit bredvid. Detta genomfördes för samlingskärlet innan första provtagningen skedde, samt för provtagningsskärlet vid varje provtagning och för det kärl som användes för att mäta upp 150 ml, även detta vid varje provtagning. Utöver detta undveks kontakt mellan provet och händer, kläder och dylikt, för att undvika kontamination av provet.

3.3.2 Växter

Provtagning av växter skedde också som ett samlingsprov, dock endast vid ett tillfälle. Vid växtprovtagningen samlades endast den ovanjordiska biomassan in. Prover togs både vid inlopp samt utlopp till översilningsytan, för att upptäcka eventuella variationer och upptag av PFAS. Ett samlingsprov av växter togs i nio punkter vid inlopp respektive utlopp med 0,5 m mellan punkterna i ett kors, se figur 7. Denna metod baserades på en studie av Naturvårdsverket, där halter av PFAS undersöktes i jordprov från olika delar av Sverige med en liknande provtagningsmetod (Naturvårdsverket 2018). En zip-påse på 6L fylldes med de växter som växer på översilningsytan.

3.3.3 Jord

Även jordprover togs som ett samlingsprov vid ett tillfälle. Det översta markskiktet med rötter grävdes bort, varpå jordproverna togs av det underliggande lagret på ett djup av cirka 10 cm på översilningsytan på samma sätt som i figur 7. Delproven lades i en hink och blandades för att få ett homogent samlingsprov. Till sist fylldes en zip-påse på 1L för samlingsprovet.



Figur 7: Skiss över hur vatten-, växt- och jordprover togs på översilningsytan.

3.3.4 Övriga provtagningsparametrar

Vid varje provtagningsstillfälle dokumenterades eventuell nederbörd samt, där det var möjligt, lakvattenflöde till översilningsytan för veckan innan och under provtagningen. Vid besök på anläggningarna undersöktes eventuell förekomst av rännilar och ojämn växtlighet på översilningsytan, då detta kan indikera hur väl ytan fungerar. Vid ett tillfälle under vardera provtagningsvecka mättes även pH och temperatur i lakvattnet.

3.4 Analyismetod

Alla prover analyserades med *Ultra Performance Liquid Chromatography - Tandem Mass Spectrometer* (UPLC-MS/MS) vid Eurofins laboratorium, men beroende på provtyp skiljde sig provberedningen åt. *Standard Recovery* för proverna var 70-120 %, vilket innebär att 70-120 % av analyten (PFAS) kunde överföras från provmatris till provlösning. Detta testades genom att göra en känd tillsats av det prov som analyserades och sedan säkerställa att samma mängd av provet fås ut i slutet av analysen.

3.4.1 Vattenprover

Vattenproverna homogeniserades först i ursprunglig provbehållare för att erhålla ett representativt prov. En bestämd volym överfördes sedan till ett eppendorfrör varpå en internstandard (ISTD) samt ett organiskt lösningsmedel tillsattes provet (Eurofins 2020). En internstandard har liknande egenskaper som provet och används för att korrigera för eventuella förluster av provet vid provberedningen (Länsstyrelsen 2012). Därefter homogeniserades provet ytterligare innan det centrifugerades. Supernatanten överfördes sedan till en mindre provbehållare som analyserades med UPLC-MS/MS. För de prover där en halt över 1000 ng/L ej kunde påvisas användes fastfasextraktion för att koncentrera provet (Eurofins 2020).

Vid fastfasextraktionen homogeniserades provet ytterligare tillsammans med en internstandard. Provet koncentrerades sedan med hjälp av fastfasextraktion, varpå eluatet samlades upp och indunstades. Provet späddes sedan med 50% organiskt lösningsmedel och 50% milliQ-vatten innan det analyserades med UPLC-MS/MS (ibid.).

Detektionsgränsen för vattenproverna var 1 ng/L för alla PFAS utom PFBA, där den var 3 ng/L (ibid.).

3.4.2 Jordprover

$20 \pm 0,1$ gram av provet vägdes upp i en provbehållare efter homogenisering. Organiskt lösningsmedel, en internstandard samt en alkalisk lösning tillsattes provet varpå det skakades och neutraliserades med syra, innan det homogeniserades och centrifugerades. För att rena provet överfördes sedan en bestämd volym av supernatanten till en mindre provbehållare och blandades med syra och ENVI-Carb, ett adsorptionsmedium baserat på aktivt kol som alltså adsorberar PFAS. De föroreningar som ej fastnar på kolet renas alltså bort och sedan sköljs provet med en

lösning för att PFAS ska släppa igen. Provet centrifugerades ytterligare varpå 500 µL av supernatanten blandades med 500 µL milliQ-vatten i en provbehållare som sedan skakades och analyserades med UPLC-MS/MS (Eurofins 2020).

Detektionsgränsen för jordprover var 0,1 µg/kgTS för alla PFAS förutom PFOA och PFOS, där den var 0,05 µg/kgTS (ibid.).

3.4.3 Växtprover

Växtprovet torkades och homogeniserades först, varpå 2 gram av det homogeniserade provet vägdes in och blandades med 2 ml milliQ-vatten. Provet fick sedan stå i 15 minuter. Därefter tillsattes basisk metanol och provet extraherades med skakbord och ultraljud. Saltsyra (HCl) tillsattes för att neutralisera provet, varpå provet centrifugerades och sedan renades med ENVI-Carb. Därefter analyserades provet med UPLC-MS/MS (Karlsson 2020).

Detektionsgränsen för växtprover varierade för specifika PFAS samt beroende på vattenhalt i provet. Samtliga detektionsgränser låg inom intervallet 0,16-3,1 µg/kgTS och 0,1-1 µg/kgVV (Eurofins 2020).

3.5 Osäkerheter

Vid analys av provresultat finns flertalet osäkerheter att ta i beaktande. En av dessa är mätosäkerheten vid analysen, vilken var 29 % för samtliga vattenprover och 23 % för samtliga jord- och växtprover.

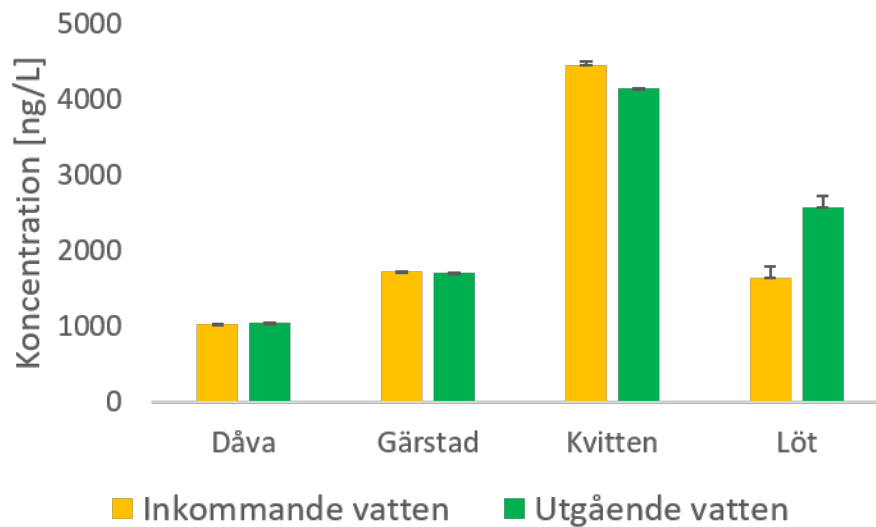
Även standardavvikelsen beräknades med hjälp av duplikat av varje prov (se tabell 11, 12 och 13 i Appendix). Standardavvikelsen för vattenprover låg i intervallet 0-25 %, vilket är inom intervall som presenterats i liknande studier där PFAS i vatten har analyserats (Ahrens et al. 2017; Bonnet 2017). För jordprover låg standardavvikelsen i intervallet 0-29 % och för växtprover låg den inom intervallet 0-53 %, vilket även detta är inom intervall vid liknande studier (Ahrens et al. 2017).

Ytterligare en faktor att ta i beaktande är att provtagningen till viss del har genomförts av olika personer. Detta kan ha gett upphov till skillnader i hanteringen av provkärl, utrustning och liknande.

4 Resultat

4.1 PFAS i lakvatten

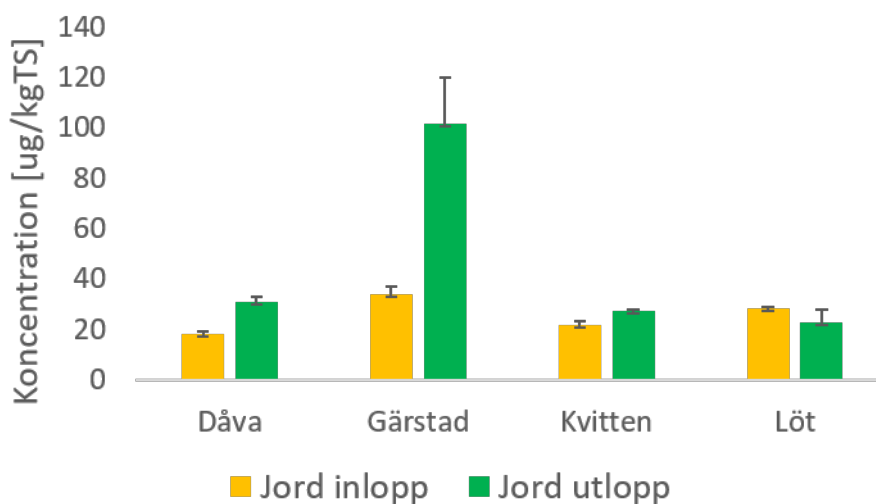
Totalhalter av PFAS undersöktes i inkommande respektive utgående lakvatten vid anläggningarnas översilningsytor (figur 8). Vid Löt avfallsanläggning detekterades en ökning av PFAS i utgående lakvatten med cirka 60 % jämfört med inkommande lakvatten. För övriga tre anläggningarna skilde sig inte in- och utgående PFAS-halter i lakvattnet nämnvärt med hänsyn till de osäkerheter som finns i provtagning och analys.



Figur 8: Skillnaden i koncentration av PFAS11 i inkommande respektive utgående lakvatten vid de fyra avfallsanläggningarnas översilningsytor.

4.2 PFAS i jord

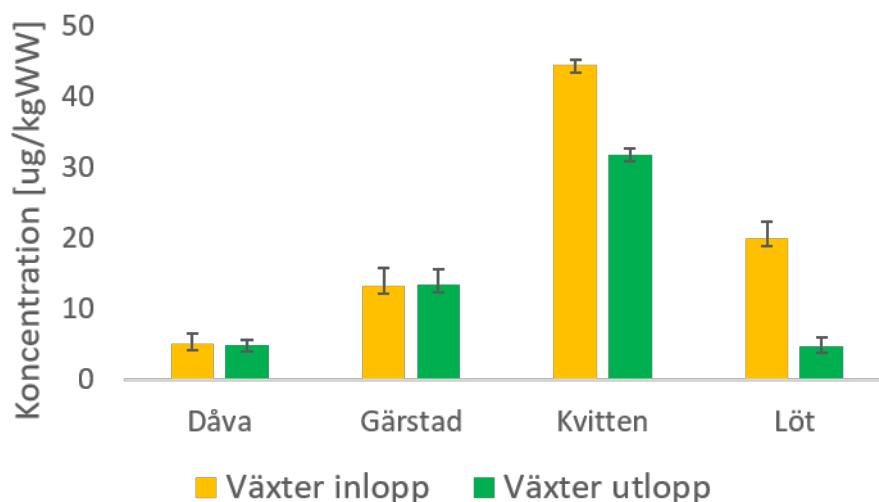
Totalhalter av PFAS undersöktes även i jord vid inlopp respektive utlopp till anläggningarnas översilningsytor (figur 9). Vid Dåva avfallsanläggning kunde en ökning på 70 % ses i jord vid utloppet jämfört med jord vid inloppet. Vid Gärsd avfallsanläggning var motsvarande siffra 200 %. Vid Kvitten avfallsanläggning fanns en ökning på 30 % vid utloppet jämfört med vid inloppet, medan det vid Löt detekterades en minskning på 20 %.



Figur 9: Skillnaden i koncentration av PFAS11 i jord vid inloppet respektive utloppet till de fyra avfallsanläggningarnas översilningsytor.

4.3 PFAS i växter

Halter i växter vid inloppet respektive utloppet till översilningsytorna undersöktes också (figur 10). Ingen signifikant skillnad i PFAS-halter mellan växter vid inlopp och utlopp detekterades vid Dåva eller Gärstad avfallsanläggning. Vid Kvitten avfallsanläggning sågs dock en minskning på 30 % vid utloppet och vid Löt avfallsanläggning var motsvarande siffra 90 %.

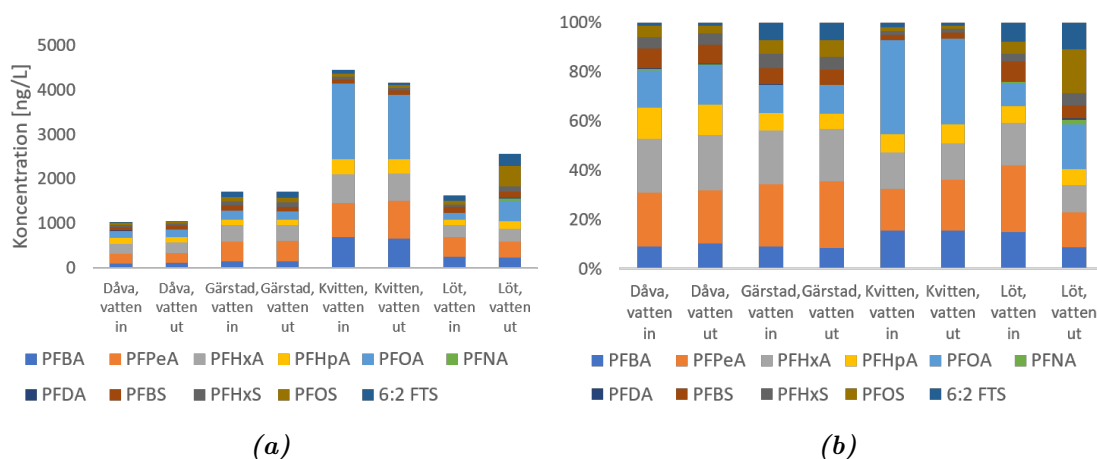


Figur 10: Skillnaden i koncentration av PFAS11 i växter vid inloppet respektive utloppet till de fyra avfallsanläggningarnas översilningsytor.

4.4 Sammansättning i vatten, jord och växter

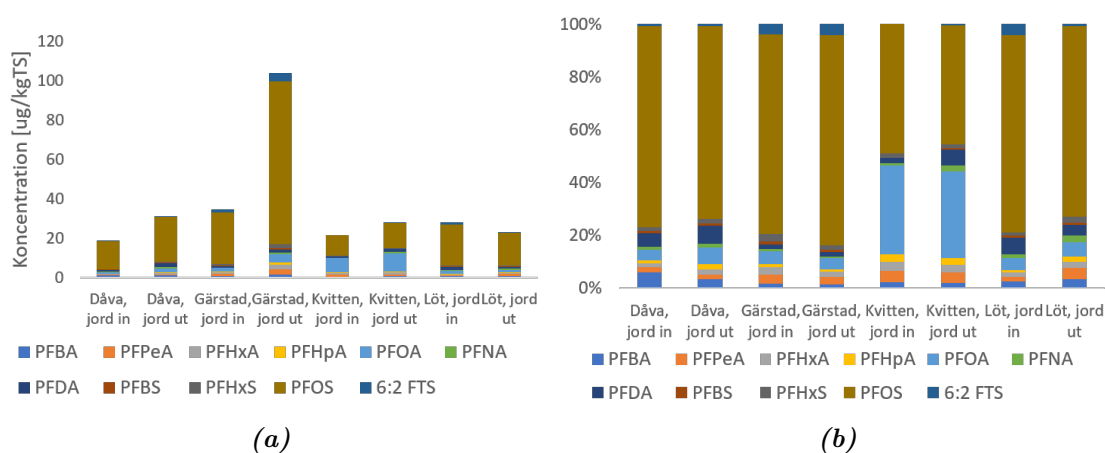
Sammansättningen av olika PFAS undersöktes i vatten (figur 11a och 11b), jord (figur 12a och 12b) och växter (figur 13a och 13b).

Vid Dåva, Gärstad och Löt avfallsanläggning detekterades halter av samtliga 11 PFAS i lakvattnet. Vid Kvitten detekterades samtliga ämnen förutom PFNA och PFDA. Den dominerande gruppen PFAS i lakvattnet var PFCA, som stod för 60-94 % av totalhalten PFAS. Den näst största gruppen var PFSA (4-27 %) följt av FTSA (1-12 %).



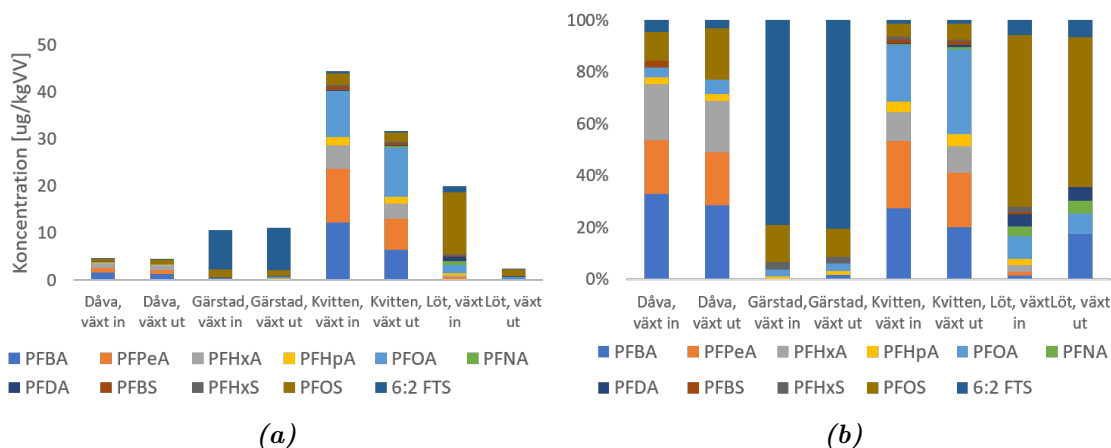
Figur 11: Fördelningen av olika PFAS i vatten i ng/L (a) och % (b).

Majoriteten av anläggningarnas jordprover innehöll samtliga PFAS. Vid Kvitten avfallsanläggning kunde dock inte halter av PFBS eller 6:2 FTS detekteras i jorden. Vid ett av Däva anläggnings jordprov kunde inte 6:2 FTS heller detekteras. Den dominerande gruppen PFAS i jord var PFSA (47-83 %), följt av PFCA (13-53 %) och FTSA (0-5%).



Figur 12: Fördelningen av olika PFAS i jord i µg/kgTS (a) och % (b).

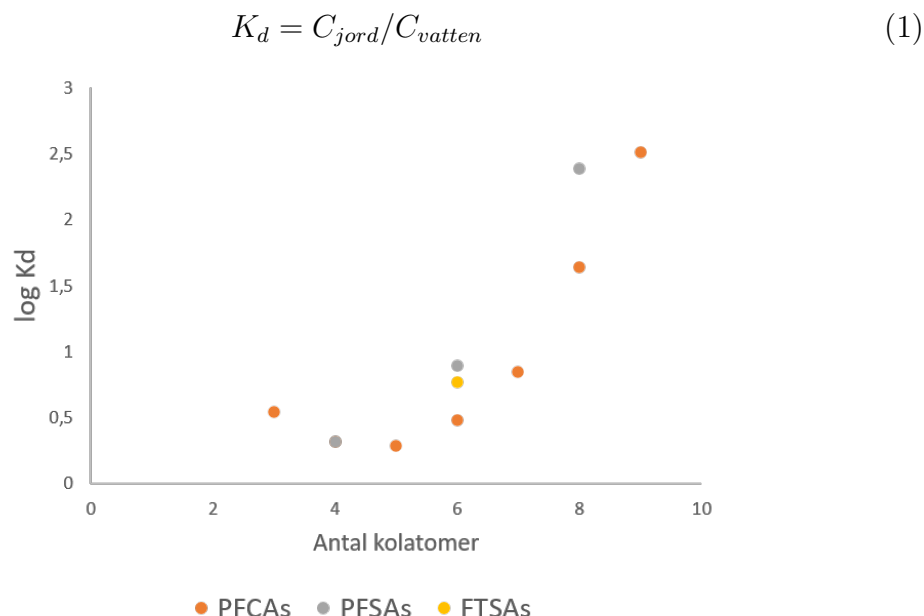
Kvitten avfallsanläggning var den enda anläggningen där samtliga PFAS kunde detekteras i samtliga växtprov. Vid Däva avfallsanläggning detekterades inte halter av PFNA, PFDA, PFBS eller PFHxS. Vid Gärsd avfallsanläggning detekterades inte heller halter av PFNA, PFDA eller PFBS, men heller inte halter av PFBA, PFPeA eller PFHxA. Vid Löt avfallsanläggning detekterades samtliga PFAS i växter vid inloppet, medan inga halter av PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFNA, PFDA, PFBS, PFHxS eller 6:2 FTS detekterades i växter vid utloppet.



Figur 13: Fördelningen av olika PFAS i växter i $\mu\text{g/kgVV}$ (a) och % (b).

4.5 Fördelning mellan vatten och jord respektive växter

För att få en bild av fördelningen av olika PFAS mellan jord och vatten beräknades fördelningskoefficienter (även kallat K_d -värden) mellan jord och inkommande respektive utgående vatten enligt ekvation 1, där C_{jord} är koncentrationen i jord [ng/kgTS] och C_{vatten} är koncentrationen i vatten [ng/L]. Fördelningskoefficienten är ett mått på jordens adsorptionsförmåga. Detta kan ses i figur 14. Det kan ses att PFAS med längre kolkedja tenderar att ha ett högre $\log(K_d)$ och därmed ackumuleras i jord i större utsträckning.

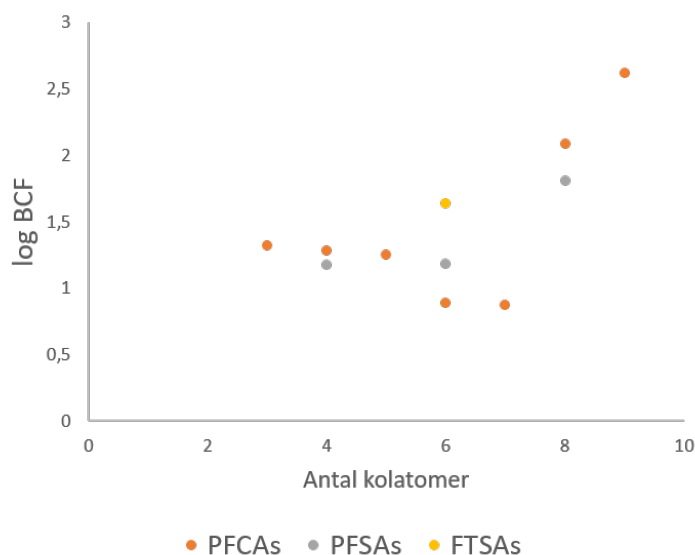


Figur 14: $\log(K_d)$ för PFAS tillhörandes grupperna PFCA, PFSA och FTSA.

Även fördelningen av olika PFAS mellan växter (den ovanjordiska biomassan) och vatten undersöktes genom att beräkna BCF (*Bioconcentration Factor*) för växterna

enligt ekvation 2, där $C_{växt}$ är koncentrationen i växten [ng/kgTS] och C_{vatten} är koncentrationen i vatten [ng/L]. Resultatet kan ses i figur 15. Det kan ej ses någon tydlig trend mellan kolkedjelängd och $\log(BCF)$ för dessa PFAS i denna studie.

$$BCF = C_{växt}/C_{vatten} \quad (2)$$



Figur 15: $\log(BCF)$ för PFAS tillhörandes grupperna PFCA, PFSA och FTSA. BCF står för Bioconcentration Factor och är en fördelningskoefficient mellan en organism och dess omgivande miljö, i detta fall mellan växt och vatten.

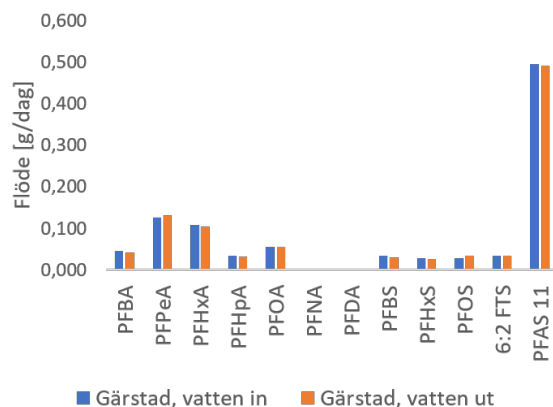
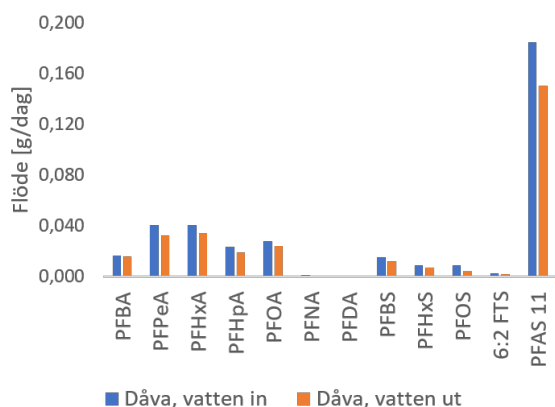
4.6 Massflöden av PFAS

Ett massflöde av PFAS beräknades för respektive anläggning med hjälp av flödesdata för inkommande respektive utgående lakvatten vid översilningsytan (figur 16, 17, 18 och 19). Dessa grafer är en uppskattning av PFAS-flödet vid respektive anläggning, då beräkningarna i vissa fall baserats på ett årligt genomsnittligt vattenflöde.

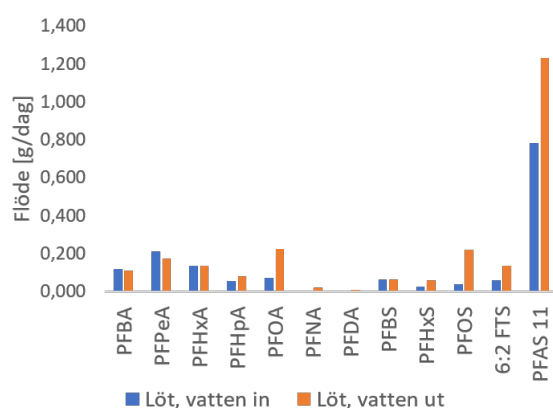
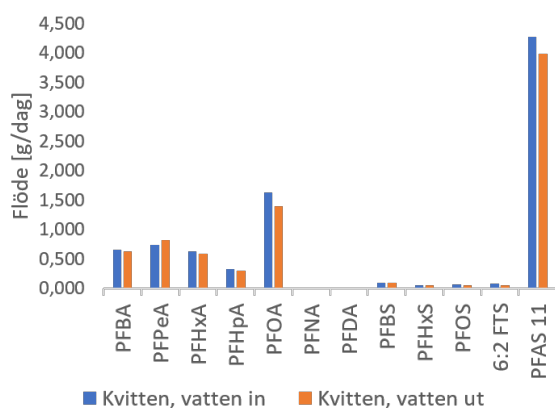
Vid Dåva, Gärstad och Kvitten avfallsanläggning är flödet av PFAS in till översilningsytan relativt lika flödet ut. Vid Löt avfallsanläggning sker däremot en ökning av det utgående flödet jämfört med det inkommande flödet, vilket kan bero på att en ackumulering med urlakning som följd har skett någonstans på översilningsytan. Beräkningarna ska dock endast ses som en uppskattning av massflödet.

Vid en beräkning av massflödet av PFAS vid respektive anläggning ses att inflödet vid Dåva avfallsanläggning är 0,18 g/dag (66 g/år) och utflödet 0,15 g/dag (55 g/år). Vid Gärstad avfallsanläggning är motsvarande siffror 0,49 g/dag (179 g/år) för både inflöde och utflöde. Vid Kvitten avfallsanläggning är inflödet 4,27 g/dag (1560 g/år) och utflödet 3,98 g/dag (1450 g/år). Vid Löt avfallsanläggning är inflödet 0,78 g/dag (285 g/år) och utflödet 1,23 g/dag (450 g/år). Dessa beräkningar

baserades i vissa fall på flödesdata från provtagningstillfället och i vissa fall på årsmedelflöden. En sammanställning av förändringen i massflödet mellan inlopp och utlopp kan ses i tabell 9.



Figur 16: Flöde av PFAS [g/dag] i inkommande respektive utgående vatten vid Dåva avfallsanläggning. **Figur 17:** Flöde av PFAS [g/dag] i inkommande respektive utgående vatten vid Gärsd avfallsanläggning.



Figur 18: Flöde av PFAS [g/dag] i inkommande respektive utgående vatten vid Kvitten avfallsanläggning. **Figur 19:** Flöde av PFAS [g/dag] i inkommande respektive utgående vatten vid Löt avfallsanläggning.

Tabell 9: Förändring i massflöde av PFAS11 vid utlopp jämfört med inlopp, vid respektive avfallsanläggning.

Anläggning	Förändring [g/dag]	Förändring [g/år]	Förändring [%]
Dåva, Umeå	-0,03	-12	-19
Gärsd, Linköping	0	0	0
Kvitten, Strängnäs	-0,29	-105	-7
Löt, Vallentuna	+0,45	+164	+57

För att undersöka översilningsytornas potential att rena lakvattnet från PFAS beräknades ett teoretiskt upptag av PFAS11 och PFOS i växternas biomassa som årligen skulle kunna skördas och forslas bort (tabell 10; ekvation 3-7 i Appendix). Då översilningsytorna vid Dåva, Gärstad och Kvitten avfallsanläggning består av rörflen eller bladvass, vilka tillhör samma släkte, baserades beräkningarna på en biomassaproduktion på 10-60 ton TS/ha/år (Kindvall & Ridderstolpe 1989). Ingen beräkning gjordes för Löt avfallsanläggning, då denna översilningsyta har en varierad växtlighet.

Tabell 10: Potentiell bortforsling av PFOS och PFAS11 i växternas biomassa i % av totalt inkommande massflöde vid respektive översilningsyta.

Anläggning	PFOS [%]	PFAS11 [%]
Dåva	0,25-1,5	0,07-0,44
Gärstad	0,11-0,05	0,05-0,30
Kvitten	0,10-0,60	0,03-0,19

5 Diskussion

5.1 PFAS i lakvatten

Ingen klar minskning av PFAS i lakvatten går att se vid översilningsytorna på dessa fyra avfallsanläggningar. Totalhalter av PFAS varierar i storlek mellan anläggningarna, vilket till stor del beror på vilken mängd och sorts avfall anläggningen tagit emot. En jämförelse med sammanställningen över PFAS i lakvatten gjord av Avfall Sverige (2018) (tabell 2 och 3) visar att halter detekterade i denna studie är relativt låga jämfört med andra anläggningar i Sverige. Medelhalten för PFAS11 i obehandlat lakvatten för anläggningar i Sverige var i Avfall Sveriges sammanställning cirka 5700 ng/L, medan denna studie visar på halter mellan 1000-4500 ng/L med ett medelvärde på 2200 ng/L i det inkommande lakvattnet till översilningsytorna. För behandlat lakvatten är motsvarande siffra 3900 ng/L i Avfall Sveriges sammanställning, medan den i denna studie är 1000-4000 ng/L med ett medelvärde på 2400 ng/L. Detta kan dock förklaras av att PFAS-halter i lakvatten ofta beror på vilka mängder och typer av avfall som hanterats på anläggningen och alltså är platsspecifikt, vilket har visats i flertalet studier (Busch et al. 2009; Elizalde et al. 2016; Grace et al. 2017).

En analys av sammansättningen av olika PFAS i lakvattnet visar på låga halter av PFNA och PFDA, vilket till stor del förklaras av en lägre användning av dessa ämnen i produkter. PFNA och PFDA adsorberas därtill i stor utsträckning till jordpartiklar, vilket förklarar den låga koncentrationen i vattenfas. I övrigt är sammansättningen till stor del anläggningsspecifik, då tydliga likheter finns mellan inkommande och utgående vatten inom respektive anläggning. Detta tyder också på att sammansättningen av PFAS till stor del beror på anläggningens avfallsmängder och typer av avfall.

5.2 PFAS i jord och växter

Vid en analys av jordprov från de fyra anläggningarna skiljer sig halterna vid Gärstad avfallsanläggning åt från de resterande anläggningarna. Standardavvikelsen vid Gärstad avfallsanläggning är relativt hög, och skillnaden i halter vid inlopp och utlopp likaså, vilket kan förklaras av att jorden vid denna anläggning var relativt blöt och ej lika homogeniserad som vid övriga anläggningar. Detta medför att standardavvikelsen blir högre, då variationen i jorden är hög och torrsubstansen låg. I övrigt visar jordprov vid Dåva och Kvitten avfallsanläggning på en ökning av PFAS11 i jord vid utloppet jämfört med vid inloppet, vilket tyder på en ackumulering av PFAS11. I samtliga jordprov dominerar halter av PFOS vilket förklaras av dess relativt långa kolkedja och höga K_d -värde, vilket gör att PFOS är det ämne som främst ackumuleras i jorden över tid. Detta stämmer väl överens med andra analyser av PFAS i jord, där PFOS ofta dominerar (Arp et al. 2019). Vid Kvitten avfallsanläggning kan även en hög halt av PFOA detekteras i jordprov, vilket förklaras av höga halter redan i inkommande lakvatten.

Halterna i jordprov från översilningsytorna är höga. Medelhalten PFOS i jord vid inlopp är 18 $\mu\text{g/kgTS}$ och vid utlopp är motsvarande siffra 34 $\mu\text{g/kgTS}$. Dessa halter kan jämföras med riktvärden för PFOS i mark som ligger på 20 $\mu\text{g/kgTS}$ för mindre känslig markanvändning och 3 $\mu\text{g/kgTS}$ för känslig markanvändning (Naturvårdsverket 2019).

Vid en analys av växtprov (det vill säga den ovanjordiska biomassan) från de fyra avfallsanläggningarna ses att Dåva och Kvitten avfallsanläggning har liknande sammansättning av PFAS. Detta kan förklaras av att översilningsytorna på dessa anläggningar är beklädda med samma sorts växter; rörflen. Sammansättningen i samtliga växtprov, förutom vid Gärstad avfallsanläggning, visar på höga andelar PFBA. Detta förklaras av dess korta kolkedja, vilket gör PFBA mer hydrofil och därmed mer mobil. Även PFPeA, PFHxA och 6:2 FTS återfinns i högre procentuella andelar, av samma anledning.

Variationen mellan halterna i växter vid inlopp och utlopp vid Löt avfallsanläggning påverkas troligtvis av att översilningsytan består av en naturlig skogsmark och därmed innehåller en stor variation av växter. Då olika växter har olika förmåga att ta upp PFAS kommer alltså växtprov vid inlopp med stor sannolikhet skilja sig från växtprov vid utlopp. De högre halterna i växter vid inloppet kan även bero på en ackumulering i växterna på grund av det inkommande lakvattnet. Detta kan även vara fallet vid Kvitten avfallsanläggning. Halterna i växter skiljer sig åt beroende på anläggning och art, vilket även visas i andra studier på växters upptag av PFAS (Ahrens et al. 2017).

Vid en analys av fördelningskoefficienter för jord respektive växter ses att exempelvis PFOS har ett $\log(K_d)$ -värde på 2,4, vilket är relativt högt. Även PFDA har ett högt $\log(K_d)$ -värde (2,5). Detta innebär att PFOS och PFDA adsorberar till jordpartiklar i hög utsträckning. Det går även att se att $\log(K_d)$ ökar med ökande längd på kolkedjan, vilket stämmer väl överens med tidigare studier. Det är dock troligt att PFOS adsorberar starkare, trots ett lägre $\log(K_d)$, då studier har visat att PFSA-ämnena tenderar att adsorberas starkare än PFCA-ämnena (Ahrens et al.

2010). De ämnen som har lägst $\log(K_d)$ är PFHxA och PFPeA, vilket innebär att dessa ämnen ej återfinns adsorberade till jordpartiklar i samma utsträckning som övriga ämnen.

Fördelningskoefficienten för växter, $\log(BCF)$, varierade från 0,88 för PFHpA till 2,62 för PFDA. En viss tendens till ökad BCF ses för PFSA-ämnen med ökande kedjelängd. En annan studie på området visar dock på det motsatta sambandet (Ahrens et al. 2017). PFOS har förutom ett högt K_d -värde även ett relativt högt BCF-värde, vilket tyder på en ansamling av PFOS även i växter. Att PFDA har ett högt BCF-värde men ej återfinns i alla växtprov kan bero på sammansättningen av det avfall som har hanterats vid respektive anläggning, vilket kan ha resulterat i olika halter PFDA i lakvattnet.

5.3 Massflöden av PFAS

Det beräknade massflödet från de fyra anläggningarna varierar mellan 0,15 och 4,0 g/dag (55-1450 g/år). Det förekommer alltså stora variationer i utsläppta mängder PFAS mellan olika anläggningar, vilket även visas i liknande studier på massflöden av PFAS från avfallsanläggningar (Cousins et al. 2015). Då PFAS inte förekommer naturligt är dock lakvatten troligtvis en betydande källa till PFAS i våra akvatiska ekosystem.

Mellan anläggningarna kan även viss variation ses angående massflöden för specifika PFAS. Samtliga anläggningar har dock ett högre massflöde av PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA och PFOA. Massflödet av PFNA och PFDA är försumbart vid samtliga anläggningar, vilket kan förklaras av att dessa ämnen ej används i produkter i lika hög utsträckning. De adsorberar därtill starkt till jordpartiklar, vilket gör koncentrationen i vatten låg.

För att undersöka hur stor potential översilningsytorna i denna studie har att rena lakvatten från PFAS genom skörd och bortforsling av biomassa, beräknades växternas potentiella upptag av PFOS och PFAS11. Dessa halter visade på ett teoretiskt upptag mellan 0,03-0,3 % av de inkommande totala mängderna PFAS. För PFOS är motsvarande siffror 0,05-1,5 %. Detta innebär att översilningsytornas potentiella bidrag till att avskilja PFAS genom fyto Remediering är låg i förhållande till anläggningens inkommande belastning. En uppskattning vid Dåva avfallsanläggning visar att en yta på 600 000 m^2 skulle krävas för att forsla bort 100 % av den inkommande mängden PFAS11 vid en biomassaproduktion på 60 ton/ha/år. För Gärstad och Kvitten avfallsanläggning är motsvarande siffror 1 500 000 m^2 och 1 400 000 m^2 , vilket alltså motsvarar ytor 200-560 gånger så stora som dagens översilningsytor vid anläggningarna.

5.4 Provtagningsmetoden

En aspekt som kan ha påverkat resultatet i denna studie är att det övre markskiktet grävdes bort inför jordprovtagningen samt att växter klipptes vid markytan vid växtprovtagningen. Detta gjordes för att separera jordprover från växtprover. Detta

innebär att det övre markskiktet innehållandes rötter ej ingick i provtagningen, vilket kan ha påverkat detekterade halter då växtupptaget till största del sker genom rötterna.

Provtagningsmetoden för växt- och jordprover är inte heller systematiskt utformad, då den ej täcker in hela översilningsytans inlopp och utlopp. En systematisk provtagning bör alltså genomföras för att undersöka om resultatet skiljer sig åt från denna studie. Provtagningen kan även utökas till en gradient mellan översilningsytans inlopp och utlopp för att undersöka exakt var det största upptaget sker.

6 Framtida undersökningar

En frågeställning att undersöka vidare är växtrötternas upptag av PFAS, samt till vilken grad och med vilken hastighet PFAS transporteras från rötter till växtens gröna delar, då växternas rötter i denna studie exkluderades.

7 Slutsatser

PFAS i inkommande lakvatten till översilningsytor kunde i denna studie detekteras i totalhalter mellan 1000-4500 ng/L, med ett medelvärde på 2200 ng/L. I utgående lakvatten detekterades halter mellan 1000-4000 ng/L, med ett medelvärde på 2400 ng/L. Ingen signifikant minskning av totalhalter PFAS i lakvatten kunde alltså detekteras.

PFAS i jord vid inloppet till översilningsytorna detekterades i totalhalter mellan 18-34 $\mu\text{g/kgTS}$, med ett medelvärde på 26 $\mu\text{g/kgTS}$. Motsvarande siffror för jord vid utloppet var 23-102 $\mu\text{g/kgTS}$, med ett medelvärde på 46 $\mu\text{g/kgTS}$. En ackumulering av PFAS kunde alltså antydass i jord vid utloppet.

PFAS i växter vid inloppet till översilningsytorna kunde detekteras i totalhalter mellan 5-44 $\mu\text{g/kg}$ våtvikt, med ett medelvärde på 20 $\mu\text{g/kg}$ våtvikt. För växter vid utloppet var motsvarande siffror 2-31 $\mu\text{g/kg}$ våtvikt, med ett medelvärde på 12 $\mu\text{g/kg}$ våtvikt. Viss tendens till lägre koncentrationer i växter vid utloppet kunde alltså ses.

Det högsta utsläppta flödet av PFAS₁₁ sågs vid Kvitten avfallsanläggning, där ett flöde på cirka 4 g/dag (1450 g/år) detekterades. Lägst flöde sågs vid Dåva avfallsanläggning, där ett flöde på 0,15 g/dag (55 g/år) detekterades. Upptaget i växter i förhållande till massflödet var lågt (0,03-0,3 %).

Den totala potentialen för översilningsytor att rena lakvatten från PFAS visas låg i denna studie.

Referenser

- Ahrens, L. & Bundschuh, M. (2014). Fate and Effects of Poly- and Perfluoroalkyl Substances in the Aquatic Environment: A Review. *Environmental Toxicology and Chemistry* (Vol. 33, No. 9, pp. 1921-1929). DOI: 10.1002/etc.2663. [2020-02-28].
- Ahrens, L., Ebinghaus, R., Lam, P. K., Taniyasu, S., Yamashita, N. & Yeung, L. W. (2010). Distribution of polyfluoroalkyl compounds in water, suspended particulate matter and sediment from Tokyo Bay, Japan. *ELSEVIER: Chemosphere*, vol. 79 (2010) 266–272. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2010.01.045. [2020-05-27].
- Ahrens, L., Franke, V., Lindegren, K. & McCleaf, P. (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* (Environ. Sci.: Water Res. Technol., 2019, 5, 1836). DOI: 10.1039/c9ew00286c. [2020-02-11].
- Ahrens, L., Gobelius, L. & Lewis, J. (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*. DOI: 10.1021/acs.est.7b02926. [2020-02-12].
- Allard, A.-S., Cerne, O., Ek, M., Junestedt, C. & Svenson, A. (2007). *Utvärdering av behandlingsmetoder för lakvatten från deponier*. IVL Rapport B1748. IVL. [2020-02-20].
- Anderson, H. A., Christensen, K. Y., Raymond, M. & Thompson, B. A. (2016). Perfluoroalkyl substances in older male anglers in Wisconsin. *ELSEVIER: Environment International*, (91). DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2016.03.012>. [2020-02-24].
- Anitole, K., Hodes, C., Lai, D., Lau, C., Pfahles-Hutchens, A. & Seed, J. (2007). Perfluoroalkyl Acids: A Review of Monitoring and Toxicological Findings. *TOXICOLOGICAL SCIENCES*, (99). DOI: 10.1093/toxsci/kfm128. [2020-02-13].
- Appleman, T. D., Bellona, C., Dickenson, E. R. & Higgins, C. P. (2013). Nanofiltration and granular activated carbon treatment of perfluoroalkyl acids. *ELSEVIER: Journal of Hazardous Materials*, (260). DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.06.033>. [2020-02-11].
- Arp, H. P. H., Bjorseth, K., Breedveld, G. D., Grotthing Moe, K., Hale, S. E., Hoisaeter, Å., Jartun, M., Slinde, G. A., Straith, B. F. & Wade, E. J. (2016). Sorbent amendment as a remediation strategy to reduce PFAS mobility and leaching in a contaminated sandy soil from a Norwegian firefighting training facility. *ELSEVIER: Chemosphere* (Chemosphere 171 (2017) 9e18). DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.057>. [2020-02-10].
- Arp, H. P. H., Haarstad, K., Knutsen, H., Maehlum, T. & Slinde, G. A. (2019). Leachate emissions of short- and long-chain per and polyfluoroalkyl substances (PFASs) from various Norwegian landfills. *Environmental Science: Processes & Impacts*, vol. 2019, 21, 1970. DOI: 10.1039/c9em00170k. [2020-05-27].
- Astrup Jensen, A. & Leffers, H. (2008). Emerging endocrine disruptors: perfluoroalkylated substances. *International Journal of Andrology*. DOI: 10.1111/j.1365-2605.2008.00870.x. [2020-02-04].
- Avfall Sverige (2018). *PFAS på avfallsanläggningar*. 2018:25, s. 60. [2020-01-29].
- Avloppsguiden (u.å.). *Efterbehandling*. Tillgänglig: <https://avloppsguiden.se/informationssidor/efterbehandling/> [2020-03-24].
- Barlaz, M. A., Field, J. A., Lang, J. R. & McKay Allred, B. (2015). Physical and Biological Release of Poly- and Perfluoroalkyl Substances (PFASs) from Municipal Solid Waste in Anaerobic Model Landfill Reactors. *Environmental Science & Technology*, (2015). DOI: 10.1021/acs.est.5b01040. [2020-02-07].
- Berger, U., Hagenaars, A., Herzke, D., Huber, S., Knapen, D., Moe, M. K., Pabon, M., Svenson, J. & Trümper, M. (2012). The structure of the fire fighting foam surfactant Forafac 1157 and

- its biological and photolytic transformation products. *ELSEVIER: Chemosphere*, vol. Chemosphere 89 (2012) 869–875. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.05.012>. [2020-02-06].
- Bo, X., Li, F., Liu, G., Qu, Y., Zhang, C. & Zhou, Q. (2009). Equilibrium and kinetics study on the adsorption of perfluorooctanoic acid from aqueous solution onto powdered activated carbon. *ELSEVIER: Journal of Hazardous Materials* (Journal of Hazardous Materials 169 (2009) 146–152). DOI: [doi:10.1016/j.jhazmat.2009.03.063](http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.03.063). [2020-02-10].
- Bonnet, B. F. (2017). *Mass Flow and Fate of Per- and Polyfluoroalkyl Substances in a Landfill in Uppsala, Sweden*. Master thesis. Department of Aquatic Sciences och Assessment. Tillgänglig: <http://stud.epsilon.slu.se> [2020-02-06].
- Breedveld, G. D., Cornelissen, G., Hale, S. E. & Kupryianchyk, D. (2015). Treatment of sites contaminated with perfluorinated compounds using biochar amendment. *ELSEVIER: Chemosphere* (Chemosphere 142 (2016) 35–40). DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.04.085>. [2020-02-10].
- Busch, J., Ahrens, L., Ebinghaus, R. & Sturm, R. (2009). Polyfluoroalkyl compounds in landfill leachates. *ELSEVIER: Environmental Pollution*, vol. Environmental Pollution 158 (2010) 1467–1471. DOI: [10.1016/j.envpol.2009.12.031](http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2009.12.031). [2020-02-05].
- Chen, H., He, Y., Reinhard, M., Yew-Hoong Gin, K., Yi, X. & Yin, T. (2017). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances removal in a full-scale tropical constructed wetland system treating landfill leachate. *ELSEVIER: Water Research* (Water Research 125 (2017) 418–426). DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.08.071>. [2020-02-06].
- Chen, Y.-C., Lee, Y.-C. & Lo, S.-L. (2012). Distribution and fate of perfluorinated compounds (PFCs) in a pilot constructed wetland. *Desalination and Water Treatment*, (37). DOI: [10.1016/j.desal.2012.06.017](http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2012.06.017). [2020-02-06].
- Cohn, P. D., Cooper, K. R. & Post, G. B. (2012). Perfluorooctanoic acid (PFOA), an emerging drinking water contaminant: A critical review of recent literature. *ELSEVIER: Environmental Research*, (116). DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2012.03.007>. [2020-02-24].
- Cousins, I. T., McLachlan, M. S., Scheringer, M., Vestergren, R. & Wang, Z. (2016). The precautionary principle and chemicals management: The example of perfluoroalkyl acids in groundwater. *ELSEVIER: Environment International*, (94). DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2016.04.044>. [2020-02-28].
- Cousins, I. T., Yan, H., Zhang, C. & Zhou, Q. (2015). Perfluoroalkyl acids in municipal landfill leachates from China: Occurrence, fate during leachate treatment and potential impact on groundwater. *ELSEVIER: Science of the Total Environment*, vol. 524–525 (2015) 23–31. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.111>. [2020-05-27].
- Danon-Schaffer, M. N., Grace, J. R., Ikonomou, M. G., Li, B. & Li, L. Y. (2012). Occurrence of PFCs and PBDEs in Landfill Leachates from Across Canada. *Water Air Soil Pollut (2012)*, vol. 223:3365–3372. DOI: [10.1007/s11270-012-1115-7](http://dx.doi.org/10.1007/s11270-012-1115-7). [2020-02-06].
- Elizalde, M., Fuertes, I., Gómez-Lavín, S. & Urriaga, A. (2016). Perfluorinated alkyl substances (PFASs) in northern Spain municipal solid waste landfill leachates. *ELSEVIER: Science of the Total Environment*, vol. Chemosphere 168 (2017) 399e407. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.072>. [2020-02-06].
- Eriksson Russo, V. (2018). *Mikroplast i behandlat lakvatten - En fallstudie med åtta avfallsanläggningar*. Examensarbete UPTEC W 18 014. [2020-02-10].
- Eurofins (2020). *Kortfattad metodbeskrivning för analys av PFAS i vatten/jord/värter*. [2020-04-01].
- Google Maps (2020). collaborator Google Maps. [2020-02-18].
- Corri, D., Soriano, Á. & Urriaga, A. (2017). Efficient treatment of perfluorohexanoic acid by nanofiltration followed by electrochemical degradation of the NF concentrate. *ELSEVIER:*

- Water Research*, (112). DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.043>. [2020-02-11].
- Grace, J. R., Hamid, H. & Li, L. Y. (2017). Review of the fate and transformation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in landfills. *ELSEVIER: Environmental Pollution*, vol. 235 (2018) 74e84. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.030>. [2020-02-05].
- Greger, M. (2020). *Våtmark för rening av PFAS*. E-mail.
- Hammar, M. (26 febr. 2020). *Om Gärstads lakvattensystem*. E-mail.
- Hellström, M. (3 dec. 2019). *Kvittens återvinningscentral*. E-mail.
- Helmfrid, A. (26 nov. 2019). *Löt avfallsanläggning*. E-mail.
- Hu, C., Huang, Q. & Luo, Q. (2014). Ecotoxicological Effects of Perfluorooctanoic Acid on Freshwater Microalgae *Chlamydomonas Reinhardtii* and *Scenedesmus Obliquus*. *Environmental Toxicology and Chemistry* (Vol. 33, No. 5, pp. 1129–1134). DOI: 10.1002/etc.2532. [2020-03-02].
- IARC (2017). *Some Chemicals Used as Solvents and in Polymer Manufacture*. 110. Tillgänglig: <https://publications.iarc.fr/547> [2020-03-17].
- Johansson, K. (3 mars 2020). *Tidigare erfarenheter av PFAS*. E-mail. [2020-03-04].
- Karlsson, P. (2020). *Analysmetod för PFAS i växter*. E-mail.
- Kemikalieinspektionen (2015). *Förekomst och användning av högfluorerade ämnen och alternativ*. 6/15. [2020-02-03].
- Kemikalieinspektionen (2019a). *Stockholmskonventionen – ämnen och genomförandeplan*. Kemikalieinspektionen. Tillgänglig: <https://www.kemi.se/internationellt-samarbete/internationala-konventioner-och-overenskommelser/stockholmskonventionen-amnen-och-genomforandeplan> [2020-02-05].
- Kemikalieinspektionen (2019b). *Gränsvärden och riktvärden för PFAS*. [2020-03-10].
- Kindvall, I. & Ridderstolpe, P. (1989). *Vattenbruk, vattenrening och resursåtervinning*. KTH.
- Krafft, M. P. & Riess, J. G. (2014). Selected physicochemical aspects of poly- and perfluoroalkylated substances relevant to performance, environment and sustainability—Part one. *ELSEVIER: Chemosphere*, vol. 129 (2015). DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.08.039>. [2020-02-04].
- Larabee, J., Plumlee, M. H. & Reinhard, M. (2008). Perfluorochemicals in water reuse. *ELSEVIER: Chemosphere* (Chemosphere 72 (2008) 1541–1547). DOI: 10.1016/j.chemosphere.2008.04.057. [2020-02-07].
- Larm, T. (2000). *Utformning och dimensionering av dagvattenreningsanläggningar*. VAFORSK-rapport 2000-10. Stockholm. [2020-02-20].
- Liang, Y., Zagorevski, D. V., Zhang, D. & Zhang, W. (2019). Exposure of *Juncus effusus* to seven perfluoroalkyl acids: Uptake, accumulation and phytotoxicity. *ELSEVIER: Chemosphere*, (233). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.258>. [2020-02-12].
- Länsstyrelsen (2012). *Kemisk analys för bestämning av miljögifter i miljöprover*. [2020-04-02].
- Modin, H. (14 febr. 2020). *Reningsmetoder vid anläggningar i Avfall Sveriges sammanställning*. E-mail.
- Mueller, R. & Yingling, V. (2017). *History and Use of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS)*. [2020-02-05].
- Naturvårdsverket (2008). *Lakvatten från deponier*. 8306. [2020-02-20].
- Naturvårdsverket (2016). *Högfluorerade ämnen (PFAS) och bekämpningsmedel*. 6709. [2020-02-04].

- Naturvårdsverket (2018). *Analysis of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in soil from Swedish background sites*. NV-2219-17-003. Ahrens L., Kikuchi J., Stendahl J. & Wiberg K. [2020-02-27].
- Naturvårdsverket (2019). *Vägledning om att riskbedöma och åtgärda PFAS-föroreningar inom förorenade områden*. 6871. [2020-03-10].
- Naturvårdsverket (2020). Högfluorerade ämnen i miljön. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Organiska-miljogifter/Perfluorerade-amnen/> [2020-03-02].
- SEVAB Strängnäs Energi (2018). *Miljörapport 2018 - Avfallsanläggningen Kvitten*. S5019535. [2020-03-04].
- SGI (2008). *Sorptions- och markfilter för deponier - Förstudie*. 589. [2020-03-23].
- Silva, A. M., Gorito, A. M., Ribeiro, A. R., Gomes, C. R. & Almeida, C. M. R. (2018). Constructed wetland microcosms for the removal of organic micropollutants from freshwater aquaculture effluents. *ELSEVIER: Science of the Total Environment*, (644). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.371>. [2020-02-28].
- Stråe, D. (2000). *Översilning med intermittent beskickning - nitrifikationsmetod för lokal behandling av lakvatten från avfallsupplag*. [2020-03-24].
- Strängnäs Kommun (2014). *Nedlagda deponier i Strängnäs kommun*. [2020-01-30].
- Strängnäs Kommun (u.å.). *Teknisk beskrivning, lokal rening av lakvatten, Kvitten*. [2019-12-03].
- SÖRAB (2018a). *SÖRAB – Löt Avfallsanläggning*. Tillgänglig: <https://www.sorab.se/om-oss/lot-avfallsanlaggning/> [2020-01-31].
- SÖRAB (2018b). *Provtagningsprogram vatten - Löt avfallsanläggning*. [2020-01-31].
- SÖRAB (2019). *Miljörapport 2018 Löt avfallsanläggning - Lakvattenbilaga*.
- Tekniska verken (2018). *Gärstad avfallsanläggning*. Miljörapport 2018. [2019-10-17].
- Tykesson Nilsson, Å. (3 dec. 2019a). *Dåva deponi och avfallscenter*. E-mail.
- Tykesson Nilsson, Å. (2019b). *Miljörapport för 2018 - Dåva deponi och avfallsanläggning*. [2020-01-31].
- WRS (2013). *Skötsel av dagvattendammar - en handbok*. 2013-0555-A. Andersson J., Byström Y., Granath M., Stråe D. & van der Nat D. [2020-02-21].
- WRS (2020). *Utredning av lokalt omhändertagande av lakvatten, Brändkläppens avfallsanläggning*. Bodens kommun 2019-1468-A. Uppsala: Stråe, D. & Öckerman, H.
- Våtmarksguiden (u.å.). *Skötsel*. Tillgänglig: <http://vatmarksguiden.se/skotsel/>.

Appendix

A. Standardavvikelser

Tabell 11: Standardavvikelser i % för samtliga vattenprover, där $n=2$. Utelämnade värden innebär att ingen halt över detektionsgränsen kunde detekteras. Observera att in=inkommande vatten och ut=utgående vatten.

	Dåva in	Dåva ut	Gärstad in	Gärstad ut	Kvitten in	Kvitten ut	Löt in	Löt ut
PFBA	4,9	11,1	3,2	3,4	2,2	7,7	2,0	2,2
PFPeA	6,7	2,2	3,4	2,2	4,6	9,9	2,3	0,0
PFHxA	2,2	2,1	4,0	5,6	4,6	1,6	5,3	1,8
PFHpA	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	0,0	0,0	5,9
PFOA	3,2	3,0	7,7	0,0	5,9	3,4	0,0	2,1
PFNA	5,9	4,8	3,0	0,0	-	-	2,7	1,1
PFDA	5,3	5,8	0,0	3,4	-	-	5,5	0,0
PFBS	4,2	1,2	4,3	4,8	1,6	4,8	3,7	3,7
PFHxS	3,2	1,0	3,6	2,2	8,8	7,8	0,0	0,0
PFOS	9,3	1,6	1,0	4,3	5,8	0,0	6,7	2,2
6:2 FTSA	0,0	3,7	25,0	0,0	7,7	4,9	12,0	10,7
Σ PFAS 11	0,0	0,0	0,0	0,0	3,4	3,6	3,1	0,0

Tabell 12: Standardavvikelser i % för samtliga jordprover, där $n=2$. In=jord vid inlopp och ut= jord vid utlopp. Utelämnade värden innebär att ingen halt över detektionsgränsen kunde detekteras.

	Dåva in	Dåva ut	Gärstad in	Gärstad ut	Kvitten in	Kvitten ut	Löt in	Löt ut
PFBA	10,1	4,8	17,4	16,1	1,0	22,2	18,3	12,0
PFPeA	10,5	0,9	8,3	23,6	8,5	20,4	6,5	1,0
PFHxA	7,7	19,3	21,8	20,9	1,9	15,3	3,6	0,0
PFHpA	2,3	16,2	18,6	14,8	3,4	20,0	1,7	2,3
PFOA	2,0	7,7	15,2	9,3	2,8	21,5	4,0	4,0
PFNA	5,0	7,8	9,7	29,3	11,1	15,7	10,1	0,0
PFDA	5,8	4,8	6,3	23,5	25,5	11,8	14,3	8,7
PFBS	15,2	25,0	0,0	21,2	-	0,0	4,8	0,0
PFHxS	4,0	3,6	3,6	12,2	2,9	17,8	4,1	15,5
PFOS	7,1	6,7	7,7	21,2	4,8	20,0	4,8	3,0
6:2 FTSA	0,0	3,8	14,3	13,6	-	0,0	8,3	12,5
Σ PFAS 11	5,6	6,5	8,8	18,2	2,3	20,0	5,3	2,2

Tabell 13: Standardavvikelser i % för samtliga växtprover, där in=värter vid inlopp och ut=värter vid utlopp och n=2. Utelämnade värden innebär att ingen halt över detektionsgränsen kunde detekteras.

	Dåva in	Dåva ut	Gärstad in	Gärstad ut	Kvitten in	Kvitten ut	Löt in	Löt ut
PFBA	29,9	13,2	-	0,0	11,4	0,2	21,7	52,0
PFPeA	33,3	18,0	-	-	8,9	0,8	4,5	-
PFHxA	38,9	22,8	-	-	17,6	1,1	5,0	-
PFHpA	0,0	0,0	7,8	0,6	14,8	2,9	7,0	-
PFOA	12,2	9,4	2,4	8,5	8,6	9,7	10,6	33,6
PFNA	-	-	-	-	16,8	10,0	0,0	0,0
PFDA	-	-	-	-	10,1	6,3	9,9	0,0
PFBS	0,0	-	-	-	14,7	4,7	25,1	-
PFHxS	-	-	20,8	17,3	7,8	4,3	16,7	-
PFOS	14,1	6,1	6,5	14,8	16,5	12,4	2,5	53,2
6:2 FTSA	0,0	24,6	30,3	21,9	7,3	36,5	0,9	0,0
Σ PFAS 11	30,6	15,0	24,2	20,5	5,4	4,1	3,3	35,8

B. Beräkning av teoretisk mängd bortforslad PFAS

Nedan ses en exempelberäkning för PFAS11 vid Dåva avfallsanläggning. Detta för att illustrera hur uppskattningen av den teoretiska mängd PFAS som kan bortforslas genom att skörda växternas biomassa har beräknats. I rapporten har en beräkning gjorts för en biomassaproduktion på 10 000 kgTS/ha/år respektive 60 000 kgTS/ha/år, vilket är detsamma som 1-6 kgTS/m²/år. Följande förkortningar används nedan:

$Q_{m,in}$ =inkommande massflöde [g/år]

U =medelupptag i växter [µg/kgTS]

B =biomassaproduktion vid respektive anläggning [kgTS/år]

A =anläggningens area [m²]

X =potentiell bortforsling [g/år]

$X_{\%}$ =potentiell bortforsling i % av inkommande mängd

$$Q_{m,in} = 67g/\text{år} \quad (3)$$

$$U = 16,25\mu g/kgTS \quad (4)$$

$$B = 1kgTS/m^2/\text{år} \cdot A = 1kgTS/m^2/\text{år} \cdot 3000m^2 = 3000kgTS/\text{år} \quad (5)$$

$$X = U \cdot B \cdot 10^{-6} = 16,25\mu g/kgTS \cdot 3000kgTS/\text{år} \cdot 10^{-6} = 0,049g/\text{år} \quad (6)$$

$$X_{\%} = \frac{X}{Q_{m,in}} \cdot 100 = \frac{0,049g/\text{år}}{67g/\text{år}} \cdot 100 = 0,07\% \quad (7)$$