

# PFAS-SEDIMENT

PFAS utbredning i Mälarens sediment

NIRAS SWEDEN AB

---

MILJÖFÖRVALTNINGEN STOCKHOLMS STAD

30 MAJ 2019

# Innehåll

<b>Sammanfattning</b>	<b>4</b>
<b>Summary</b>	<b>6</b>
<b>Förkortningar</b>	<b>7</b>
<b>1 Bakgrund och syfte</b>	<b>8</b>
<b>2 Inledning</b>	<b>9</b>
2.1 Kopplingar mellan detta projekt och FNs globala mål för hållbar utveckling	12
<b>3 Material och metoder</b>	<b>13</b>
3.1 Beskrivning av Mälarens delar inom Stockholms stad med tillhörande avrinningsområde	13
3.2 Provtagning	14
3.3 Laboratorieanalyser	15
3.3.1 Bestämning av glödförlust	15
3.3.2 Frystorkning och kemisk analys av metaller med fokus på bly	15
3.3.3 Kemisk analys av PFAS	15
3.3.3.1 Standarder vid PFAS-analys	15
3.3.3.2 Extraktion, LC-MS/MS-analys analys och kvalitetskontroll	15
3.3.4 Total oxidasible precursor assay (TOP-behandling)	16
3.3.5 Beräkning av sedimentationshastighet	17
3.4 Fördelningskoefficient beräkningar Kd	17
3.5 Statistisk analys	17
<b>4 Resultat och diskussion</b>	<b>18</b>
4.1 Grundläggande karakterisering av sedimenten	18
4.1.1 Torrsubstans, TOC och total bly	18
4.2 PFAS-förekomst och halter i Mälarens ytsediment	19
4.2.1 PFAS-förekomst i ytsediment	19
4.2.2 PFAS i Görväln	19
4.2.3 PFAS i Rödstensfjärden	20
4.2.4 PFAS i Fiskarfjärden	20
4.2.5 PFAS i Bällstaviken	20

4.2.6	PFAS i Ulvsundasjön	20
4.2.7	PFAS i Årstaviken	20
4.2.8	Fördelning av PFOS-isomerer i Mälarens sediment	21
4.3	Förekomst av PFAS-prekursorer i Mälarens ytsediment	23
4.4	PFAS-halter i djupprofiler	24
4.4.1	PFAS i djupprofilen i Ulvsundasjön	24
4.4.2	PFAS i djupprofiler i Årstaviken	26
4.4.3	Jämförelse mellan Ulvsundasjön och Årstaviken	27
4.5	Beräknade fältbaserade fördelningskoefficienter Kd	28
4.6	Statistisk analys av PFAS och metaller i Mälarens ytvatten jämfört med sediment	29
<b>5</b>	<b>Slutsatser och behov av ytterligare studier</b>	<b>30</b>
<b>6</b>	<b>Rekommendationer</b>	<b>32</b>
<b>7</b>	<b>Referenser</b>	<b>33</b>

**Bilaga**

Bilaga 1 - NIRAS projektorganisation	[xx]
Bilaga 2 - PFAS riktvärden	[xx]
Bilaga 3 - Oorganisk kemi och kvalitetssäkring	[xx]
Bilaga 4 - PFAS-halter och sedimentationshastighet	[xx]

---

Utarbetat av MAFI

Marko Filipovic  
(Uppdragsledare, Specialist)  
08-503 844 33  
[marko.filipovic@niras.se](mailto:marko.filipovic@niras.se)

## Sammanfattning

PFAS-SEDIMENT är ett forskningsprojekt som är finansierat av Stockholms stads miljöförvaltning och är ett samarbete mellan NIRAS och Örebro universitet. Syftet med projektet har varit att undersöka förekomsten och fördelningen av perfluoroalkyl och polyfluoroalkylsubstanser (PFAS) i ytsediment och sedimentkärnor i de av Mälarens bassänger som ligger inom Stockholms stads gränser: Riddarfjärden, Fiskarfjärden, Görvåln, Rödstensfjärden, Ulvsundasjön, Bällstaviken och Årstaviken.

PFAS är ett samlingsnamn för en stor grupp högfluorerade kemikalier som har använts kommersiellt sedan 1950-talet, där PFOS och PFOA är de mest kända substanserna. Den unika kemiska strukturen hos PFAS gör att de är både vatten- och smutsavstötande vilket har medfört att de har använts i många olika kommersiella och industriella produkter. De vanligaste användningsområdena för PFAS har varit impregneringsmedel för textilier, rengöringsprodukter, elektronik, skidvalla samt i vissa typer av brandskum (AFFF).

PFAS-rester i naturen är extremt svårnedbrytbara och flera PFAS-ämnen har påvisat toxiska egenskaper. Det är endast PFOS som sedan år 2008 är förbjuden att användas inom EU. Miljökvalitetsnormer (MKN) för PFOS som årsmedelvärde är 0,65 ng L<sup>-1</sup> för inlandsytvatten, 0,13 ng L<sup>-1</sup> för kustvatten samt 9,1 ng/g våtvikt i biota (HVMFS 2013:19). I Norge finns ett gränsvärde för PFOS i sötvattensediment (2,3 µg/kg TS). I Sverige och EU saknas det däremot gränsvärden och miljökvalitetsnormer för PFOS samt andra PFAS i sediment.

För att undersöka förekomsten av PFAS i de delar av Mälaren som berör Stockholms stad utfördes en provtagningsomgång under maj år 2017 där sammanlagt 50 sedimentprov samlades in från sju bassänger i Mälaren (Fiskarfjärden, Görvåln, Riddarfjärden, Rödstensfjärden, Bällstaviken/Ulvsundasjön och Årstaviken). I Ulvsundasjön och Årstaviken provtogs sedimentkärnor som skiktades och analyserades med avseende på PFAS, metaller med fokus på bly samt glödförlust för att undersöka miljöföroreningarnas kronologi. I denna studie undersöker vi för första gången förekomsten av PFAS-prekursorer med TOP-analys.

Utifrån uppskattad kronologi i sedimenten har ackumulationshastigheten i Ulvsundasjön och Årstaviken beräknats. Utifrån denna ackumulationshastighet, samt halterna i ytsediment har vidare massackumulation och belastning av respektive ämne beräknats. Undersökningen syftade till att genom sedimentprovtagning i ett antal provpunkter erhålla en representativ bild av utbredning och trender av PFAS i sedimenten i Mälaren, vilket möjliggör utvärdering av föroreningskällor samt ger upphov till data som kan användas i nya bedömningsgrunder för miljökvalitetsnormer.

I denna undersökning mäter vi för första gången PFAS och PFAS-prekursorer i ytsediment och sedimentkärnor från Mälaren, som även har analyserats på linjära och grenade former av PFOS. Den linjära PFOS-formen är den dominerande i sediment. Halter av PFAS-ämnen i djupare sedimentlager redovisas som trender för varje ämnesgrupp och provtagningspunkt, relaterat till sedimentens uppskattade ålder. Trenderna visar att PFAS-halterna är högre i ytliga sediment från år 2017, jämfört med uppmätta halter i de skikt som sedimenterat under mitten/slutet av 1970-talet.

De huvudsakliga slutsatserna från denna studie är:

- I samtliga av Mälarens bassänger detekteras både PFCAs-, PFSAs- samt PFAS-prekursorer i ytsediment. PFOS är det ämne som detekteras i flest prov och i högst halter, vilka varierar från 0,47 ng/g TS till 7,7 ng/g TS.
- I tre av sex undersökta bassänger överstiger PFOS-halten det norska gränsvärdet för PFOS i sötvattensediment (2,3 µg/kg TS).
- I sedimentkärnor från Ulvsundasjön och Årstaviken daterades de avsatta skikten ungefärligt. Utifrån de uppmätta halterna, dateringen och kronologin observeras att tillförsel av PFOS till Mälaren har pågått i mer än 50 år.
- Genom att analysera för både linjära och förgrenade isomerer av PFOS observerar vi att det är den linjära PFOS-isomeren som ansamlas i sediment.

# Halt

## Summary

PFAS-SEDIMENT is a research project funded by the city of Stockholm's environmental management and is carried through in collaboration between the consultancy company NIRAS and the Örebro university. The purpose of the project has been to investigate the presence and distribution of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in surface sediment and in sediment cores within the water columns in those of Lake Mälaren's basins located within the city of Stockholm. The focus has primarily been on perfluorooctanesulfonate (PFOS), the only PFAS substances for which there are environmental quality standards (EQS) for natural waters.

PFAS is a collective name for a large group of highly fluorinated chemicals that have been used commercially since the 1950s, where PFOS and PFOA are the most studied substances. The unique chemical structure of PFAS makes them both water and dirt repellent, which has resulted in their use in many different commercial and industrial products. The most common uses for PFAS have been impregnation agents for textiles, cleaning products, electronics, ski-waxes and as tension lowering agents in certain types of firefighting foams (AFFF). PFAS and PFAS-precursors in nature are extremely persistent and several PFAS substances have shown toxic properties. It is only PFOS that since 2008 is prohibited for use within the EU (EU Directive 2006/122/EC). EQS for PFOS as annual average value is 0.65 ng L<sup>-1</sup> for inland water and 0.13 ng L<sup>-1</sup> for coastal waters (HVMFS 2013:19). Although there are no environmental equivalent standards for PFOS or other PFAS in sediment.

In order to investigate the presence of PFAS in the sediments of Mälaren within the city of Stockholm, a sampling campaign was carried out in May 2017, where a total of 50 sediment samples were collected from seven basins in Mälaren (Fiskarfjärden, Görväln, Riddarfjärden, Rödstensfjärden, Bällstaviken/Ulvsundasjön, Årstaviken). In Ulvsundasjön and Årstaviken, sediment cores were collected and sliced in 2 cm compartments which were analyzed for PFAS, lead and loss of ignition in order to investigate the chronology and approximately date the occurrence of environmental pollution. Based on approximate dating of certain sediment layers, and estimations premised on the stratigraphic chronology in the sediments, the accumulation rate in Ulvsundasjön and Årstaviken has been calculated. Based on this accumulation rate, as well as the levels in surface sediment, mass accumulation and loads of PFAS substances have been calculated. This study aimed at obtaining a representative presentation of PFAS's propagation and trends in sediment in Mälaren through sediment sampling in a number of test points, which enables the evaluation of sources of pollution and gives rise to data that can be used in new assessment bases for environmental quality standards.

In this study we measure for the first time PFAS and PFAS precursors in surface sediment and sediment cores from Mälaren. PFAS were also analyzed for linear and branched isomers of PFOS. The linear PFOS isomer is the dominant in sediment. Concentrations of PFAS substances in sediment cores are reported as trends for each PFAS and sampling point, related to the estimated age of the sediment. Trends show that PFAS levels are higher in superficial sediments from 2017 compared to those measured in the mid / late 1970s.

The main conclusions of this study are:

- In all of Mälaren's basins, both PFCA, PFSA and PFAS precursors are detected in surface sediments. PFOS is the substance detected in most samples and highest concentrations ranging from 0.47 ng / g TS to 7.7 ng/g dry weight.
- In sediment cores from Ulvsundasjön and Årstaviken, chronology was estimated in the sediments. Based on the measured levels, estimated accumulation rate and chronology, it is observed that the supply of PFOS to Mälaren has been in progress for more than 50 years.

- By analyzing for both linear and branched isomers of PFOS, we observe that it is the linear PFOS isomer that accumulates in sediment.

## Förkortningar

PFAA	Perfluoro-alkylsyror
PFCA	Perfluoro-karboxylsyror
PFSA	Perfluoro-sulfonsyror
PFAS	Perfluoroalkyl och polyfluoroalkyl substanser
PFBA	Perfluorbutansyra
PFPeA	Perfluorpentansyra
PFHxA	Perfluorhexansyra
PFHpA	Perfluorheptansyra
PFOA	Perfluoroktansyra
PFNA	Perfluorononansyra
PFDA	Perfluordekansyra
PFUnDA	Perfluorundekansyra
PFDoDA	Perfluordodekansyra
PFBS	Perfluorbutansulfonat
PFHxS	Perfluorhexansulfonat
PFOS	Perfluoroktansulfonat
PFDS	Perfluordekansulfonat
FOSA	Perfluoroktansulfonamid

# 1 Bakgrund och syfte

Detta forskningsprojekt (PFAS-SEDIMENT), som är finansierat av Stockholm stads miljöförvaltning och är ett samarbetsprojekt mellan NIRAS, Örebro universitet och Eurofins, är en undersökning av förekomsten av perfluoroalkyl- och polyfluoroalkylsubstanser (PFAS) i ytsediment och sedimentkärnor med fokus på PFOS i de av Mälarens bassänger som ligger inom Stockholm: Riddarfjärden, Fiskarfjärden, Görväln, Rödstensfjärden, Ulvsundasjön, Bällstaviken och Årstaviken. Ett särskilt fokus ligger på Ulvsundasjön och Årstaviken, där tidigare studier har påvisat förhöjda halter i ytvatten och även identifierat befintliga källområden som bidrar till dessa förhöjda halter av PFAS.

Delmål med forskningsprojektet är att:

1. Genomföra provtagning av ytsediment i Mälarens bassänger; Riddarfjärden, Fiskarfjärden, Görväln, Rödstensfjärden, Bällstaviken/Ulvsundasjön, Bällstaviken och Årstaviken. Samt sedimentkärnor i Årstaviken och Ulvsundasjön.
2. Analysera samtliga prov med utökad konventionell vätskekromatografi kopplad till en masspektrometer för PFAS-analys, samt bestämma organisk halt (glödförlust) och analysera bly för åldersdatering av sedimentkärnor.
3. Analysera ytsediment med TOP-analys för förekomst av PFAS-prekursorer.
4. Beräkna sedimentationshastighet av PFAS i Ulvsundasjön och Årstaviken.

Med hjälp av delmålen ovan önskar vi svara på följande mer specifika forskningsfrågor:

- Förekommer PFOS-halter i Mälarens sediment och överskrider halterna det norska gränsvärdet för sötvattensediment?
- Hur skiljer sig sammansättningen av linjära/förgrenade PFOS-isomerer i sediment jämfört med ytvatten?
- Är PFAS-halter i sediment högst i de bassänger där man tidigare påvisat en påtaglig belastning av PFAS i ytvattnet?
- Vilken är sedimentationshastigheten i Årstaviken och Ulvsundasjön och vilka mängder av PFAS har årligen transporterats till botten?
- Beräkna fastläggningskoefficienter  $K_d$ -värden för olika PFAS i sediment.
- Kan TOP-analysen användas för att belysa PFAS-prekursorer som vi inte mäter med konventionell PFAS-analys?
- Kan man genom datering med bly bestämma när utsläppen av PFAS till Mälaren startade?



## 2 Inledning

Perfluoroalkyl- och polyfluoroalkylsubstanser är kemikalier som har framställts av människan och går under det generiska namnet PFAS. PFAS innefattar mer än 4700 olika substanser av hundratals olika ämnesklasser vars specifika egenskaper bestäms av dess funktionella grupp (molekyldel) (OECD, 2018). PFAS används i vattenavvisande kläder, hydrauliska oljor, matförpackningar och brandsläckningsskum. PFAS har visat sig vara persistenta i miljön, och långkedjade PFAS-homologer som PFOA och PFOS har visat sig vara starkt bioackumulerbara och metaboliseras inte i däggdjur (Giesy and Kannan, 2001). Då många PFAS är mer vattenlösliga än historiska organiska föroreningar som DDT och PCB sprids de via grundvatten och ytvatten till recipienten. Under de senaste åren har en bred grupp av PFAS-substanser uppmärksammats som nya miljöhot i Sverige (Banzhaf, Filipovic, Lewis et al., 2016).

Mälaren är Sveriges viktigaste ytvattentäkt som många intressen samsas om. Mälaren används bland annat till kommunal dricksvattenförsörjning, transportled, rekreation och fiske, men även som mottagare av avlopp. Det har visat sig vara svårt att bedöma de haltgränser av PFOS som kan tillåtas ur ett miljö- och hälsoriskperspektiv (FOI, 2013). I EU:s vattendirektiv (2013/39/EU) har miljö kvalitetsnormer (MKN) för PFOS i sötvatten fastställts och har implementerats i svensk lagstiftning genom Havs- och vattenmyndighetens författningssamling (HVMFS 2013:19), se Tabell 1. Dessa normvärden är emellertid så låga (0,65 ng/l inlandsvatten samt 0,13 ng/l för kustnära vatten) att de representerar bakgrunds nivåer som hittas i opåverkade områden t.ex. i vattendrag från norra Sverige (Filipovic et al., 2015). Trots att det finns satta normvärden för olika typer av ytvatten, grundvatten, jord och vattenlevande organismer i Sverige saknas det normvärde för PFAS i sediment (SGI, 2015).

**Tabell 1:** HVMFS 2013:19 avseende gränsvärden för Perfluoroktansulfonsyra och dess derivat (PFOS). Gränsvärden för kemisk ytvattenstatus. För vatten (årsmedelvärden och maximal tillåten koncentration) avses enheten ng/l, för biota enheten ng/g våtvikt. Gränsvärdena som anges för vatten uttrycks som totala koncentrationer i hela vattenprovet. Gränsvärden för biota avser här fiskmuskel.

Årsmedelvärde <sup>1</sup> Inlandsytvatten <sup>2</sup>	Årsmedelvärde <sup>1</sup> Andra ytvatten	Maximal tillåten halt <sup>3</sup> Inlandsytvatten <sup>3</sup>	Maximal tillåten halt <sup>3</sup> Andra ytvatten	Biota (fiskmuskel)
(ng/l)				(ng/g våtvikt)
0,65	0,13	36 000	7 200	9,1

1) Gränsvärde uttryckt som ett medelvärde på årsnivå. Gäller den totala koncentrationen av alla isomerer.

2) Inlandsytvatten omfattar vattendrag och sjöar och därmed sammanhängande konstgjorda eller kraftigt modifierade ytvattenförekomster.

3) Gränsvärde uttryckt som maximal tillåten koncentration, uppmätt vid ett enskilt mätillfälle. Vattenmyndigheten får, i enlighet med förfarande uttryckt i bilaga I del B punkt 2 stycke 2 i direktiv 2008/105/EG, dock tillämpa statistiska metoder för bedömning av efterlevnaden av dessa värden. Där gränsvärdet anges som "ej tillämpligt" anses gränsvärdena på årsnivå utgöra skydd mot kortvariga föroreningstoppar vid kontinuerliga utsläpp eftersom de är avsevärt lägre än de värden som härletts utifrån akut toxicitet.

Den del av Mälaren som ligger inom Stockholms stad är uppdelad i sju olika bassänger Riddarfjärden, Fiskarfjärden, Görvåln, Rödstensfjärden, Ulvsundasjön, Bällstaviken och Årstaviken. Genom Stockholms miljöförvaltnings miljögiftsövervakning har förekomsten av PFAS tidigare undersökts i ytvatten från bland annat Årstaviken (WSP, 2015; Miljöförvaltningen, 2016). Årsmedelvärdet för PFOS i ytvatten var i Årstaviken 5,4 ng/l år 2014 och 5,7 ng/l år 2015. Dessa halter ligger långt över gällande gränsvärden (0,65 ng/l och 0,13 ng/l) för inlandsytvatten respektive andra ytvatten, tabell Tabell 1.

Tidigare studier har identifierat två vattenförekomster där höga halter av PFAS har påträffats inom Stockholm, vilka har en direkt påverkan på Mälaren. I Rosersbergsviken påträffades år 2001 för första gången höga halter av PFOS och PFOA vars härkomst identifierades till Rosersbergs kommunala brandövningsplats. Vid brandövningsplatsen har kontinuerlig övning med PFAS-haltiga brandsläckningsskum av typen (AFFF) lett till föroreningsspridning inom området, och höga halter PFAS har transporterats med grundvatten ut till Mälaren. Vid den andra vattenförekomsten (Bällstaån) har inte utsläppskällan/källorna blivit identifierad ännu trots flera undersökningar (Miljöförvaltningen, 2016 ; Tyréns, 2016; Bjerking, 2015). I Bällstaån som rinner ut i Bällstaviken har bl.a. förhöjda halter PFOS (<90 ng/l) uppmätts (Miljöförvaltningen, 2016; Tyréns, 2016). Inom Bällstaåns avrinningsområde har följande potentiella punktkällor och diffusa PFAS-källor föreslagits: dagvattenavrinning, f.d. helikopterplatta vid f.d. Barkarby flygfält, deponier, industrier samt släckning av bilbränder (Bjerking, 2015; Tyréns, 2016). De föreslagna källorna till förekomsten av PFAS i Bällstaån är liknande de som tidigare studier har observerat som potentiella källor av PFAS till ytvattendrag. Andra möjliga diffusa källor som kan bidra med PFAS är atmosfärisk deposition (Filipovic et al, 2015).

Trots att PFAS-punktkällor ofta har identifieras vid ytvattenrecipienter är det sällan som förekomsten av PFAS i sediment har undersökts. Detta trots att sediment har visat sig vara en sänka för PFAS, då sedimentationen innebär en sänkning av PFAS-halterna i vattenmassan. Samt trots att sediment vid omröring eller jämvikt också kan fungera som en sekundär källa till PFAS i en vattenförekomst. I en tidigare forskningsstudie (ett samarbetsprojekt mellan f.d. Institutionen för tillämpad miljöforskning ITM numera ACES, Stockholms stad och Stockholm Vatten) genomfördes en första provtagning av ytvatten och ytsediment vid Rosersbergsviken som är belägen vid Rosersberg brandövningsstation. Samtliga prov analyserades med avseende på två PFAS: PFOA och PFOS, där PFOS detekterades i höga halter både i sediment och i ytvatten (ITM, 2008). Forskningsstudien syftade till att undersöka om PFOA och PFOS i sediment utgör en risk för biota, och en av de viktigaste observationerna i studien var att PFOA och PFOS i sediment kunde påverka bottenlevande organismer negativt. Då endast ytliga sediment analyserades med avseende på PFAS i den studien saknas det fortfarande information om hur djupt ned i Mälarens sediment PFAS kan förekomma.

I en studie av fastläggningsegenskaper av PFAS har Zareitalabad et al. (2013) jämfört fördelningen av PFAS-halter i sediment och i vatten baserade på laboratoriestudier och halter uppmätta i fält. De kom fram till att den jämviktskonstant mellan koncentrationen av PFOS och PFOA i vatten jämte koncentrationen i sediment (normaliserad till halten organiskt kol (logKoc)) som baseras på laboratoriestudier inte stöds av de uppmätta halterna i fält. Enligt laboratoriestudierna var logKoc 3,0 och 2,8, för respektive PFOS och PFOA, medan beräkningar baserade på värden uppmätta i fält var betydligt högre, 4,2 och 3,7 för respektive PFOS och PFOA. Resultatet indikerar att vi idag med de data från laborationsstudier för Koc som ofta tillämpas i beräkningsmodeller överskattar

mängden PFOS och PFOA i vatten och underskattar mängden som finns i sediment då resultaten indikerar att rörelsen mot vatten går långsammare än man tidigare trott (Zareitalabad et al., 2013).

I en annan studie av Ahrens et al. (2011) undersöktes fördelningen av PFOS och PFOA i vatten och sediment. Studien gjordes i ett laboratorium där verkliga förhållanden efterliknades så mycket som möjligt. Resultatet visade att PFOS och PFOA till största del återfinns fritt lösta i vattenfasen och att endast en liten del binder fast till sediment. Författarna konstaterar att detta är viktig kunskap att ta hänsyn till när PFAS studeras i den marina miljön, då PFAS är vattenlösliga och därav med stor sannolikhet kan transporteras långt från föroreningskällan (Ahrens et. al., 2011).

I Italien har mätningar utförts med avseende på PFAS i sediment i Tuscan Archipelago National Park. Låga halter av PFOS återfanns i alla prover och PFOA var under detektionsgränsen (Perra et. al., 2013). Studiens resultat tyder på att PFOS och PFOA inte fastläggs slutgiltigt i sediment utan att det sprids vidare till vattnet. Det vill säga, PFOS och PFOA kan efter fastläggning till material med hög upptagningsförmåga återigen lösas ut till vattnet. Detta bekräftas vid en studie av sandigt sediment i en akvifär (Ferrey et al., 2012). Under en drygt två år lång studie visade resultaten tydligt på att de PFAS som fastlagts i sediment återförts till vattenfasen utan några tecken på att PFAS skulle ha brutits ned (Ferrey et al., 2012). Resultaten från denna studie tyder också på att sediment tillfälligt kan agera som sänkor genom att PFOS och PFOA fastläggs, men att de över tiden frigörs till vattenfasen och blir rörliga igen.

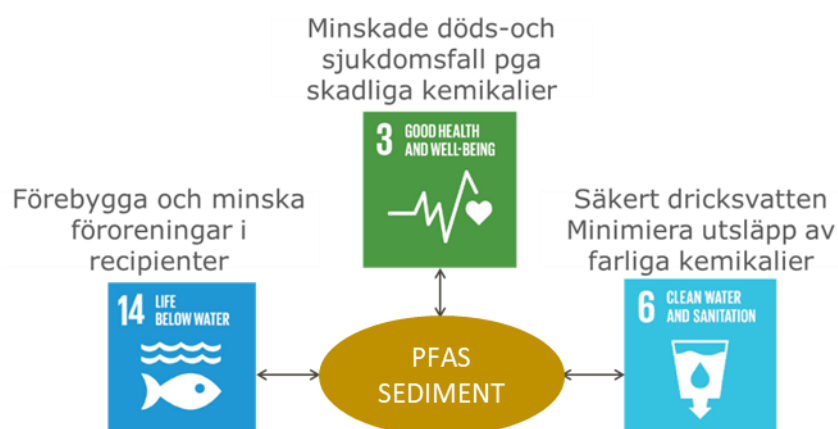
I en rapport från (UNEP, 2015) avseende Stockholmskonventionens regler, föreslås att sedimentkärnor bör provtas vid studier av ytvattenrecipienter för att få en holistisk förståelse kring föroreningarnas spridning i recipientens system. I dagsläget finns det ytterst lite information om förekomst och spridning av PFAS i Mälarens sediment. Det finns ännu mindre kunskap om hur PFAS binder till sediment. Detta förtydligas av ett citat i en rapport från SGI, 2015 "Notera att kunskapsläget är mycket bristfälligt när det gäller sorption av PFOS och andra perfluorerade alkylsyror till jordar och sediment."

Miljögiftsövervakningen i Mälaren och Bällstaån har tidigare fokuserat främst på ytvatten så den information som existerar om PFAS-halter i sediment är begränsad till enstaka prov från Rosersbergsviken, Sigtuna kommun. En av målsättningarna med detta forskningsprojekt är att öka kunskapen om förekomst och fastläggning av PFAS i Mälarens sediment. För PFOS existerar normvärden för samtliga matriser som normalt analyseras vid miljöprovtagningar (ytvatten, grundvatten, jord och biota) men inte för sediment. Förhoppningsvis kan informationen som tas fram här vara ett steg mot ökad kunskap om PFAS i sediment i Stockholm och Sverige, och en drivkraft för framtagande av normvärden för PFOS i sediment.

## 2.1 Kopplingar mellan detta projekt och FNs globala mål för hållbar utveckling

I Agenda 2030 finns 17 globala mål för hållbar utveckling. Detta dokument togs fram av världens ledare under ett FN toppmöte i september år 2015. Det finns en direkt koppling mellan detta forskningsprojekt, PFAS-SEDIMENT, och tre av de 17 målen samt indirekta kopplingar till ytterligare delmål (Figur 1). Den stora användningen av PFAS, de sammanlagda föroreningsutsläppen och exponeringen för dessa potentiellt toxiska ämnen, är starkt sammanlänkad med den ökande globala produktionen och konsumtionen av produkter. Då det saknas grundläggande kunskap kring många av PFAS-ämnenas hälso- och miljöfarliga egenskaper och inte heller information om PFAS-innehållet i konsumtionsprodukter så sker ofta olämplig användning av PFAS i processer, produkter, varor och material. Det kan leda till förorening av mark, vatten och luft, vilket i sin tur kan innebära att livsmedel och dricksvatten påverkas negativt. Slutligen kan det både på kort och lång sikt innebära skador på människors hälsa och naturmiljön. Att åtgärda uppkomna skador i naturmiljön samt förhindra ytterligare skador medför stora kostnader för samhället, företag och enskilda individer. En god kemikaliekunskap och -kontroll bidrar därför både direkt och indirekt till att uppfylla de globala hållbarhetsmålen. För att uppnå målen behöver sådana kemiska ämnen som är särskilt farliga för människors hälsa och miljön identifieras och användningen behöver så långt som möjligt upphöra.

**Figur 1:** Koppling mellan detta forskningsprojekt och några av de globala målen för hållbar utveckling Agenda 2030.



## 3 Material och metoder

### 3.1 Beskrivning av Mälarens delar inom Stockholms stad med tillhörande avrinningsområde

Mälaren inom Stockholms stad är uppdelad i sju olika vattenförekomster; Riddarfjärden, Fiskarfjärden, Görväl, Rödstensfjärden, Årstaviken Ulvsundasjön/Bällstaviken och Bällstaån. Bällstaån är 10,5 km lång och har ett tillrinningsområde som är 36 km<sup>2</sup>, varav 15 km<sup>2</sup> är inom Stockholms stad. Bällstaåns medelvattenföring är 270-300 l/sek (Miljöbarometern, 2018). Information om avrinningsområdet och bassängernas egenskaper finns illustrerade i Tabell 2.

Stockholm Vatten och Avfall äger och förvaltar nära 200 mil ledningsnät som hanterar dagvattenavrinning i Stockholm. Ungefär 100 mil av ledningsnätet består av ett kombinerat system, där spill- och dagvatten avleds i samma ledning och renas i reningsverk. Resterande 100 mil av ledningsnätet är utformat som ett duplikatsystem, d.v.s. att dagvatten avleds separat, till en närliggande recipient, bland annat Mälaren och Saltsjön (Stockholms stad, 2015).

**Tabell 2:** Information hämtad från följande källor: Sjöyta: kommer från VISS. Maxdjup: är en avvägning utifrån rapport om "Mälaren Tillståndsutveckling 1965-2011" & sjökort. Detta då bassängerna har en något annan uppdelning i Mälarrapporten. Medeldjup är hämtad från Excelfil av Jonas Hagström på LST som finns i VISS. I filen anges att medeldjupet är uppskattat.

i.u.=ingen uppgift.

Mälarens bassänger inom Stockholms stad	Tillrinningsområde (km <sup>2</sup> )	Sjöyta (ha)	Största djup (m)	Medeldjup (m)	Volym (Mm <sup>3</sup> )
Riddarfjärden	1,11	1,40	21	12,2	17,1
Årstaviken	7,37	1,09	9,8	5,9	6,4
Ulvsundasjön och Bällstaviken	11,1	1,42	16	8,1	11,5
Rödstensfjärden <sup>a</sup>	i.u	13	22	15	i.u
Görväl <sup>a</sup>	i.u	73	63	14	i.u
Fiskarfjärden <sup>a</sup>	i.u	16	35	i.u	i.u

## 3.2 Provtagning

Under maj år 2017 genomfördes provtagning av ytsediment i sex bassänger i Mälaren (Bällstaviken, Fiskarfjärden, Görväl, Rödstensfjärden, Ulvsundasjön, Årstaviken). I Ulvsundasjön och Årstaviken togs även sedimentkärnor. Provtagningspunkterna valdes ut i djuphålur efter erhållna batymetrikartor från (Stockholms stad, Miljöförvaltningen). Då ingen klar djuphåla kunde observeras i Bällstaviken togs ett prov från vad som ansågs vara djupaste punkten i viken. Djuphålorna valdes som provtagningspunkter för att representera sedimentationsbottnar. NIRAS projektorganisation redovisas i Bilaga 1 och rikt- och jämförvärden i Bilaga 2. Provtagningspunkternas koordinater finns i Tabell 3 och provpunkternas placering i Figur 2.

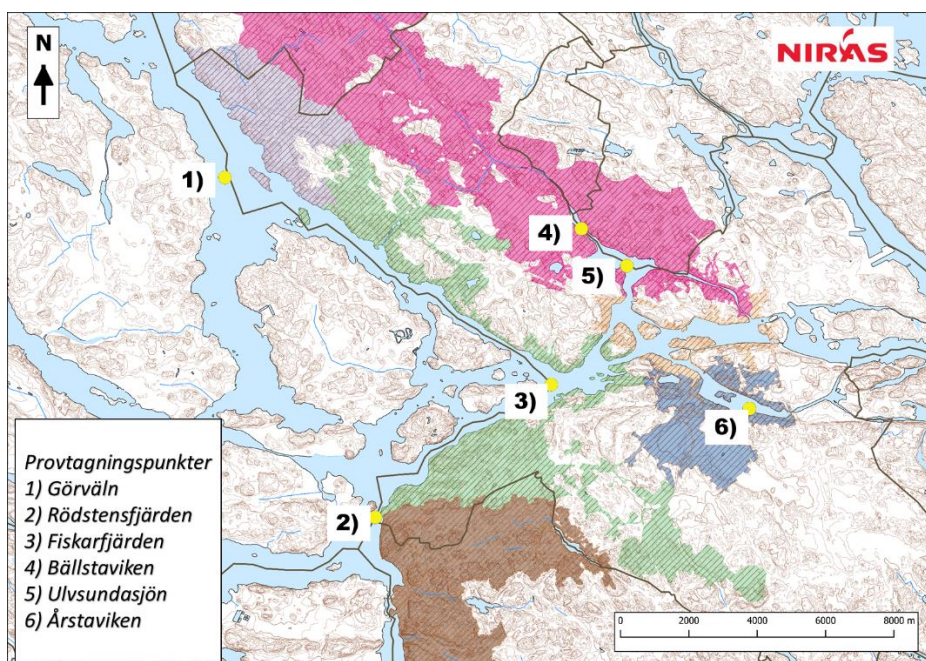
**Tabell 3:** Dokumentering av koordinater av provtagning av ytsediment och sedimentkärnor.

Mälarens bassänger inom Stockholms stad	Koordinater (N:E) SWEREF 80
<b>Görväl</b>	59.35880 : 017.79680
<b>Rödstensfjärden</b>	59.27340 : 017.86390
<b>Fiskarfjärden</b>	59.31000 : 017.95510
<b>Bällstaviken</b>	59.35122 : 017.97119
<b>Ulvsundasjön</b>	59.34365 : 017.98828
<b>Årstaviken</b>	59.30378 : 018.06125

**Figur 2:** Provtagningspunkter är illustrerade med gula cirklar:

- 1) Görväl
- 2) Rödstensfjärden
- 3) Fiskarfjärden
- 4) Bällstaviken
- 5) Ulvsundasjön
- 6) Årstaviken

Färgmarkeringarna i figuren visar olika avrinningsområden.





### 3.3 Laboratorieanalyser

#### 3.3.1 Bestämning av glödförlust

Bestämning av glödförlust bestämde genom analys av dubbla prov på 0,5 g i förbrända deglar. Deglarna upphettades till 550 grader i fyra timmar. Deglarna förvarades i en exikator innan de vägdes och förfarandet upprepades med en timmes mellanrum tills deglarnas vikt var konstant.

#### 3.3.2 Frystorkning och kemisk analys av metaller med fokus på bly

Provberedning och analys av 50 st sedimentprov utfördes av Örebro universitet. Proven frystorkades och det frystorkade provet (0,1 g) behandlades med natriumperoxid, svavelsyra och mikrovågsuppvärmning före analys med ICP-MS (7500 cx, Agilent Technologies). En total blykoncentration (Pb) beräknades från isotoperna 204, 206, 207 och 208. Samma laboratorium analyserade även för följande metaller; natrium, magnesium, aluminium, kalium, kalcium, mangan, järn, nickel, koppar, zink, arsenik, strontium. Detaljerade analysresultat presenteras i Bilaga 3. Metallhalterna används i den statistiska utvärderingen. Blykoncentrationerna har använts för semikvantitativ datering av kärnan.

#### 3.3.3 Kemisk analys av PFAS

Örebro universitet utförde samtliga konventionella analyser med avseende på PFAS, inklusive isomerer. Utökad kemisk analys av PFAS med TOP-behandling analys utfördes av Eurofins AB.

##### 3.3.3.1 Standarder vid PFAS-analys

Nativa och isotopmärkta standarder för PFAS-analys köptes från Wellington Laboratories (Guelph, ON, Kanada). De PFAS standarder som användes var nativa (C4, C6, C8-C12, C14, C16, C18) och isotopmärkta (C4-C16). För perfluorokarboxylsyror (PFCAs) användes, nativa och isotopmärkta standarder (C4-C10, C12). För perfluoro-sulfonsyror (PFSA) användes nativa och isotopmärkta (C4, C6, C8). För FTS användes nativa (4:2, 6:2, 8:2) och isotopmärkta (6:2, 8:2) standarder. För FTSA användes nativa och isotopmärkta (5:3, 7:3). För FTUCA användes nativa (8:2, 10:2 FTUCAs) samt nativ och isotopmärkt PFOSA. En förgrenad Br-PFOS-standard (Wellington Laboratories) användes för beräkning av strukturella Br-PFOS-isomerer. Lösningsmedel och reagens som användes vid analys av PFAS var av HPLC-kvalitet eller av högsta kommersiell renhet. Totalt analyserades 28 stycken olika PFAS som vi i rapporten benämner PFAS-28.

##### 3.3.3.2 Extraktion, LC-MS/MS-analys analys och kvalitetskontroll

Totalt extraherades och analyserades 50 sedimentprov. Samtliga prov frystorkades och homogeniserades varpå 1 g ± 0,1 g sediment uttogs för extraktion. Isotopmärkta standarder tillsattes och proverna blandades med Vortex-mix. Proven jämnviktades i 30-45 minuter innan tillsats av 2ml 0,2M NaOH i MeOH. Provet blandades ytterligare en gång med Vortex-mix och jämnviktades under 30 minuter. Vätskefasextraktion utfördes genom tillsats av 4 ml 1:1 acetonitril:metanol (ACN:MeOH), följt av omblandning 15 min med ultraljud och 15 min skakning.

Lösningen neutraliserades genom tillsats av 1 M HCl, därefter centrifugerades provet och supernatanten avlägsnades. Extraktionen upprepades en gång till med 2 ml 1:1 ACN:MeOH. Supernatanterna sammanslogs och överfördes till ett rör som med 50 mg ENVI-Carb och 50 µl ättiksyra. Efter att röret skakats i 30 sekunder reducerades volymen genom försiktig kväveindunstning och extraktet filtrerades genom 0,2 µm GHP-filter.

Märkta standarder tillsattes tillsammans med 2 mM ammoniumacetat i vatten före injektion till analysinstrumentet. PFASs analyserades med vätskekromatografi UPQ-system kopplat till en masspektrometer XEVO TQ-S (Waters Corporation, Milford, USA). Samtliga analyser utfördes i negativ elektro sprayjoniseringsmod. För separation av analyterna användes en 100 mm C18 BEH-kolonn (1,7 µm, 2,1 mm). Mobila faser var 2 mM ammoniumacetat i vatten och 2 mM ammoniumacetat i metanol. Samtliga analyter kvantifierades med användning av isotoputspädning med isotopmärkta standarder. Procedur-blankar inkluderades i varje sats och behandlades på samma sätt som proverna. Metodgränsen för detektion (LOD) bestämdes som tre gånger signalen i procedur-blankarna och i frånvaro av analyten i blanken, användes den lägsta punkten i kalibreringskurvan. Återvinningar av märkta standarder var mellan 30% och 85%. En samling av alla prover gjordes och analyserades i tre exemplar. Den relativa standardavvikelsen hos de detekterade analyterna var mellan 1% (PFOS, 1,6 ng/g) och 44% (PFOSA, 0,06 ng/g).

### 3.3.4 Total oxidasible precursor assay (TOP-behandling)

Det finns mer än 4700 olika PFAS ämnen (OECD 2018). Med konventionella metoder analyseras dock endast förekomsten av ett tjugotal kända PFAS. Det innebär att det kan förekomma en dold mängd med PFAS-ämnen i ett prov som inte upptäcks med vanliga analysmetoder, och att den totala halten av PFAS i ett prov därmed underskattas. Ett sätt att skapa en bättre bild av den totala halten PFAS-ämnen är att analysera så kallade PFAS-prekursorer (Naturvårdsverket 2016). PFAS-prekursorer är ämnen som i naturen kan omvandlas till persistenta PFAS-ämnen (exempelvis PFBA, PFPeA, PFHxA och PFOA). Genom att simulera nedbrytningen av PFAS-prekursorer med TOP-behandling (eng. TOP-assay) omvandlas både kända och okända PFAS-prekursorer till mätbara PFAS (Houtz and Sedlak 2012). Analysen ger en indikation om hur biologiska nedbrytningsprocesser med tiden skulle kunna påverka koncentrationen av de PFAS-ämnen som man idag analyserar med vanliga PFAS-analyser, exempelvis de PFAS som ingår i Livsmedelsverkets åtgärdsgräns för PFAS-11.

TOP-analys har tidigare utförts på vattenprov från Mälaren (NIRAS 2018) men har inte tidigare testats på sediment. I denna studie utför vi för första gången TOP-analys på ytsediment (0-4 cm). Frystorkade och homogeniserade prov som tidigare analyserades vid Örebro universitet skickades till Eurofins AB för TOP-analys. För att få tillräcklig provmängd för analysen gjordes för varje provpunkt en sammanslagning av sedimentprover uttagna på 0-2 cm samt 2-4 cm djup under sedimentytan i ration 1:1. TOP-analys av sediment i den här studien utfördes av Eurofins AB.



### 3.3.5 Beräkning av sedimentationshastighet

I denna studie använder vi oss av blyhalten i sedimentkärnorna för att relatera halten PFAS i sediment till ålder på sedimentkärnan och till de historiska PFAS-utsläppen. Sedimentationshastigheten beräknades genom att anta linjär sedimentationshastighet mellan blytoppen på 1970-talets mitt och år 2017. Ytterligare antogs att nedbrytning av sediment och kompression av sediment är minimal. Sedimentationen av PFAS beräknas enligt följande formel:

$$SED_{PFAS} = \frac{V_{prov} \times C_{PFAS} \times V_{SED}}{T_{SED}} \quad (1)$$

Där  $SED_{PFAS}$  motsvarar sedimentationen av PFAS i enheten  $ng/m^2$  år,  $V_{prov}$  är provvolymen som beräknats utifrån diametern på sedimentprovtagaren (84 mm) och skiktningens mått (2 cm),  $C_{PFAS}$  är sedimentets PFAS-halt i  $\mu g/kg$  TS,  $V_{SED}$  är sedimentvolymen per prov beräknat utifrån en antagen densitet av sediment på  $2650 kg/m^3$  multiplicerat med provets torrsustans (%). Slutligen är  $T_{SED}$  beräknad sedimentationstid för respektive analyserat provskikt.

### 3.4 Fördelningskoefficient beräkningar Kd

För att beräkna fördelningskoefficienten görs antaganden att PFAS befinner sig i jämvikt mellan vattenfasen och sediment. Fördelningskoefficienten,  $K_d$  (l/kg), beskriver hur ett ämne fördelar sig mellan den fasta fasen (sediment) och vattenfasen beräknas enligt:

$$K_d = C_s / C_w \quad (2)$$

där  $C_s$  är halten fastlagd förorening (mg/kg sediment) och  $C_w$  är halten i vattnet närmast sedimentytan (mg/l). Värdet på  $K_d$  (l/kg) är ett mått på sedimentets fastläggningskapacitet och ger en bild av fastläggningen av föroreningen då den sedimenteras och är i jämvikt med föroreningen i vattenfasen. Organiska föroreningar i vatten fastläggs huvudsakligen till organiskt material som sedimenterar.

### 3.5 Statistisk analys

Statistisk utvärdering av halter av metaller och PFAS i sediment (denna studie) och ytvatten från Mälarens olika bassänger (NIRAS 2018) användes för att undersöka om det finns samband mellan PFAS-halt och metallhalt i de respektive matriserna. Följande ämnen var analyserade i både ytvatten och sediment: Na, Mg, Al, K, Ca, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Sr, Pb, L-PFOS99, PFOA, B-PFOS-80, PFHpA, PFNA, PFDA, PUnDA, PFDODA. Värden standardiserades per matris och ämne: (värde-medelvärde)/standardavvikelse. Matriserna representerades av 12 st ytvattenprover respektive 48 st sedimentprover. För att utvärdera eventuella linjära korrelationer utfördes principalkomponentanalys på den erhållna matrisen. Principalkomponentanalys (PCA, Principal Components Analysis) är en standardmetod för att beskriva och visualisera likheter och olikheter mellan prover i en multivariat datauppsättning där data antas ha linjär respons.

## 4 Resultat och diskussion

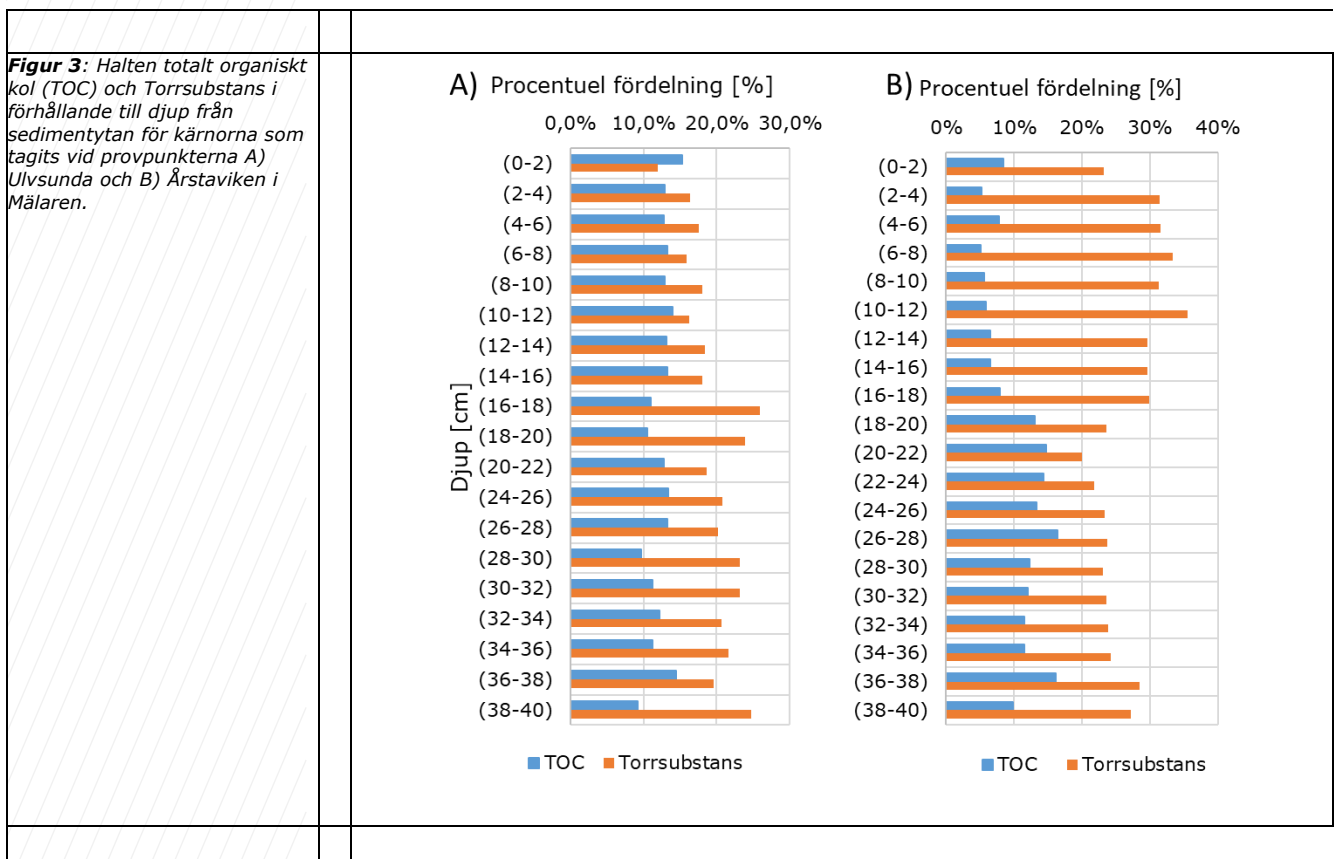
### 4.1 Grundläggande karakterisering av sedimenten

Följande avsnitt redovisar de generella slutsatser som kan dras utifrån utvärdering av grundläggande parametrar såsom torrsubstans (TS), totalt organiskt kol (TOC) och totalt bly. Det är framförallt trender som jämförs och då med beaktande att sedimentationshastigheten varierar mellan de olika provtagningspunkterna, dvs effekten av en historisk händelse kan dyka upp på olika djup i olika kärnor.

#### 4.1.1 Torrsubstans, TOC och total bly

Innan man börjar granska resultaten för de miljöstörande ämnen som vanligtvis är av intresse är det en god idé att först utvärdera de mer basala parametrarna torrsubstans, totalt organiskt kol (TOC) och totalt bly, i hela den provtagna sedimentkärnans längd. Resultatet ger ofta en mycket bra indikation på de rådande betingelserna där sedimenten provtagits, men utgör också en bra möjlighet att kvalitetssäkra både provtagning och analysresultat.

I figur 3 redovisas hur halten torrsubstans (x-axeln) förändras i förhållande till djup från sedimentytan (y-axeln), och då för kärnorna som tagits vid provpunkt (A) Ulvsunda och (B) Årstaviken. Det mest intressanta som framkommer i grafen är den övergripande skillnaden mellan de båda kärnorna. Där kärnan i Figur 3 (A) Ulvsunda är rikare på organiskt material, vilket mer återspeglar en ackumulationsbotten. Medan de översta 18 cm av sedimentkärnan i Figur 3 (B) Årstaviken har en lägre TOC-halt och är mer påverkad av resuspension vilket medför borttransport av organogent material.



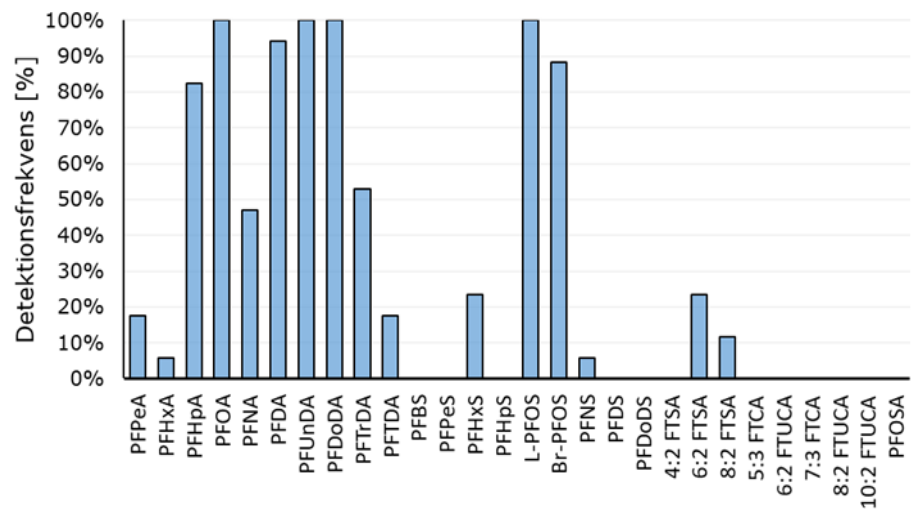
## 4.2 PFAS-förekomst och halter i Mälarens ytsediment

I resultaten nedan presenteras förekomst av PFAS i ytliga sediment som summan av PFAS-28 vilket återspeglar samtliga PFAS som analyserades i denna studie. PFAS-förekomsten i ytsediment redovisas i Figur 4, halterna redovisas i Figur 5, detaljerade resultattabeller finns i Bilaga 4.

### 4.2.1 PFAS-förekomst i ytsediment

I ytsediment (0-6 cm) från Mälaren analyserades 28 olika PFAS-ämnen (PFAS-28); perfluoralkylkarboxylsyror (PFCA) med 5 till 14 kolatomer (PFPeA till PFTDA), perfluoralkansulfonsyror (PFSA) med 4 till 12 kolatomer (PFBS till PFDoDS) samt perfluorerade sulfonsyror (FTSA) med 4, 6 respektive 8 fullt fluorerade kolatomer (6:2 FTSA samt 8:2 FTSA) samt fem olika FTUCA och PFOSA, se Figur 4. De PFAS som är vanligast förekommande i ytsediment är PFHpA, PFOA, PFDA, PFUnDA, PFDODA samt L-PFOS och Br-PFOS vilka detekteras över laboratoriets rapporteringsgräns i fler än 80% av proven. PFNA och PFTrIDA detekteras i mellan 45-53% av proven. Medan PFPeA, PFHxA, PFTDA, PFHxS, PFNS, 6:2 FTSA samt 8:2 FTSA detekteras i mellan 10-30% av proven. PFBS, PFPeS, PFHpS, PFDS, PFDoDS, 4:2 FTSA, 5:3 FTCA, 6:2 FTUCA, 7:3 FTCA, 8:2 FTUCA, 10:2 FTUCA och PFOSA var under rapporteringsgränsen i samtliga ytsediment. Detektionsfrekvens, koncentrationer och sammansättning av PFAS i ytsediment (0-6 cm) illustreras i Figur 4 och sammanfattas i Tabell 4.

**Figur 4:** Detektionsfrekvens i procent av PFAS i ytsediment (0-6 cm) från Mälaren.



### 4.2.2 PFAS i Görväln

De högsta koncentrationerna av summan PFAS-28 mättes i den här studien upp i Görväln 7,9-9,4 µg/kg TS varav 5,79-7,84 µg/kg TS utgörs av total PFOS, se Figur 5 och Tabell 4. Görväln är djupare än andra bassänger och omges av mindre befolkade avrinningsområden. Görväln ligger uppströms i förhållande till centrala Stockholm och påverkas därför inte av staden utan sannolikt av föroreningskällor som visats påverka närliggande bassänger i Mälaren. Möjliga sådana är yt- och grundvattenavrinning från Arlanda airport (Lutz 2015), utsläpp från avloppsreningsverk och tillförsel via vattendrag som Fyrisån, i vilken förhöjda PFAS-koncentrationer tidigare har uppmätts (Loos et al. 2008).

#### 4.2.3 PFAS i Rödstensfjärden

I Rödstensfjärden mäts PFAS-28 koncentrationerna till 1,6-2,7 µg/kg TS varav 1,13-1,86 µg/kg TS utgörs av total PFOS, se Figur 5 och Tabell 4. Likt Görväln omges Rödstensfjärden av ett lägre befolkat avrinningsområde. I Rödstensfjärdens avrinningsområde har Albysjön identifierats som en trolig transportväg för PFAS. Tullingesjön, vari man hittat förhöjda halter PFAS, rinner in i Albysjön och kan vara en potentiell transportväg för PFAS till Mälaren (NIRAS 2018). I föreliggande studie observeras inga tydliga påslag av PFAS i Rödstensfjärdens ytsediment. Detta troligen på grund av att provpunkten inte var placerad i närheten av Albysjöns utlopp, och att eventuell förorening i vattnet vid provpunkten i Rödstensfjärden därmed är mycket utspädd.

#### 4.2.4 PFAS i Fiskarfjärden

De PFAS-koncentrationer som mättes upp i Fiskarfjärden var lägre än i Görväln men upp till en faktor 2 högre än i Rödstensfjärden, PFAS-28 mättes upp till 3,2-5,2 µg/kg TS varav 2,08-3,60 µg/kg TS utgörs av total PFOS, se Figur 5 och Tabell 4. I Fiskarfjärden detekterades 8:2 FTSA i sedimentprov uttagna på djupen 0-2 cm samt 2-4 cm under sedimentytan i halter om 0,78 µg/kg TS respektive 0,55 µg/kg TS. Denna substans används i bland annat nyare brandsläckningsskum (KEMI 2015). Förekomsten av 8:2 FTSA i Fiskarfjärden tyder på utläckage av PFAS-förorenat yt-, grund-, och/eller dagvatten inom fjärdens avrinningsområde.

#### 4.2.5 PFAS i Bällstaviken

I Bällstaviken mäts PFAS-28 koncentrationerna till 1,7-2,1 µg/kg TS varav 0,95-1,3 µg/kg TS utgörs av total PFOS, se Figur 5 och Tabell 4. I Bällstaviken detekterades 6:2 FTSA i ytsediment (0-2 cm) i halten 0,09 µg/kg TS. I ytvatten från Bällstaån som rinner in i Bällstaviken har 6:2 FTSA påträffats under en provtagning år 2016 (NIRAS, 2018) samt i Stockholms stads miljöövervakning. Bällstaviken är troligtvis påverkat av Bällstaån där föreliggande undersöknings högsta ytvattenkoncentrationer av PFOS detekterades. Stockholm stads miljöövervakning av PFOS i ytvatten visar år 2017 årsmedelvärdet 22,6 ng/L (Miljöbarometern, 2018). De höga halter som mättes upp i ytvatten återspeglas inte av uppmätta PFAS-halter i Bällstavikens sediment. Detta beror troligt på att provpunkten i Bällstaviken inte var lokaliserad på en sedimentationsbotten utan på en erosions- och transportbotten. Vilket återspeglas i en liten eller ingen nettosedimentation av finmaterial, som alltså innebär att PFAS-förorenade sediment inte ansamlas på den aktuella delen av vikens botten.

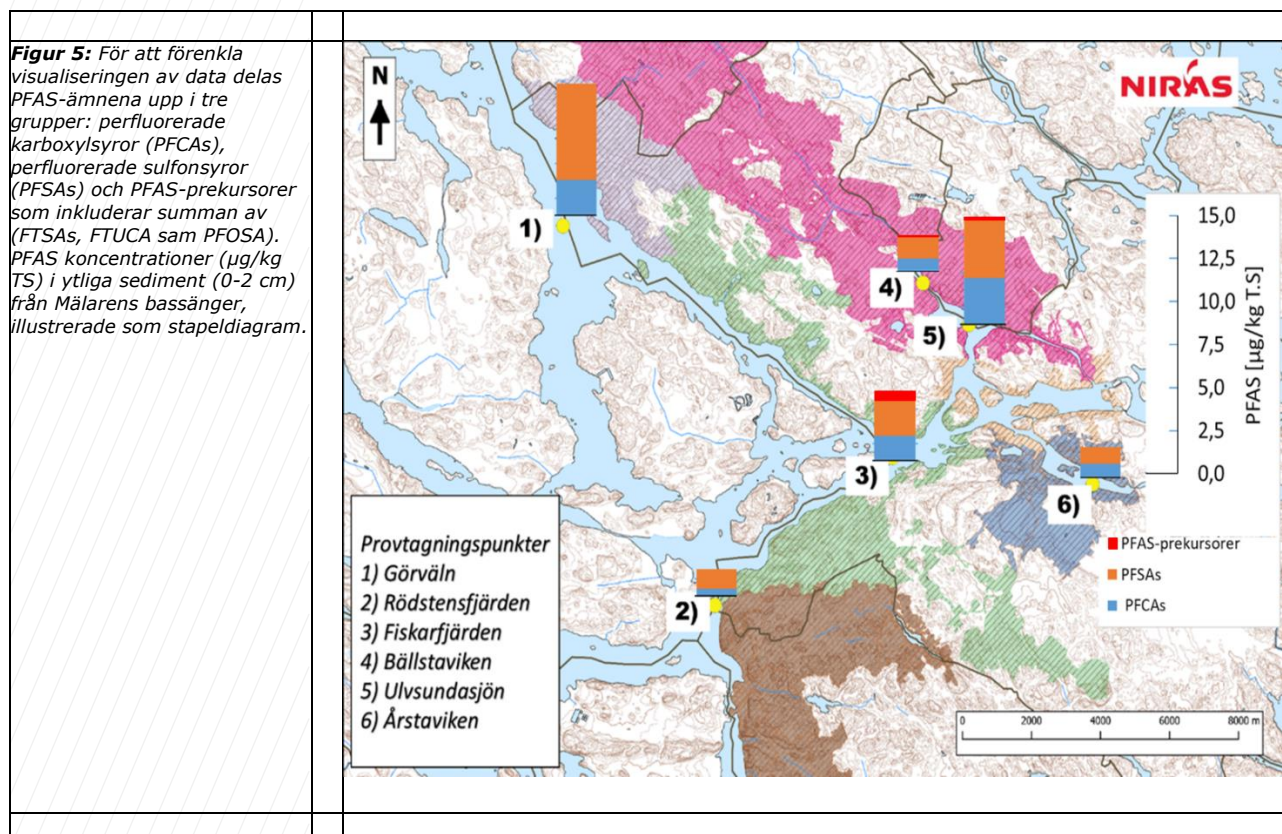
#### 4.2.6 PFAS i Ulvsundasjön

I Ulvsundasjön mäts PFAS-28 koncentrationerna till 6,0-8,3 µg/kg TS varav 2,0-3,39 µg/kg TS utgörs av total PFOS, se Figur 5 och Tabell 4. I Ulvsundasjön detekterades 6:2 FTSA i ytsediment (0-2 cm, 2-4 cm samt 4-6 cm) i halterna 0,18 µg/kg TS, 0,12 µg/kg TS respektive 0,18 µg/kg TS. Att 6:2 FTSA återfinns längre ner i det ytliga sedimentet tyder på att utsläpp av PFAS-prekursorer har pågått under en längre tid, samt att provet är uttaget på en sedimentationsbotten. Vilket innebär att det sker en kontinuerlig deposition av kohesivt finmaterial. Ulvsundasjön är direkt påverkat av utsläpp från Bällstaviken i vars avrinningsområde flertalet PFAS-källor har identifierats.

#### 4.2.7 PFAS i Årstaviken

I Årstaviken mäts PFAS-28 koncentrationerna till 0,8-2,4 µg/kg TS varav 0,47-1,3 µg/kg TS utgörs av total PFOS, se Figur 5 och Tabell 4. I Årstaviken uppmäts de lägsta halterna av PFAS-28 och PFOS i sediment jämfört med de övriga undersökta bassängerna i Mälaren, se Tabell 4. Detta trots att det i avrinningsområdet finns

troliga källor, som till exempel dagvattenavrinning (Kaj et al., 2011). Vidare har högre PFAS-halter uppmätts i ytvattnet i Årstaviken än i Görvån, Riddarfjärden och Fiskarfjärden (NIRAS 2018).



#### 4.2.8 Fördelning av PFOS-isomerer i Mälarens sediment

I denna studie undersökte vi även fördelningen av linjära och förgrenade PFOS-isomerer. Historiskt har den industriella PFOS-blandningen producerats med elektrokemisk fluorering (ECF). Denna metod ger upphov till både förgrenade och linjära PFOS-isomerer med ration 30:70. Till skillnad från idag då produktionen har ändrats till telomerisering vilket primärt ger upphov till linjära PFAS-isomerer. I Mälaren uppmättes både linjära och förgrenade PFOS-isomerer, vilka alltså inte endast kan härledas till nya utsläpp. I föreliggande studie har medelration av de förgrenade och linjära PFOS-isomererna i sediment beräknas till 5:95 (kvantifieringen har utförts med isotopmärkt Br-PFOS standard), vilket kan jämföras med 35:65 som återfinns i Mälarens ytvatten (NIRAS, 2018) (där kvantifieringen av Br-PFOS utfördes med L-PFOS som intern standard). Anrikning av den linjära PFOS-isomererna sker alltså i sediment i Mälaren. Anrikningen av den linjära PFOS-isomererna i sediment har observerats i vetenskapliga studier (Asher, 2012). Vilket tyder på att L-PFOS har en högre bindingsaffinitet till sediment jämfört med den förgrenade isomererna. Att det förekommer en större mängd förgrenade isomerer i Mälarens ytvatten än i den industriella blandning som skapas med ECF indikerar att Mälarens PFOS-källor troligtvis är ett resultat av utlakning av PFAS från förorenade jordmassor och utgående vatten från reningsverk där liknande fördelningar mellan linjär och förgrenad PFOS tidigare har observerats (Filipovic and Berger, 2014).

**Tabell 4:** PFAS-koncentrationer i Mälarens ytsediment, provtaget på 0-6 cm djup. PFAS-ämnena är uppdelade i Perfluorokarboxylsyror (blå), Perfluorosulfon-syror (ljusorange) samt Prekursorer (mörkgrått). PFAS-halterna är färgkodade där vitfärgade rutor visar PFAS halter som är under rapporteringsgränsen.

Röda rutor visar halter av PFOS som överstiger det norska riktvärdet för sötvattensediment 2,3 ng/g TS.

Provtagning	Görväln			Rödstensfjärden			Fiskarfjärden			Ulvsundasjön			Bällstaviken		Årstaviken			
	2017-05-11			2017-05-11			2017-05-09			2017-05-09			2017-05-10		2017-05-10			
	Djup (cm)	0-2cm	2-4 cm	4-6 cm	0-2cm	2-4cm	4-6 cm	0-2cm	2-4 cm	4-6 cm	0-2cm	2-4 cm	4-6 cm	0-2 cm	2-4 cm	0-2cm	2-4 cm	4-6 cm
Perfluorokarboxylsyror	PFPeA	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<b>0,47</b>	<b>0,2</b>	<0,08	<0,08	<b>0,17</b>	<0,08	<0,08
	PFHxA	<b>0,57</b>	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
	PFHpA	<b>0,09</b>	<b>0,03</b>	<b>0,05</b>	<b>0,02</b>	<b>0,03</b>	<b>0,04</b>	<b>0,05</b>	<b>0,03</b>	<b>0,03</b>	<b>0,08</b>	<b>0,16</b>	<b>0,17</b>	<0,02	<b>0,07</b>	<b>0,04</b>	<0,02	<0,02
	PFOA	<b>0,13</b>	<b>0,17</b>	<b>0,25</b>	<b>0,09</b>	<b>0,13</b>	<b>0,23</b>	<b>0,28</b>	<b>0,16</b>	<b>0,1</b>	<b>0,24</b>	<b>0,44</b>	<b>1,1</b>	<b>0,4</b>	<b>0,31</b>	<b>0,11</b>	<b>0,08</b>	<b>0,09</b>
	PFNA	<b>0,21</b>	<b>0,18</b>	<b>0,14</b>	<0,05	<0,05	<0,05	<b>0,37</b>	<b>0,12</b>	<0,05	<b>0,12</b>	<b>0,14</b>	<b>0,16</b>	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
	PFDA	<b>0,45</b>	<b>0,45</b>	<b>0,27</b>	<b>0,09</b>	<b>0,1</b>	<b>0,09</b>	<b>0,2</b>	<b>0,18</b>	<b>0,09</b>	<b>0,27</b>	<b>0,27</b>	<b>0,79</b>	<0,05	<b>0,19</b>	<b>0,1</b>	<b>0,06</b>	<b>0,06</b>
	PFUnDA	<b>0,47</b>	<b>0,55</b>	<b>0,4</b>	<b>0,13</b>	<b>0,26</b>	<b>0,2</b>	<b>0,2</b>	<b>0,2</b>	<b>0,19</b>	<b>0,26</b>	<b>0,19</b>	<b>0,2</b>	<b>0,08</b>	<b>0,05</b>	<b>0,1</b>	<b>0,06</b>	<b>0,05</b>
	PFDoDA	<b>0,12</b>	<b>0,12</b>	<b>0,08</b>	<b>0,09</b>	<b>0,2</b>	<b>0,19</b>	<b>0,24</b>	<b>0,2</b>	<b>0,23</b>	<b>0,91</b>	<b>0,92</b>	<b>1,4</b>	<b>0,3</b>	<b>0,09</b>	<b>0,32</b>	<b>0,18</b>	<b>0,12</b>
	PFTTrDA	<0,05	<0,05	<b>0,06</b>	<0,05	<b>0,09</b>	<b>0,11</b>	<b>0,08</b>	<b>0,11</b>	<0,05	<b>0,41</b>	<b>0,7</b>	<b>1,1</b>	<0,05	<0,05	<b>0,1</b>	<0,05	<0,05
PFTDA	nq	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<b>0,39</b>	<b>0,51</b>	<b>0,55</b>	nq	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	
Perfluorosulfonsyror	PFBS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
	PFPeS	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
	PFHxS	<0,1	<b>0,15</b>	<b>0,24</b>	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<b>0,13</b>	<b>0,15</b>	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	PFHpS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
	L-PFOS	<b>5,5</b>	<b>6,2</b>	<b>7,7</b>	<b>1,1</b>	<b>1,8</b>	<b>1,6</b>	<b>2</b>	<b>3,3</b>	<b>2,3</b>	<b>3,1</b>	<b>1,7</b>	<b>1,9</b>	<b>1,3</b>	<b>0,82</b>	<b>1,3</b>	<b>0,67</b>	<b>0,47</b>
	Br-PFOS	<b>0,13</b>	<b>0,07</b>	<b>0,11</b>	<b>0,07</b>	<b>0,1</b>	<b>0,11</b>	<b>0,08</b>	<b>0,26</b>	<b>0,2</b>	<b>0,28</b>	<b>0,27</b>	<b>0,18</b>	<0,05	<b>0,14</b>	<b>0,12</b>	<b>0,06</b>	<0,05
	PFNS	<0,05	<0,05	<b>0,1</b>	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
	PFDS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	PFDoDS	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Prekursorer	4:2 FTSA	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
	6:2 FTSA	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<b>0,18</b>	<b>0,12</b>	<b>0,18</b>	<b>0,09</b>	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
	8:2 FTSA	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<b>0,78</b>	<b>0,55</b>	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
	5:3 FTCA	<0,25	<0,1	<0,1	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,25	<0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	6:2 FTUCA	<0,1	nq	<0,25	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	7:3 FTCA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	nq	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	8:2 FTUCA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	nq	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	10:2 FTUCA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	PFOSA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

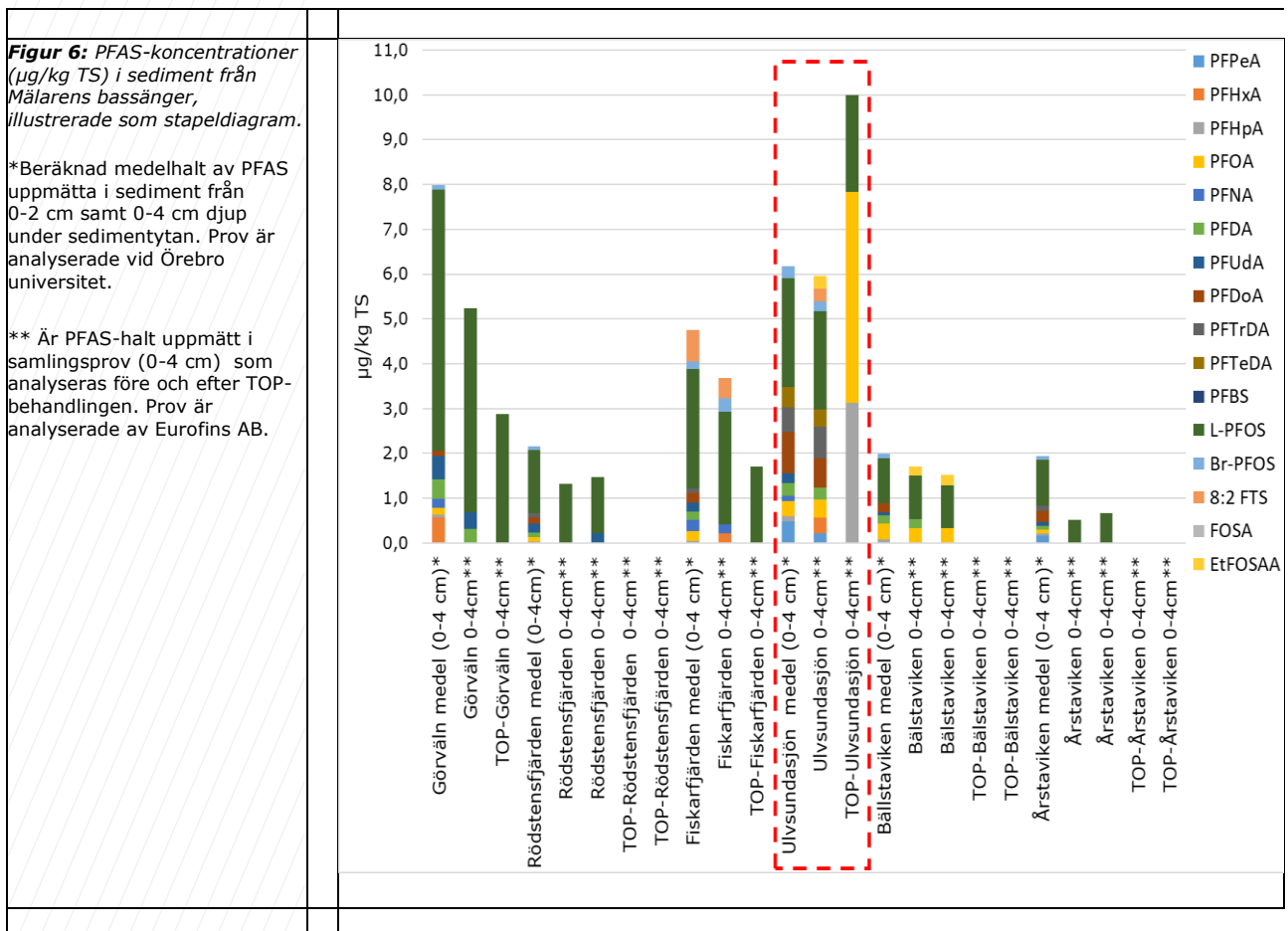
- L- står för linjära och Br-förgrenade isomer.



### 4.3 Förekomst av PFAS-prekursorer i Mälarens ytsediment

I denna studie analyserades prov på ytsediment (0-4 cm) från Riddarfjärden, Fiskarfjärden, Görväln, Rödstensfjärden, Ulvsundasjön, Bällstaviken och Årstaviken med avseende på PFAS-prekursorer med hjälp av TOP-behandling, se Figur 6. Då endast en mindre mängd prov erhöles vid provtagningen gjordes en sammanslagning av 2 st provskikt (0-2 cm respektive 2-4 cm djup under sedimentytan) från varje provpunkt för att på så sätt få tillräcklig provmängd för att kunna utföra TOP-analysen.

Efter TOP-behandling d.v.s. efter oxidation av provet var många av PFAS-ämnena under rapporteringsgränsen i alla prov utom i det från Ulvsundasjön. Vi väljer därför att fokusera på resultat från Ulvsundasjön. För att kunna jämföra antalet PFAS från Örebro universitet och Eurofins summeras de uppmätta halterna för de PFAS som ingår i Eurofins analysrapport. I Ulvsundasjöns sediment (0-4 cm) har medelkoncentrationen för PFAS-16 uppmätts till 6,5 µg/kg TS varav 2,7 µg/kg TS utgörs av total PFOS vilket överensstämmer med de halter som Eurofins mäter upp (6 µg/kg TS varav 2,4 µg/kg TS utgörs av total PFOS). Efter TOP-analysen ökar halterna PFAS-16 från 6 µg/kg TS till 10 µg/kg TS, se rödstreckad inringning i Figur 6. Den största ökningen observeras för PFHpA, som går från <0,2 µg/kg TS till 3,19 µg/kg TS, samt PFOA, som går från 0,39 µg/kg TS till 4,20 µg/kg TS. Generellt har TOP-behandling standardavvikelsen 25 %, men eftersom PFHpA och PFOA ökar med >100% så är resultaten tillförlitliga trots osäkerheten i analysen.



## 4.4 PFAS-halter i djupprofiler

För att förenkla visualiseringen av data delas PFAS-ämnena upp i tre grupper som diskuteras var för sig: perfluorerade karboxylsyror (PFCAs), perfluorerade sulfonsyror (PFSA) och PFAS-prekursorer som inkluderar summan av (FTSAs, FTUCA sam PFOSA). De historiska PFAS-utsläppen representeras av den globala produktionen av kemikalierna då produktion och utsläpp antas vara i samma storleksordning.

I Mälarens sediment har förekomsten av tungmetaller som bly undersökts i flera studier (Stenbeck och Östlund). I orörda sedimentkärnor från Mälaren identifieras oftast en tydlig topp av halten total-bly längre ner i kärnan. "Blytoppen" dateras till mitten/slutet av 1970-talet. I denna studie relaterar vi halten total-bly i sedimentkärnorna till påvisade PFAS-halter. På så sätt undersöker vi om utsläpp av PFAS har pågått sedan mitten/slutet av 1970-talet, samt om PFAS-halterna ökar fram till år 2017 då sedimentprovtagningen utfördes.

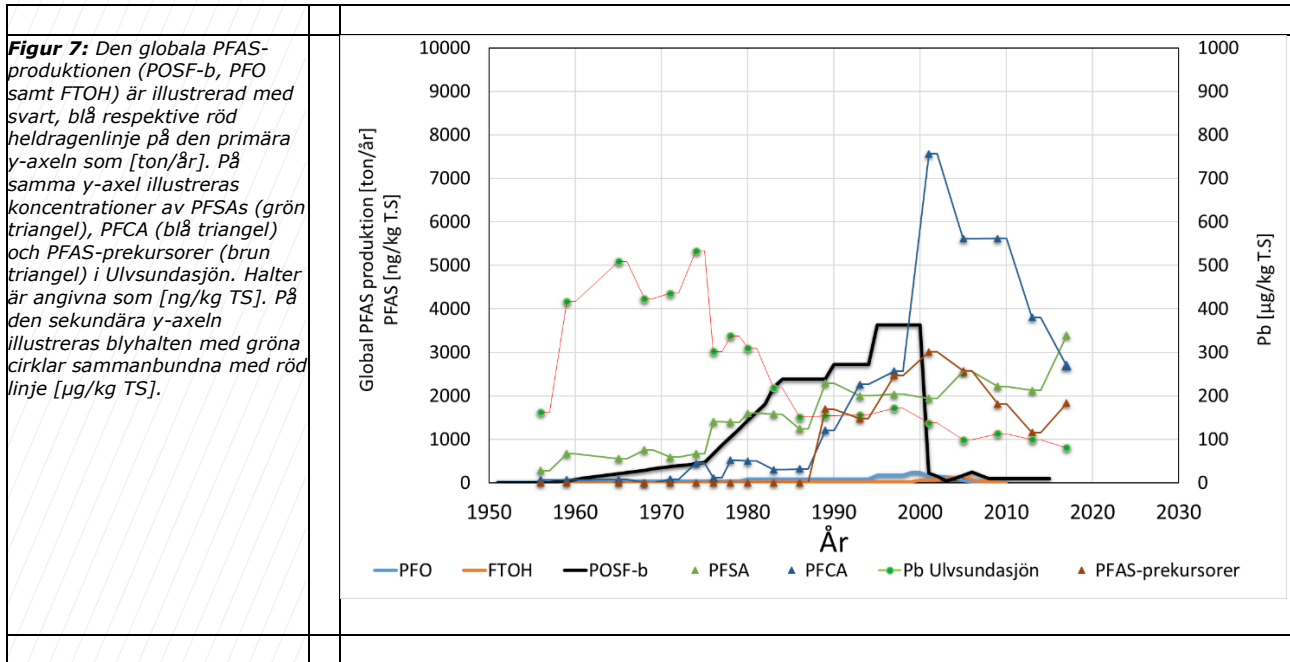
### 4.4.1 PFAS i djupprofilen i Ulvsundasjön

I figur 7 presenteras PFAS-koncentrationerna i sedimentkärnan från Ulvsundasjön, uppdelade på PFCAs, PFSA och PFAS-prekursorer, tillsammans med blyhalter i sedimentprofiler samt den historiska produktionen av PFAS som är hämtad från (Benskin et al, 2011). Sedimentationshastighet redovisas i Bilaga 4.

I Ulvsundasjön observeras att både PFCAs och PFSA återfinns i hela den provtagna sedimentkärnan, d.v.s. från ca år 1950 till år 2017. Sedimentationshastigheten i Ulvsundasjön beräknas till ca 0,66 cm/år från slutet av 1970-talet fram till år 2017. PFAS-prekursorer observeras först i början av 1990-talet. Av PFAS-prekursorerna observeras 6:2 FTSA i sedimentkärnan på djup om 0-16 cm i halter mellan 0,12-0,27 µg/kg TS. 7:3 FTUCA återfinns endast i ett analyserat prov, i skiktet 8-10 cm, i halten 2,7 µg/kg TS. PFAS-prekursoren 7:3 FTUCA är en omvandlingsprodukt som bildas då specifika 8:2 baserade PFAS-prekursorer exempelvis 8:2 FTOH omvandlas i miljön. Då 7:3 FTUCA är en nedbrytningsprodukt som i sin tur omvandlas vidare till andra PFAS, tyder det på att omvandling av PFAS-prekursorer sker i sedimenten samt att det troligtvis förekommer andra nedbrytningsprodukter vilka vi inte mäter i denna studie.

Perfluoro-karboxylsyror (PFCAs) som observeras i Ulvsunds sjöns sedimentkärna är följande: PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTTrDA samt PFTDA. PFOA är den enda PFCA som detekteras genom hela sedimentkärnan (0-40 cm) i halter mellan 0,07-1,9 µg/kg TS, medan PFHpA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA detekteras i sediment på djupen 0-18 cm, vilket dateras ungefärligt till åren 1980-2017. Kortkedjiga PFCAs, PFPeA observeras i ytliga sediment (2-6 cm) medan PFHxS som räknas som långkedjig PFAS mäts utspritt i sedimentkärnan. Källorna till långkedjiga PFAS (PFNA till PFTDA) i sediment kan vara nedbrytning av luftburna PFAS (FTOH:er) vilka i miljön kan omvandlas till långkedjiga PFCAs (Filipovic et al, 2015).





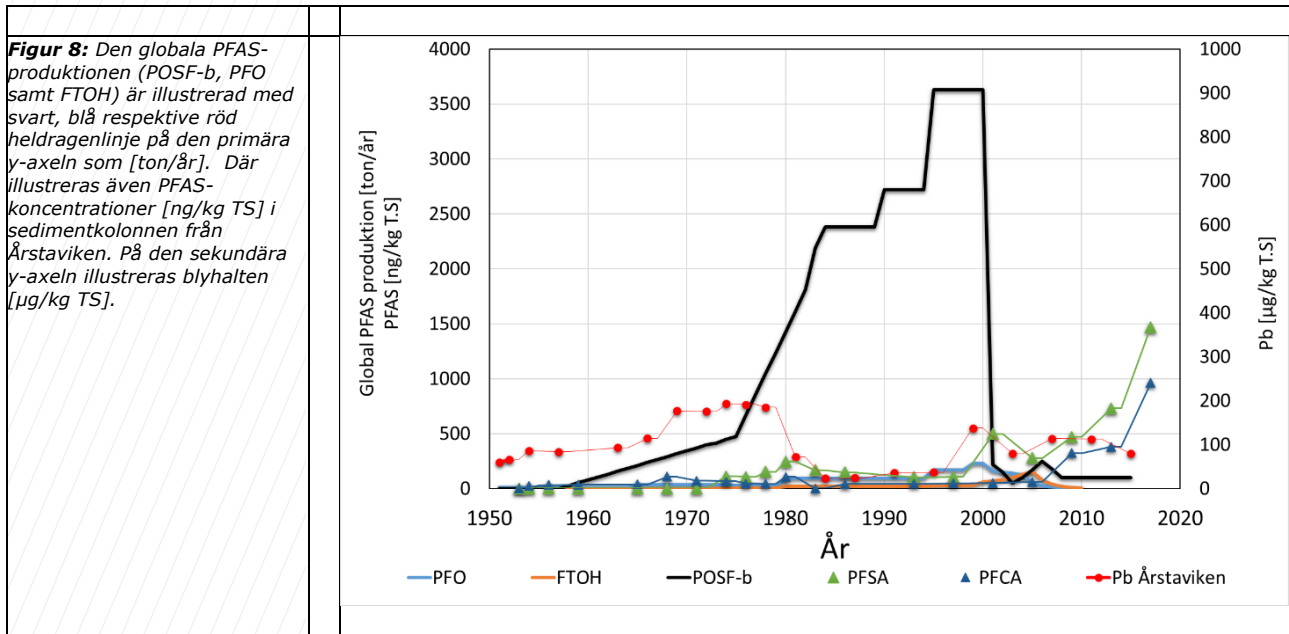
Perfluoro-sulfonsyror (PFSA) som observeras i Ulvsundasjöns sedimentkärna är följande: L-PFOS, Br-PFOS och PFHxS. Den linjära PFOS-isomeren (L-PFOS) detekteras genom hela sedimentkärnan (0-40 cm) medan den förgrenade PFOS-isomeren (Br-PFOS) mäts i nästan samtliga punkter i halter från 0,28-3,1  $\mu\text{g}/\text{kg TS}$  respektive 0,06-0,34  $\mu\text{g}/\text{kg TS}$ . I sediment från Ulvsundasjön beräknades medelfördelningen av förgrenade och linjära PFOS-isomerer till 10/90. Liksom i ytsedimenten så observeras samma fördelning av den förgrenade Br-PFOS-isomeren genom hela sedimentkärnan. PFHxS detekteras endast i de översta sedimenten (2-10 cm) i 0,13-0,14  $\mu\text{g}/\text{kg TS}$  som dateras till ca år 2000-2017. Att en tydlig observation av PFHxS ökning sker i de ytliga sedimenten antas bero på att PFOS-produktionen förbjöds i EU år 2000, samt att kortkedjiga PFAS-ämnen som PFHxS sen dess har använts som utbyteskemikalier till PFOS.

Koncentrationerna av PFOS, PFCA och PFAS-prekursorer är högst i ytsediment och sjunker med djupet. Bottenlevande organismer kan därmed utsättas för PFAS som förekommer i både sediment och vatten. Vattenlevande organismer exponeras däremot främst för PFAS förekommande i vattenfasen. Förhöjda halter av flera PFAS-ämnen i fiskmuskel har upprepade gånger observerats i Mälaren inom Stockholm stads årliga miljögiftsövervakning (WSP, 2016; Miljöbarometern, 2018).

#### 4.4.2 PFAS i djupprofilen i Årstaviken

I figur 8 presenteras PFAS-koncentrationer uppdelade på PFCAs, PFSA:s och PFAS-prekursorer tillsammans med blyhalter i sedimentprofilen från Årstaviken, samt även den historiska globala produktionen av PFAS som är hämtad från (Benskin et al, 2011). Sedimentationshastighet redovisas i Bilaga 4. I Årstaviken observeras att både PFCAs och PFSA:s återfinns i sediment genom hela kärnan d.v.s. från ca år 1950 till år 2017. Inga PFAS-prekursorer kunde mätas över rapporteringsgränsen. I sedimentkärnan observeras två blytoppar. Den första toppen djupare ner i sedimenten relateras till mitten/slutet av 1970-talet, datering av den andra blytoppen relateras till blästring av Årstabron som pågick mellan sommaren/hösten 1998 (Personlig kommunikation med Jenny Pirard, Stockholms miljöförvaltning). Sedimentationshastigheten mellan slutet av 1970-talet och år 2017, beräknas till ca 0,61 cm/år.

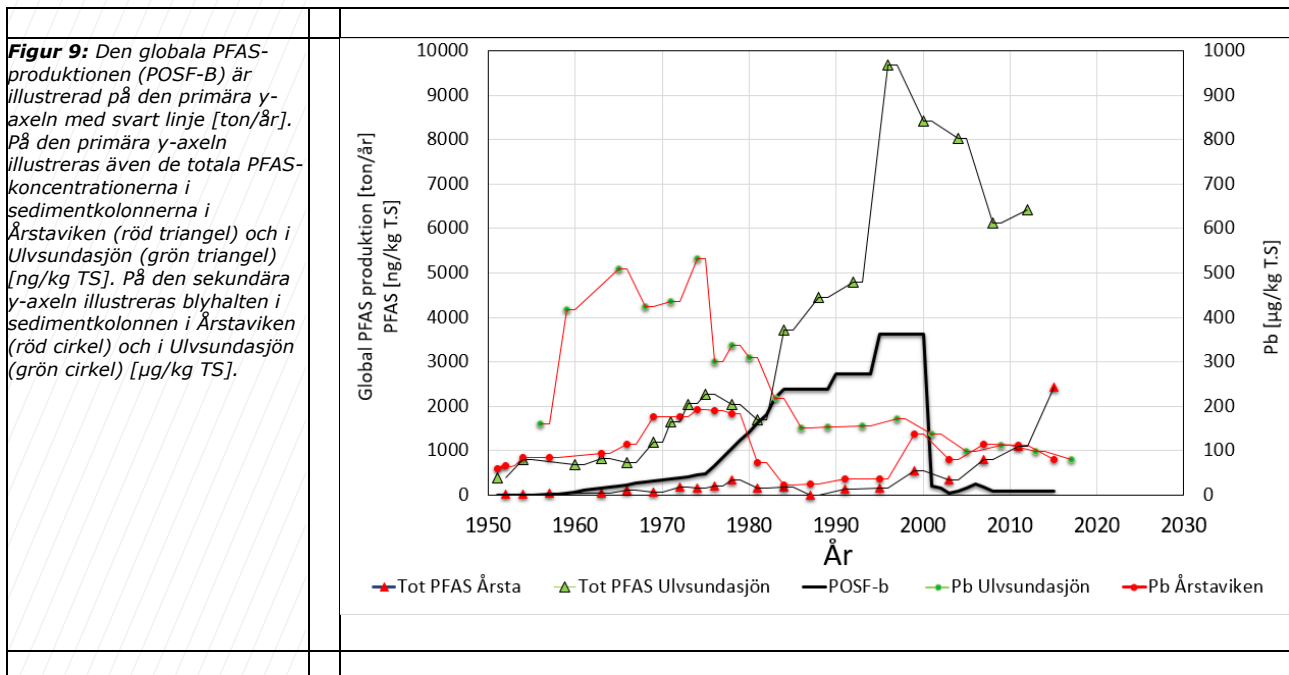
Perfluoro-karboxylsyror (PFCAs) som observeras i Årstavikens sedimentkärna är följande: PFPeA, PFHpA, PFOA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA samt PFTDA. PFOA är den enda PFCA som detekteras genom hela sedimentkärnan (0-40 cm) i halter mellan 0,03-0,11 µg/kg TS medan PFHpA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA endast detekteras i ytligt sediment (0-6 cm), ungefärlig datering 2010-2017. Kortkedjiga PFCAs, PFPeA, PFHpA observeras i enstaka prov i ytliga sediment (0-2 cm) i halterna 0,17 µg/kg TS respektive 0,04 µg/kg TS. Perfluoro-sulfonsyror (PFSA:s) som observeras i Årstavikens sedimentkärna är följande: L-PFOS och Br-PFOS. L-PFOS detekteras på 0-28 cm djup i sedimentkärnan medan Br-PFOS mäts på 0-10 cm djup, i halter om 0,11-1,3 µg/kg TS respektive 0,06-0,15 µg/kg TS. I Årstaviken beräknades fördelningen (medel) av de förgrenade och linjära PFOS-isomererna i sediment till 10:90, vilket är samma mönster som mäts upp i sediment från Ulvsundasjön.



#### 4.4.3 Jämförelse mellan Ulvsundasjön och Årstaviken

I sedimentkärnor från Ulvsundasjön och Årstaviken observeras PFAS genom hela sedimentkärnan. En generell observation är att högst PFAS- och PFOS-halter mäts upp i de översta 6 cm och att PFAS-halterna sjunker med djupet i båda kärnorna, se Figur 9. I Årstaviken beräknades fördelningen (medel) av de förgrenade och linjära PFOS-isomererna i sediment till 10:90, vilket är samma mönster som mäts upp i sediment från Ulvsundasjön. Genom att använda blyets koncentrationsmaximum som referensnivå för sent 1970-tal, kunde vi skildra de historiska PFAS-utsläppen och visa att de pågått i över 50 år.

I en sedimentkärna provtagen i Edsviken observeras en liknande trend för PFOS som i sedimentkärnor från Ulvsundasjön och Årstaviken (EKOZ, 2018). I föreliggande studie visas att sedimentkärnan från Ulvsundasjön var ostörd då blytoppen följer ett tydligt mönster med minskande blyhalt från koncentrationsmaximum (sent 1970-tal) till år 2017. I Årstaviken mäts dubbla blytoppar, samt successivt lägre TOC från sedimentkärnans botten till sedimentytan, se Figur 9. Den djupare blytoppen relateras till mitten/slutet av 1970-talet, medan den andra blytoppen kan relateras till blåstring av Årstabron som pågick mellan sommaren/hösten 1998 (Personlig kommunikation Jenny Pirard Stockholms Miljöförvaltning). Att dessa båda blytoppar noteras i sedimentprofilen visar att nytt material tillförts och att sedimentation skett kontinuerligt vid provtagningspunkten i Årstaviken. Trots nytillförseln av material mäts PFAS-halter genom hela sedimentkärnan, vilket tyder på att PFAS-utsläpp har pågått i över 50 år. Även om vi mäter PFAS i förhöjda halter och i liknande mönster i båda sedimentkärnorna så skiljer sig uppmätta PFAS-halter tydligt åt. I Ulvsundasjön mäts betydligt högre halter jämfört med i Årstaviken. En av anledningarna kan vara att Ulvsundasjön generellt är djupare och att vatten har längre uppehållstid där än i Årstaviken som är grundare och belägen nära en sluss. Skillnaden mellan vattenflödena kan leda till att sedimenteringen skiljer sig åt mellan bassängerna, vilket därmed skulle kunna påverka PFAS-halterna som mäts upp i sedimenten.



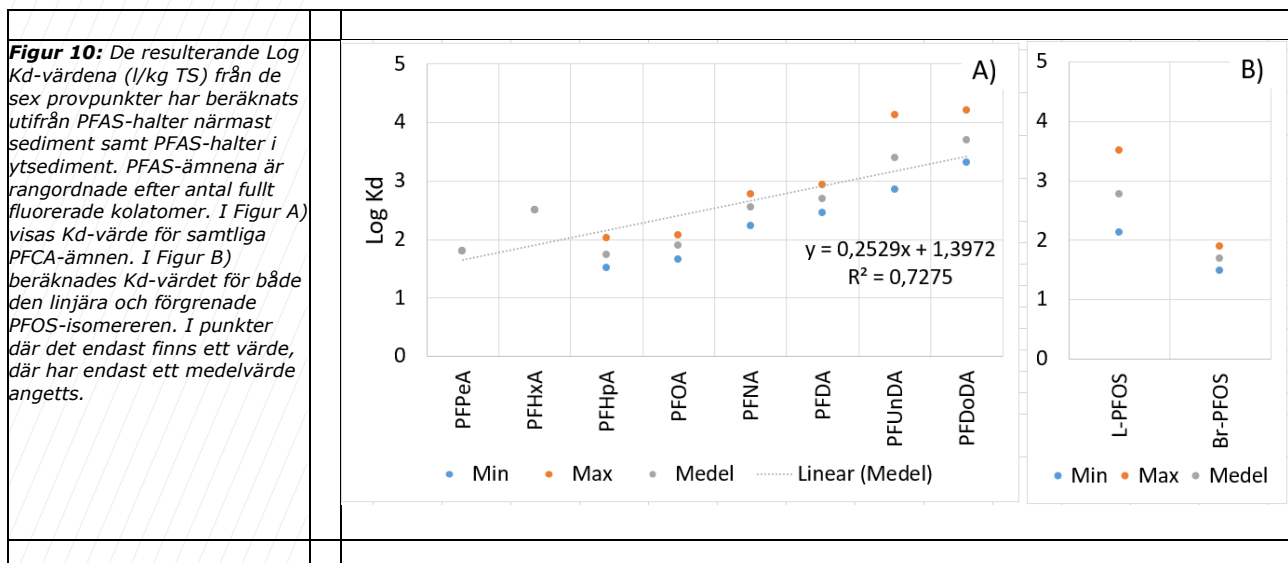
## 4.5 Beräknade fältbaserade fördelningskoefficienter $K_d$

Fördelningen av PFAS-ämnen mellan sediment och ytvatten är en av de viktigaste faktorerna som påverkar PFAS-ämnenas transport och fastläggning i den akvatiska miljön. För att beräkna fältbaserade fördelningskoefficienter ( $K_d$ ) användes uppmätta halter av PFAS i ytsediment från denna undersökning (på torrviktsbasis) och uppmätta halter i ytvattenrecipienten från en tidigare undersökning (NIRAS, 2018), se Tabell 5 och Figur 10.

**Tabell 5:** Min-Max och Medelvärde för beräknade  $K_d$ -värden (l/kg) för 9 st PFAS-ämnen.

		PFCAs							PFASs	
		PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFUnDA	L-PFOS	Br-PFOS
Log $K_d$	Min	1,8	2,5	1,5	1,7	2,2	2,5	2,9	2,1	1,5
	Max	1,8	2,5	2,0	2,1	2,8	2,9	4,1	3,5	1,9
	Medel	1,8	2,5	1,7	1,9	2,5	2,7	3,4	2,8	1,7

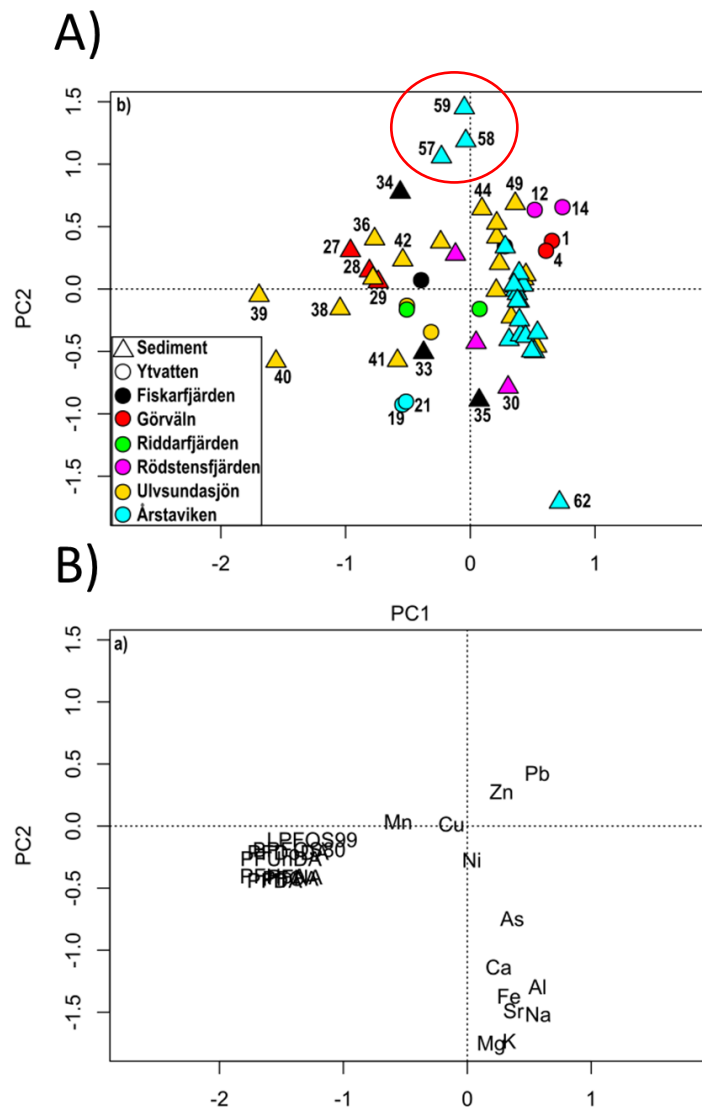
Det framgår tydligt att de beräknade fältbaserade  $K_d$ -värdena tenderar att öka med ökat antal perfluorerade kolatomer i kedjan hos PFCA-ämnena (Figur 10). Vilket visar att de långkedjiga (mer hydrofoba, mindre vattenlösliga) PFCA-ämnena har en starkare fastläggningsförmåga till partiklar i sediment än de kortkedjiga PFCA-ämnena. För PFASs, linjär och förgrenad PFOS, kan en tydlig skillnad observeras där den linjära PFOS-isomeren har en betydligt starkare fastläggningsförmåga än den förgrenade isomeren. Den förgrenade PFOS-isomeren är kvantifierad mot en linjär isotopmärkt standard för att kunna jämföra den mot de uppmätta halterna i vatten. Detta medför en osäkerhet i vår beräkning av  $K_d$ -värdet för Br-PFOS.



#### 4.6 Statistisk analys av PFAS och metaller i Mälarens ytvatten jämfört med sediment

Sedimentprover tagna på 4-10 cm djup under sedimentytan i Ulvsundasjön hade de högsta PFAS-halterna men de lägsta halterna av de flesta analyserade metallerna, jämfört med de andra provlokalerna (Figur 11, där id 38 är prov Ulvsunda\_PFAS 4-6 cm, id 39 är Ulvsunda\_PFAS 6-8 cm, id 40 är Ulvsunda\_PFAS 8-10 cm). Sedimentproverna tagna i Årstaviken hade generellt högre halter av metaller än vid de andra provlokalerna. Ytvattenprover tagna i Görvåln hade generellt lägre PFAS-halter men högre halter av metaller. I sediment tagna i samma fjärd påvisades generellt högre PFAS-halter än i andra provlokaler (Figur 11). De ytligaste sedimentproverna från Årstaviken hade högst halter av bly och zink (markerade med röd ring i Figur 11, där id 57 är prov Årsta\_PFAS 0-2 cm, id 58 är Årsta\_PFAS 2-4 cm, id 59 är Årsta\_PFAS 4-6 cm).

**Figur 11:** PCA baserad på ytvatten- och sedimentprover från Mälaren, samtliga analyserade med avseende på metaller och PFAS. A) är loading diagram och B) är score diagram.



## 5 Slutsatser och behov av ytterligare studier

I denna studie har 28 olika PFAS-ämnen undersökts i ytsediment och sedimentkärnor med konventionell LC-MS/MS-analys, varav 16 olika PFAS-ämnen har visats förekomma över rapporteringsgränsen. Förekomsten av PFAS i ytsediment (0-6 cm) visar att det förekommer ett flertal kortkedjiga och långkedjiga perfluoro-karboxylsyror (PFCAs), medan det inom gruppen perfluoro-sulfonsyror (PFSA) endast förekommer fyra substanser; den linjära PFOS-isomeren (L-PFOS) den grenade PFOS-isomeren (Br-PFOS), PFHxS och i enstaka fall PFNS. Att förhöjda halter av PFAS hittas i ytsediment kan relateras till att PFAS förekommer i förhöjda halter i ytvatten i Mälaren. Vilket är ett resultat av pågående utsläpp från direkta och diffusa källor inom Stockholms stad och Mälarens omgivning (NIRAS, 2018; Miljöbarometern, 2018).

Inom Stockholms stads gränser har över 20 potentiella källområden identifierats varifrån PFAS kan läcka ut till Mälaren (NIRAS, 2017). I föreliggande studie uppmättes de högsta PFAS-halterna i ytsediment (0-2cm) i Görväln och Ulvsundasjön. PFAS-halterna i Ulvsundasjön härstammar troligen från potentiella källområden uppströms Bällstaån (flygplatser och deponier för metallskrot). En potentiell PFAS-källa till Görväln, som ligger uppströms Stockholms stad, kan vara Arlanda Flygplats (Ahrens et al 2015). Om Arlanda flygplats eller andra potentiella källområden bidrar till de förhöjda halterna i sedimenten i Görväln bör undersökas. NIRAS föreslår att ett kommunalt samarbete initieras mellan flera kommuner för att möjliggöra att fler potentiella källområden för PFAS identifieras och att en bättre kartläggning av föroreningsituationen utförs.

I denna studie visar vi att PFOS-halterna är klart förhöjda jämfört med de bakgrundshalter man mäter upp i sediment i s.k. bakgrundssjöar, vilka endast påverkats av diffusa källor som atmosfärisk deposition (Ahrens et al 2016). I Mälaren mäts PFOS i högst halt i ytsediment (0-6 cm). PFOS-halterna varierar från 1,1 µg/kg TS till 5,1 µg/kg TS (medel: 2,4 µg/kg TS) och utgör mellan 47% och 72% av den totala PFAS-halten.

I dagsläget finns det inte några svenska eller europeiska miljökvalitetsnormer eller riktvärden för PFOS eller andra PFAS i sediment att relatera de uppmätta halterna i Mälaren till. Sedimentproverna jämfördes därför mot Norges gränsvärden för PFOS i sediment, som finns i vägledningen "*Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota*" (Miljødirektoratet 2016). I fyra bassänger; Görväln, Rödstensfjärden, Fiskarfjärden och Ulvsundasjön överskrider PFOS-halten det norska gränsvärdet för PFOS i sötvattensediment (2,3 µg/kg TS). För att göra bättre bedömningar av föroreningsituationen avseende PFOS och övriga PFAS i sediment skulle framtagande av svenska riktvärden för dessa i matrisen vara önskvärt.

I sedimentkärnor från Ulvsundasjön samt Årstaviken observeras PFAS genom hela sedimentkärnan. Genom att använda blyets koncentrations-maximum som referensnivå för sent 1970-tal, kunde vi skildra de historiska PFAS-utsläppen och visa att de har pågått i över 50 år. Vi visar också att PFAS- och PFOS-utsläppen inte har avtagit över tid, trots att flera regleringar av t.e.x. PFOS har gjorts i Sverige och EU. I denna studie visar vi att de högsta PFAS- och PFOS-halterna återfinns i Mälarens ytsediment. Att PFOS-halterna sjunker med djupet i sedimentkärnor från Ulvsundasjön och Årstaviken, vilket överensstämmer med uppmätta PFOS-profiler i sedimentkärnor från Edsviken, Stockholm (EKOZ, 2018).

I denna studie visar vi att det är främst (>90%) den linjära PFOS-isomeren (L-PFOS) som förekommer i sediment. Vilket skiljer sig från det som mätts upp i ytvatten, där L-PFOS utgör 70-80% av totala PFOS (NIRAS, 2018). De beräknade fördelningskoefficienterna i denna studie visar att L-PFOS (Log Kd=2,77) har betydligt större fastläggningsförmåga än Br-PFOS (Log Kd=1,70) i Mälarens sediment. Liknande observationer har tidigare gjorts i andra vetenskapliga studier gällande fastläggningsförmåga av olika PFAS.

För att undersöka förekomsten av PFAS-prekursorer i Mälarens sediment har TOP-analysmetoden för första gången applicerats på svenska sedimentprover. Efter TOP-behandling d.v.s. efter oxidation av provet var många av PFAS-ämnena under rapporteringsgränsen i alla prov utom i det från Ulvsundasjön. Vilket troligtvis beror på att analysen kräver en större mängd prov för att låga halter av PFAS ska detekteras. I ytsediment från Ulvsundasjön ökade halterna av PFHpA och PFOA med mer än >1000% som följd av TOP-behandlingen. Förekomsten av PFAS-prekursorer härstammar troligtvis från källområden som rinner in i Bällstaån som mynnar i Bällstaviken och vidare till Ulvsundasjön. I en tidigare undersökning (NIRAS, 2018) analyserades PFAS-prekursorer i ytvatten från Bällstaån med TOP-analys där halterna mätbara PFAS ökade med 68%. I och med att PFAS-prekursorer oftast har en högre molekylvikt än de ämnen som de omvandlas till, antas det att de även har högre fastläggningsförmåga (Kd-värden). Vilket skulle medföra att prekursorerna därför ansamlas i större grad i sediment än i vattenfasen.

Då provuttaget medförde att endast en liten mängd ytsediment från varje provpunkt kunde analyseras med TOP-analysen, gav det förhöjda rapporteringsgränser efter TOP-analysen. NIRAS föreslår att en ny sedimentprovtagning utförs där man provtar en större mängd ytsediment som kan användas i TOP-analys. Vilket förväntas innebära lägre rapporteringsgränser och att en bättre bild av föroreningsituationen avseende PFAS och PFAS-prekursorer erhålls. NIRAS föreslår även att en massbalans av organiskt fluor skapas genom att använda tre olika analyser, analys av mätbara PFAS, TOP-analys samt analys av extraherbart organisk fluor (EOF). Resultaten från dessa analyser kan användas som ett verktyg för att förstå i vilka mängder PFAS-prekursorer finns tillgängliga i sediment (Van Hees et al., 2018). Som tillägg kan högupplösande masspektrometri användas för att identifiera okända PFAS-ämnena i sediment, vatten och biota.

Ur ett riskperspektiv visar TOP-analysen att det förekommer PFAS-prekursorer till PFHpA och PFOA i Ulvsundasjöns sediment vilka skiljer sig från de som tidigare mätts upp i Mälarens vatten (NIRAS, 2018). Förekomsten av PFAS-prekursorer i ytvatten och sediment kan påverka organismer som lever både i vattenmassan och i sedimenten. PFAS-prekursorerna kan även omvandlas naturligt till mätbara PFAS som ingår i Livsmedelsverkets PFAS-11. Förekomsten av PFAS-prekursorer i både sediment och vatten gör att vi ställer frågan huruvida den PFOA och PFOS som har detekterats i Mälarens sediment (denna studie), vatten (NIRAS, 2018), och biota (Miljöbarometern, 2018), härstammar från utsläpp från befintliga källor eller om dessa är nedbrytningsprodukter av PFAS-prekursorer.

NIRAS föreslår vidare att en riskbedömning behöver utföras gällande förekomsten av PFAS-prekursorer med tanke på att både vatten och fisk från Mälaren konsumeras av privatpersoner. Förekomsten av PFOA, PFOS och prekursorer som eventuellt kan omvandlas i kroppen till PFOA och PFOS blir viktiga att undersöka då EFSA år 2018 införde nya preliminära TWI-värden (tolerable weekly intake), vilka är avsevärt lägre än tidigare TDI-värden (tolerable daily intake). Revideringen från EFSA förväntas innebära en sänkning av de riktvärden som används idag, sannolikt publiceras denna under 2019 (EFSA, 2019; SGI, 2019). Livsmedelsverket har

kommenterat TWI-värdena (2018), men inte angett hur de kommer att implementeras. NIRAS föreslår att förekomst av PFAS-prekursorer undersöks med ovan nämnda metoder på vatten och fisk som konsumeras av människor för att säkra att dessa inte innehåller höga halter av PFAS-prekursorer som kan omvandlas till PFOA och PFOS, vilket skulle kunna göra att EFSAs preliminära riktvärden överskrids.

I föreliggande studie analyserades sediment för metaller och PFAS. Genom att utföra en statistisk jämförelse med PCA-analys mellan de uppmätta metallhalterna och PFAS i sediment jämfört med de som tidigare uppmätts i ytvatten (NIRAS, 2018) kunde vi undersöka om PFAS och metallhalterna korrelerar mellan matriserna. Resultaten från PCA-analysen visade att PFAS-halterna i sediment från Görväln inte överensstämmer med det som mätts upp i vattenfasen. En hypotes är att tillförseln av PFAS till Görväln varierar under året. För att undersöka detta föreslår NIRAS att sedimentfällor installeras i Görväln och att dessa töms regelbundet för PFAS-analys.

## 6 Rekommendationer

Sammanfattningsvis föreslås att följande kompletterande studier utförs i Mälaren:

- Provtagning av ytsediment och sedimentkärnor på flera lokaler i hela Mälaren och sjöar inom Stockholms stad för att utföra en bättre bedömning gällande spridning av PFAS från punktkällor samt bakgrundspåverkan.

- Fördjupad sedimentundersökning med TOP-analys och analys av extraherbart organiskt fluor (EOF) på ytsediment, vatten och biota.

- Uppdaterad riskbedömning avseende exponering av PFAS och PFAS-prekursorer via intag av dricksvatten och biota från Mälaren med hänseende till EFSAs nya riktvärden.

Samt så föreslås att följande ska beaktas/inkluderas i framtida undersökningar:

- Analys av PFAS-prekursorer, kortkedjiga PFAS samt nya utbyteskemikalier till PFOA och PFOS som perfluorerade etrar (GenX och Adona) samt andra nya PFAS som uppmärksammas i vetenskapliga studier. Många av utbyteskemikalierna kan vara giftiga för både människa och miljö.



## 7 Referenser

- Ahrens L, Yeung L.W.Y, Taniyasu S, Lam P,K,S Yamashita N (2011). D I denna studie använder vi oss av blyhalten i sedimentkärnorna för att relatera halten PFAS i sediment till ålder på sedimentkärnan och till de historiska PFAS-utsläppen. *Chemosphere* 85:731–735.
- Ahrens L, Norström K, Viktor T, et al (2015). Stockholm Arlanda Airport as a source of per- and polyfluoroalkyl substances to water, sediment and fish. *Chemosphere* 129:33–38. doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.03.136
- Ahrens L, Rakovic J, Axelsson S, Kallenborn R, et al (2016). Source tracking and impact of per- and polyfluoroalkyl substances at Svalbard – FluorosImpact.
- Asher B, J, Wang W, De Silva A, O, Backus S, Muir D, C, G, Wong C,S, and Martin J, W. (2012). Enantiospecific Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) Analysis Reveals Evidence for the Source Contribution of PFOS-Precursors to the Lake Ontario Foodweb. *Environmental Science & Technology* 2012 46(14),7653-7660. DOI: 10.1021/es301160r
- Banzhaf S, Filipovic M, Lewis J, et al (2016). A review of contamination of surface-, ground-, and drinking water in Sweden by perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs). *Ambio*. doi: 10.1007/s13280-016-0848-8
- Benskin J.P, Phillips V, St. Louis V,L , and Martin J, W (2011). Source Elucidation of Perfluorinated Carboxylic Acids in Remote Alpine Lake Sediment Cores. *Environmental Science & Technology* 2011 45(17),7188-7194, DOI: 10.1021/es2011176
- Bjerking (2015). PM Inventering av källor till PFAS inom Bällstaåns tillrinningsområde, 2015-09-30
- EFSA (2019). <https://www.efsa.europa.eu/en/press/news/181213>
- EKOZ (2018). Miljöprovtagning Edsviken – Provtagning av miljögifter i vatten och sediment.
- Filipovic M, Berger U (2014). Are perfluoroalkyl acids in waste water treatment plant effluents the result of primary emissions from the technosphere or of environmental recirculation? *Chemosphere*. doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.07.082
- Filipovic M, Laudon H, McLachlan MS, Berger U (2015). Mass Balance of Perfluorinated Alkyl Acids in a Pristine Boreal Catchment. *Environ Sci Technol* 150930162655008. doi: 10.1021/acs.est.5b03403
- Filipovic M, Woldegiorgis A, Norström K, et al (2014). Historical usage of aqueous film forming foam: A case study of the widespread distribution of perfluoroalkyl acids from a military airport to groundwater, lakes, soils and fish. *Chemosphere*. doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.09.005
- FOI (2013). Perfluorerade ämnen i jord, grundvatten och ytvatten-Riskbild och åtgärdsstrategier. <https://www.forsvarsmakten.se/siteassets/4-om-myndigheten/dokumentfiler/rapporter/foi-rapport-3705-perfluorerade-amnen-i-jord.pdf>
- Ferrey, M. L., Wilson, J. T., Adair, C., Su, C. M., Fine, D. D., Liu, X. Y. & Washington, J. W., (2012). Behavior and fate of PFOA and PFOS in sandy aquifer sediment. *Ground Water Monitoring and Remediation* 32 (4), 63 – 71.

- Giesy JP, Kannan K (2001). Global Distribution of Perfluorooctane Sulfonate in Wildlife. *Environ Sci Technol* 35:1339–1342. doi: 10.1021/es001834k
- Houtz EF, Sedlak DL (2012). Oxidative Conversion as a Means of Detecting Precursors to Perfluoroalkyl Acids in Urban Runoff. *Environ Sci Technol* 46:9342–9349. doi: 10.1021/es302274g
- HVMS (2013). Miljögifter i vatten klassificering av ytvattenstatus- Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19 <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/foreskrifter/register-vattenforvaltning/klassificering-och-miljokvalitetsnormer-avseende-ytvatten-hvmfs-201319.html>
- ITM (2008). Biotillgänglighet och toxicitet av PFAS kontaminerade sediment från Mälaren. <https://insynsverige.se/documentHandler.ashx?did=93674>
- KEMI (2015). Chemical Analysis of Selected Fire-fighting Foams on the Swedish Market 2014. <https://www.kemi.se/global/pm/2015/pm-6-15.pdf>
- KEMI(2017).<http://www.kemi.se/files/18390dee46d7437fb179323b705ab1fc/pfas-natverksmote-3-maj-2017-fm.pdf>
- Loos R, Gawlik BM, Locoro G, et al (2008). EU Wide Monitoring Survey of Polar Persistent Pollutants in European River Waters; European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability; Luxemburg, 2008; European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability
- Miljöbarometern Stockholms stad (2018). <http://miljobarometern.stockholm.se/>
- NIRAS (2017). Identifiering av direkta och diffusa PFAS-källor för spridning till Mälaren inom Stockholms stad –En litteraturstudie [http://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/tema/vatten/miljogifter/Litteraturstudie\\_PFAS\\_Stockholmsstad\\_Slutrapport\\_NIRAS\\_2017.pdf](http://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/tema/vatten/miljogifter/Litteraturstudie_PFAS_Stockholmsstad_Slutrapport_NIRAS_2017.pdf)
- NIRAS (2018). PFAS utbredning i Mälarens vattenpelare. <http://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/tema/vatten/miljogifter/Huvudrapport-PFAS-Malaren-180608-inkl-bilaga.pdf>
- UNEP (2015). PFAS analysis in water for the Global Monitoring Plan of the Stockholm Convention Set-up and guidelines for monitoring.
- OECD (2018). <http://www.oecd.org/chemicalsafety/portal-perfluorinated-chemicals/>
- Perra G, Focardi S, E, Guerranti C (2013). Levels and spatial distribution of perfluorinated compounds (PFCs) in superficial sediments from the marine reserves of the Tuscan Archipelago National Park (Italy), *Marine Pollution Bulletin*, Volume 76, Issues 1–2, 2013, Pages 379–382, ISSN 0025-326X.
- SGI (2015). Preliminära riktvärden för högfluorerade ämnen (PFAS) i mark och grundvatten. <https://www.swedgeo.se/globalassets/publikationer/sgi-publikation/sgi-p21.pdf>
- SGI (2019). <https://www.swedgeo.se/sv/vagledning-i-arbetet/forenaded-omraden/hogfluorerade-amnen-pfas/riskbedomning-pfas/>
- Tyréns (2016). Källspårning av PFAS i Bällstaån.
- van Hees P, Filipovic M, Karlsson P, Söderlund L, Yeung L (2018). What is the total budget of PFAS in contaminated soil? And how does total oxidizable

precursor (TOP) assay help comprehend the picture? Renare Mark 2018, poster presentation.

WSP (2015). Miljögiftsövervakning av ytvatten och fisk i Stockholms stad – sammanställning för år 2014 Miljöförvaltningen, Stockholms stad,.

Zareitalabad P, Siemens J, Hamer M, Amelung W. (2015). Perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) in surface waters, sediments, soils and wastewater - A review on concentrations and distribution coefficients. Chemosphere. 2013 May;91(6):725-32.

# Bilaga 1

---

PFAS i Mälarens sediment  
Information om NIRAS  
organisation

## 1. INFORMATION OM NIRAS ORGANISATION

### 1.1. Projektorganisation NIRAS

Uppdragsledare:	Marko Filipovic
Handläggare:	Marko Filipovic
	Sara Holmström
	Katrin Holmström
	Johan Temnerud (Statistik)
	Clara Neuschütz
	Tomas Hjort
Fältprovtagning:	Marko Filipovic
	Clara Neuschütz
	Emma Karlsson

### 1.2. Projektorganisation Örebro Universitet

Uppdragsledare:	Anna Kärrman
-----------------	--------------

### 1.3. Projektorganisation Eurofins Sweden AB

Uppdragsledare:	Patrick van Hees
-----------------	------------------

### 1.4. Miljö- och kvalitetssäkring

NIRAS Sweden AB:s verksamhet följer ett ledningssystem uppbyggt enligt principerna i kvalitetsledningssystemet SS-EN ISO 9001:2008 och miljöledningssystemet SS-EN ISO 14001:2004. Ledningssystemet tar även beaktning till standarderna ISO 10006:2003, PMBOK Guide och NCB. En elektronisk version av ledningssystemet, kallat Portalen (NIRAS intranät), innehåller instruktioner, rutiner och mallar som effektiviserar, systematiserar samt kvalitets- och miljösäkrar det dagliga arbetet. Revision av systemet sker genom interna granskningar av uppdrag för att säkerställa att systemet uppfyller behoven så att kvalitén i arbetssätt och på leveranser lever upp till kundens krav.

Undersökningsarbetet planerades och genomfördes i tillämpliga delar i enlighet med de råd och riktlinjer som redovisas i Svenska Geotekniska Föreningens "Fälthandbok - Undersökningar av förorenade områden" (SGF, 2013). Utöver denna handbok utfördes undersökningen enligt de rutiner som rekommenderas i rapporten "Perfluorerade ämnen i jord, grundvatten och ytvatten, Riskbild och åtgärdsstrategier" (FOI, 2013). Provtagningsutrustningen som användes är av samma material och fabrikat som använts i NIRAS tidigare miljötekniska markundersökningar avseende PFAS.

# Bilaga 2

---

Rikt- och jämförvärden för  
PFAS

## RIKT- OCH JÄMFÖRVÄRDEN FÖR PFAS

den 4 juli 2016

Jonny Bard

### Dricksvatten

Enligt Livsmedelsverkets föreskrifter (7 § 2001:30) får dricksvatten inte innehålla ämnen i sådana halter att de kan utgöra en hälsofara. Mot bakgrund i att PFAS från brandsläckningsmedel har påträffats som föroreningar i vattentäkter (KemI, 2013), har Livsmedelsverket tagit fram rekommendationer riktade till dricksvattenproducenter och kontrollmyndigheter (tabell 1). Sammanfattningsvis har Livsmedelsverket satt en åtgärdsgräns på 90 ng/l och ett hälsobaserat riktvärde för tolerabelt dagligt intag (TDI) på 900 ng/l för haltsumman (PFAS-11) av ett urval om 11 PFAS (PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFBS, PFHxS, PFOS och 6:2 FTS). Tidigare omfattade SLVs rekommendationer haltsumman av 7 PFAS. En utökning till 11 PFAS föreslogs av SLV i februari 2016 (SLV 2016). Vid summeringen beaktas enbart påvisade PFAS. Det vill säga att rapporterade "mindre än-värden" för de ämnen som förekommer i så låga halter att de inte kan mätas och/eller rapporteras ej ingår i summeringen. Rapporteringsgränsen för enskilda PFAS bör vara  $\leq 10$  ng/l. Urvalet av PFAS är i enlighet med Kemikalieinspektionens rekommendation att PFOS, PFHxS, PFOA och PFHxA bör ingå vid analys av vatten från platser där användning av PFAS-haltiga släckmedel misstänks (KemI, 2013). Om andra PFAS än urvalet om 11 ämnen signifikant påverkar totalhalten av PFAS i dricksvattnet bör Livsmedelsverket kontaktas för rekommendationer om riskhanteringsåtgärder.

**Tabell 1:** Livsmedelsverkets rekommendationer vid förekomst av summahalten PFAS-11 i dricksvatten (SLV, 2016).

<90 ng/l	Verka för att långsiktigt minimera exponeringen av PFAS via dricksvattnet.
>90 ng/l	Vidta åtgärder snarast för att sänka halterna till så lågt under åtgärdsgränsen som praktiskt möjligt.
>900 ng/l	Undvik att dricka vattnet eller äta mat som tillagats med vattnet tills halterna sänkts.

### Mark, grundvatten och ytvatten

Preliminära riktvärden för PFOS i mark och grundvatten (tabell 2) har tagits fram av Statens geotekniska institut, SGI (SGI, 2015). För jord i områden med känslig markanvändning (KM) har skydd av markmiljö varit styrande för riktvärdet medan det för jord i områden med mindre känslig markanvändning (MKM) och för grundvatten har styrts av skydd av grundvatten som en naturresurs. De preliminära riktvärdena avser PFOS men ska också tjäna som jämförelsevärden för haltsumman av de sju PFAS som Livsmedelsverket tidigare beaktade vid

förekomst av PFAS i dricksvatten. Livsmedelsverket har senare uppdaterat sina rekommendationer och beaktar nu 11 PFAS (PFAS-11). Som en konsekvens av detta gör NIRAS tolkningen att de preliminära riktvärdena bör jämföras med PFAS-11. Notera att riktvärden inte är liktydiga med gränsvärden eller åtgärdsnivåer, och att de inte är juridiskt bindande. Vidare har miljö kvalitetsnormer för PFOS i sötvatten framlagts i EU:s vattendirektiv (2013/39/EU) och implementerats som gränsvärden (tabell 2) i svensk lagstiftning genom Havs- och vattenmyndighetens författningssamling (HVMFS 2013:19). MKN saknas för andra PFAS.

**Tabell 2:** Preliminära riktvärden för PFOS i mark och grundvatten<sup>1</sup> (SGI, 2015) samt gränsvärden för PFOS i ytvatten (HVMFS 2013:19). För vatten används enheten ng/l (miljarddels gram per liter), för jord µg/kg (miljondels gram per kilogram) torrsbstans. KM och MKM avser känslig markanvändning respektive mindre känslig markanvändning. Inlandsytvatten avser vattendrag, sjöar och därmed sammanhängande konstgjorda ytvatten. Med medel avses årsmedelvärde medan max utgör maximal tillåten halt vid ett enskilt mätillfälle.

Mark <sup>1</sup> (jord), µg/kg		Grundvatten <sup>1</sup> ng/l	Inlandsytvatten <sup>2</sup> , ng/l		Andra ytvatten <sup>2</sup> , ng/l	
KM	MKM		medel	max	medel	max
3	20	45	0,65	36 000	0,13	7 200

## REFERENSER

HVM (2015) Havs- och vattenmyndighetens författningssamling, HVMFS 2013:19.

Elektronisk utgåva, 2015-05-01, bilaga 6.(2013/39/EU) DIRECTIVE 2013/39/EU OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy.  
<http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2013:226:0001:0017:EN:PDF>

SGI (2015) Pettersson, M, Ländell, M, Ohlsson, Y, Berggren Kleja, D, Tiberg, C 2015.

Preliminära riktvärden för högfaluorerade ämnen (PFAS) i mark och grundvatten. Statens geotekniska institut, SGI Publikation 21, Linköping.

SLV (2016) Risker vid förorening av dricksvatten med PFAS. Riskhanterings-rapport 2016-02-29 (se även Livsmedelsverkets råd till dricksvattenproducenter och kontrollmyndigheter [www.livsmedelsverket.se](http://www.livsmedelsverket.se))



# Bilaga 3

---

Oorganisk kemi och  
kvalitetssäkring

Tabell 1. Blyhalter i [ $\mu\text{g/g}$ ] från sedimentprov tagna i Mälaren. För andra metaller

Sample Marking	Sample Name MH-17-020	204, 206, 207, 208 Pb $\mu\text{g/g}$
Görväln_PFAS 0-2 cm	1	35,45
Görväln_PFAS 2,4 cm	2	42,25
Görväln_PFAS 4-6 cm	3	47,78
Rödstens 0-2 cm	4	48,76
Rödstens 2-4 cm	5	46,18
Rödstens 4-6	6	39,62
FISKFJÄRDEN 0-2 cm	7	63,93
FISKFJÄRDEN 2-4 cm	8	37,97
FISKFJÄRDEN 4-6 cm	9	72,46
Ulvsunda_PFAS 0-2 cm	10	80,88
Ulvsunda_PFAS 2-4cm	11	99,67
Ulvsunda_PFAS 4-6	12	112,89
Ulvsunda_PFAS 6-8cm	13	99,11
Ulvsunda_PFAS 8-10cm	14	137,50
Ulvsunda_PFAS 10-12cm	15	171,68
Ulvsunda_PFAS 12-14cm	16	155,96
Ulvsunda_PFAS 14-16cm	17	154,43
Ulvsunda_PFAS 16-18cm	18	151,37
Ulvsunda_PFAS 18-20cm	19	218,57
Ulvsunda_PFAS 20-22cm	20	309,95
Ulvsunda_PFAS 24-26cm	21	337,99
Ulvsunda_PFAS 26-28cm	22	301,34
Ulvsunda_PFAS 28-30cm	23	533,32
Ulvsunda_PFAS 30-32cm	24	435,53
Ulvsunda_PFAS 32-34cm	25	423,38
Ulvsunda_PFAS 34-36cm	26	508,74
Ulvsunda_PFAS 36-38cm	27	416,94
Ulvsunda_PFAS 38-40cm	28	161,69
Bälstaviken 0-2cm	29	108,54
Bälstaviken 2-4cm	30	101,50
Årsta_PFAS 0-2cm	31	79,30
Årsta_PFAS 2-4cm	32	112,69
Årsta_PFAS 4-6cm	33	113,94
Årsta_PFAS 6-8cm	34	79,24
Årsta_PFAS 8-10cm	35	37,12
Årsta_PFAS 10-12cm	36	35,82
Årsta_PFAS 12-14cm	37	24,57
Årsta_PFAS 14-16cm	38	23,30
Årsta_PFAS 16-18cm	39	72,33
Årsta_PFAS 18-20cm	40	184,70
Årsta_PFAS 20-22cm	41	191,52
Årsta_PFAS 22-24cm	42	192,96
Årsta_PFAS 24-26cm	43	175,59
Årsta_PFAS 26-28cm	44	176,95
Årsta_PFAS 28-30cm	45	114,53
Årsta_PFAS 30-32cm	46	93,10
Årsta_PFAS 32-34cm	47	83,97
Årsta_PFAS34-36cm	48	85,87
Årsta_PFAS 36-38cm	49	66,45
Årsta_PFAS 38-40cm	50	59,68

Tabell 2. Glödförlust av torrsvikt och torrsvikt i sedimentprov tagna i Mälaren.

Sample Marking	%glödförlust av torrsvikt	Torrsvikt %
Görväln_PFAS 0-2 cm	11,4%	14,1%
Görväln_PFAS 2,4 cm	10,1%	18,2%
Görväln_PFAS 4-6 cm	9,6%	20,6%
Rödstens 0-2 cm	12,3%	15,1%
Rödstens 2-4 cm	10,6%	16,0%
Rödstens 4-6	10,2%	17,2%
FISKEJÄRDEN 0-2 cm	13,5%	9,2%
FISKEJÄRDEN 2-4 cm	13,5%	9,7%
FISKEJÄRDEN 4-6 cm	13,0%	12,5%
Ulvsunda_PFAS 0-2 cm	15,3%	12,0%
Ulvsunda_PFAS 2-4cm	12,9%	16,3%
Ulvsunda_PFAS 4-6	12,8%	17,5%
Ulvsunda_PFAS 6-8cm	13,3%	15,9%
Ulvsunda_PFAS 8-10cm	12,9%	18,1%
Ulvsunda_PFAS 10-12cm	13,9%	16,2%
Ulvsunda_PFAS 12-14cm	13,1%	18,4%
Ulvsunda_PFAS 14-16cm	13,3%	18,1%
Ulvsunda_PFAS 16-18cm	11,0%	25,9%
Ulvsunda_PFAS 18-20cm	10,5%	23,9%
Ulvsunda_PFAS 20-22cm	12,7%	18,6%
Ulvsunda_PFAS 24-26cm	13,4%	20,7%
Ulvsunda_PFAS 26-28cm	13,3%	20,2%
Ulvsunda_PFAS 28-30cm	9,7%	23,2%
Ulvsunda_PFAS 30-32cm	11,2%	23,2%
Ulvsunda_PFAS 32-34cm	12,1%	20,6%
Ulvsunda_PFAS 34-36cm	11,3%	21,6%
Ulvsunda_PFAS 36-38cm	14,5%	19,5%
Ulvsunda_PFAS 38-40cm	9,2%	24,8%
Bälstaviken 0-2cm	10,1%	22,8%
Bälstaviken 2-4cm	12,7%	22,2%
Årsta_PFAS 0-2cm	8,4%	23,2%
Årsta_PFAS 2-4cm	5,2%	31,4%
Årsta_PFAS 4-6cm	7,7%	31,5%
Årsta_PFAS 6-8cm	5,0%	33,3%
Årsta_PFAS 8-10cm	5,6%	31,2%
Årsta_PFAS 10-12cm	5,9%	35,5%
Årsta_PFAS 12-14cm	6,5%	29,6%
Årsta_PFAS 14-16cm	6,5%	29,7%
Årsta_PFAS 16-18cm	7,9%	29,9%
Årsta_PFAS 18-20cm	13,1%	23,6%
Årsta_PFAS 20-22cm	14,7%	20,0%
Årsta_PFAS 22-24cm	14,3%	21,7%
Årsta_PFAS 24-26cm	13,3%	23,3%
Årsta_PFAS 26-28cm	16,4%	23,7%
Årsta_PFAS 28-30cm	12,3%	23,0%
Årsta_PFAS 30-32cm	12,1%	23,6%
Årsta_PFAS 32-34cm	11,6%	23,8%
Årsta_PFAS34-36cm	11,5%	24,2%
Årsta_PFAS 36-38cm	16,1%	28,4%
Årsta_PFAS 38-40cm	9,8%	27,1%

Tabell 3. Upprepade mätningar av samma sedimentprov.

	MH-17-021-QC 171123	MH-17-021-QC 171128	MH-17-021-QC 171206	MH-17-021-QC 171128	MH17-021-QC 171213			
ng/g						medel	stdav	rsd%
PFPeA						<0,08		
PFBS						<0,05		
PFHxA	0,315455	0,315815	1,573206	0,234739	0,204649	0,528773	0,58592	111%
PFHpA	0,103312	0,083174	0,090436	0,092331	0,094788	0,092808	0,007296	8%
PFPeS						<0,02		
PFHxS	0,066549	0,087657	0,103385	0,081744	0,089341	0,085735	0,013344	16%
PFHpS						<0,05		
PFOA	0,262654	0,249142	0,3229	0,289775	0,31006	0,286906	0,031041	11%
PFNA	0,091752	0,085464	0,100326	0,104349	0,086617	0,093702	0,008353	9%
PFOSA						<0,06		
PFOS99	1,729431	1,544926	1,663846	1,56839	1,435627	1,588444	0,11315	7%
PFDA	0,226099	0,220813	0,219107	0,248569	0,215453	0,226008	0,013182	6%
PFUnDA	0,109352	0,116082	0,125816	0,13926	0,117759	0,121654	0,011455	9%
PFNS						<0,05		
PFDS	0,069152	0,038726	0,056485	0,036913	0,032958	0,046847	0,015394	33%
PFDoDA	0,166007	0,171309	0,18648	0,175124	0,172962	0,174376	0,007559	4%
PFTTrDA	0,072693	0,041492	0,055465	0,062762	0,042855	0,055053	0,013262	24%
PFDoDS						<0,01		
PFTDA	0,080087	0,12438	0,077386	0,082221	0,088978	0,09061	0,019359	21%
4:2 FTSA						<0,05		
6:2 FTSA	0,078525	0,087276	0,122553	0,119229	0,12239	0,105995	0,021349	20%
8:2 FTSA						<0,05		
5:3 FTCA 237						<0,1		
6:2 FTUCA293						<0,1		
7:3 FTCA 317						<0,1		
8:2 FTUCA 393						<0,1		
10:2 FTUCA 493						<0,1		

Tabell 3. Utbyte av tillsatt mängd PFAS till sedimentprov.

	MH17-021-Pr1	MH17-021-Pr2	MH17-021-Pr3	Medel	Tillsatt mängd (pg)	Korrigerig för uppmätt halt i ursprungsprovet	Utbyte
<b>Sample weight</b>	1,0241	0,9511	0,7762				
<b>PFBA</b>	2090,7	1986,9	2069	2048,8 67	2000		
<b>PFPeA</b>	2170,8	2117,4	2172,5	2153,5 67	2000	2072,027	104%
<b>PFBS</b>	1863,8	1745,9	1820,8	1810,1 67	1770	1797,307	102%
<b>PFHxA</b>	2236,7	2146,3	2254,7	2212,5 67	2000	1682,867	84%
<b>PFHpA</b>	2117,1	1778,4	2113,8	2003,1	2000	1907,84	95%
<b>PFPeS</b>	2190,3	1902,8	1763,6	1952,2 33	1876	1946,293	104%
<b>PFHxS</b>	2224,1	1907	2047	2059,3 67	1890	1971,107	104%
<b>PFHpS</b>	2112,2	2174,9	1863,5	2050,2	1904	2036,44	107%
<b>PFOA</b>	2324,4	2283,4	2242,5	2283,4 33	2000	1988,353	99%
<b>PFNA</b>	2062,2	2097,9	2119,2	2093,1	2000	1996,92	100%
<b>PFOSA</b>	1471,3	1395,6	1445,9	1437,6	2000	1375,44	69%
<b>PFOS</b>	3347,5	3272,1	3112,7	3244,1	1910	1616,56	85%
<b>PFDA</b>	2192	2141,5	2181,9	2171,8	2000	1939,52	97%
<b>PFUnDA</b>	1920	2067,7	2112,8	2033,5	2000	1908,34	95%
<b>PFNS</b>	1676,3	1425,4	1762,7	1621,4 67	1920	1613,407	84%
<b>PFDS</b>	1443,8	988,7	1642,8	1358,4 33	1920	1310,953	68%
<b>PFDoDA</b>	2220	2110,5	2139,4	2156,6 33	2000	1977,433	99%
<b>PFTrDA</b>	1278,9	1059,8	1410,6	1249,7 67	2000	1193,627	60%
<b>PFDoDS</b>	562	239,8	748,6	516,8	1936	514,24	27%
<b>PFTDA</b>	2071,6	1989,4	2024,6	2028,5 33	2000	1935,053	97%
<b>4:2 FTSA</b>	1702,5	1728,3	1687,2	1706	2000	1705,6	85%
<b>6:2 FTSA</b>	2136,5	2099	2182,1	2139,2	2000	2029,82	101%
<b>8:2 FTSA</b>	2043,6	2032	2115,4	2063,6 67	2000	2018,447	101%
<b>5:3 FTCA</b>	1425,2	2050,8	2188,5	1888,1 67	2000	1798,287	90%
<b>6:2 FTUCA</b>	1916,5	1993	1944,7	1951,4	2000	1885,36	94%
<b>7:3 FTCA</b>	503,5	571,1	890,6	655,06 67	800	633,7667	79%
<b>8:2 FTUCA</b>	596,9	474,7	750,6	607,4	800	602,08	75%
<b>10:2 FTUCA</b>	1944,5	2044,9	1959,9	1983,1	2000	1967,66	98%

# Bilaga 4

---

PFAS-halter och  
sedimentationshastighet







Tabell 3. PFAS-halter i [ng/g T.S] i en sedimentkärna(0-40cm) från Årstaviken i Mälaren inom Stockholms stad.

		Årstaviken																				
		2017-05-09																				
Provtagning	Djup (cm)	0-2cm	2-4 cm	4-6 cm	6-8cm	8-10cm	10-12 cm	12-14cm	14-16 cm	16-18 cm	18-20cm	20-22 cm	22-24 cm	24-26 cm	26-28 cm	28-30cm	30-32 cm	32-34 cm	34-36cm	36-38 cm	38-40 cm	
Perfluorkarboxylsyror	PFPeA	0,17	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	
	PFHxA	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	
	PFHpA	0,04	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	
	PFOA	0,11	0,08	0,09	0,06	0,05	0,05	0,05	0,04	0,04	<0,02	0,11	0,04	0,04	0,05	0,07	0,11	0,04	0,04	0,03	0,03	
	PFNA	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	
	PFDA	0,10	0,06	0,06	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
	PFUnDA	0,10	0,06	0,05	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
	PFDoDA	0,32	0,18	0,12	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
	PFTriDA	0,1	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
	PFTDA	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	nq	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
Perfluorsulfonsyror	PFBS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	
	PFPeS	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	
	PFHxS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	
	PFHpS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	
	L-PFOS	1,3	0,67	0,47	0,28	0,36	0,11	0,10	0,10	<0,08	###	0,17	0,25	0,15	0,11	0,11	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	
	Br-PFOS	0,12	0,06	<0,05	<0,05	0,13	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	
	PFNS	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	
	PFDS	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	
	PFDoDS	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	
	Perfluorsulfonater	4:2 FTSA	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	
6:2 FTSA		<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05		
8:2 FTSA		<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2		
5:3 FTCA		<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		
6:2 FTUCA		<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		
7:3 FTUCA		<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		
Perfluorsulfonater	8:2 FTUCA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1		
	10:2 FTUCA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	nq	nq	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1			
PFOSA	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	nq	nq	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1			





NIRAS Sweden AB  
 Marko Filipovic  
 Box 70375  
 107 24 STOCKHOLM

Kundnummer SL8452661

Uppdrag EUSELI2-00594826

Provnummer	Provmärkning	
177-2018-12140985	MH-17-021-1, -2 (pool)	Görväln_PFAS 0-4 cm
177-2018-12140986	MH-17-021-4, -5 (pool), repl A	Rödstens 0-4 cm
177-2018-12140987	MH-17-021-4, -5 (pool), repl B	Rödstens 0-4 cm
177-2018-12140988	MH-17-021-7, -8 (pool)	FISKFJÄRDEN 0-4 cm
177-2018-12140989	MH-17-021-10, -11 (pool)	Ulvsunda_PFAS 0-4 cm
177-2018-12140990	MH-17-021-29, -30 (pool), repl A	Bälstaviken 0-4cm
177-2018-12140991	MH-17-021-29, -30 (pool), repl B	Bälstaviken 0-4cm
177-2018-12140992	MH-17-021-31, -32 (pool), repl A	Årsta_PFAS 0-4cm
177-2018-12140993	MH-17-021-31, -32 (pool), repl B	Årsta_PFAS 0-4cm

Analys (µg/kg)

Sample no	PFPeA	PFBS	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	FOSA	PFOS total	PFOS branched
177-2018-12140985	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	4,55	<0.2
177-2018-12140986	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	1,31	<0.2
177-2018-12140987	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	1,26	<0.2
177-2018-12140988	<0.2	<0.2	0,21	<0.2	<0.2	0,20	<0.2	2,51	0,31
177-2018-12140989	0,21	<0.2	0,36	<0.2	0,39	<0.2	0,28	2,19	0,23
177-2018-12140990	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	0,33	<0.2	<0.2	0,98	<0.2
177-2018-12140991	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	0,33	<0.2	<0.2	0,95	<0.2
177-2018-12140992	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	0,52	<0.2
177-2018-12140993	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	0,67	<0.2

Sample no	PFDA	8:2 FTS	PFUdA	EtFOSAA	PFDoA	PFTTrDA	PFTeDA
177-2018-12140985	0,31	<0.2	0,38	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
177-2018-12140986	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
177-2018-12140987	<0.2	<0.2	0,22	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
177-2018-12140988	<0.2	0,45	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
177-2018-12140989	0,27	<0.2	<0.2	0,28	0,66	0,70	0,39
177-2018-12140990	0,20	<0.2	<0.2	0,20	<0.2	<0.2	<0.2
177-2018-12140991	<0.2	<0.2	<0.2	0,24	<0.2	<0.2	<0.2
177-2018-12140992	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2
177-2018-12140993	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2

Sample no	PFPeA TOP	PFBS TOP	PFHxA TOP	PFHpA TOP	PFOA TOP	PFNA TOP	FOSA TOP	PFOS TOP	PFOSbr TOP
177-2018-12140985	<10	<3	<3	<3	<3	<6	<3	2,89	<2
177-2018-12140986	<10	<3	<3	<3	<3	<6	<3	<2	<2
177-2018-12140987	<10	<3	<3	<3	<3	<6	<3	<2	<2
177-2018-12140988	<10	<3	<3	<3	<3	<6	<3	1,70	<2
177-2018-12140989	<10	<3	<3	3,13	4,70	<6	<3	2,16	<2
177-2018-12140990	<10	<3	<3	<3	<3	<6	<3	<2	<2
177-2018-12140991	<10	<3	<3	<3	<3	<6	<3	<2	<2
177-2018-12140992	<10	<3	<3	<3	<3	<6	<3	<2	<2
177-2018-12140993	<10	<3	<3	<3	<3	<6	<3	<2	<2

Sample no	PFDA TOP	8:2 FTS TOP	PFUdA TOP	EtFOSAA TOP	PFDoA TOP	PFTTrDA TOP	PFTeDA TOP
177-2018-12140985	<6	<10	<10	<10	<10	<10	<10
177-2018-12140986	<6	<10	<10	<10	<10	<10	<10
177-2018-12140987	<6	<10	<10	<10	<10	<10	<10
177-2018-12140988	<6	<10	<10	<10	<10	<10	<10
177-2018-12140989	<6	<10	<10	<10	<10	<10	<10
177-2018-12140990	<6	<10	<10	<10	<10	<10	<10
177-2018-12140991	<6	<10	<10	<10	<10	<10	<10
177-2018-12140992	<6	<10	<10	<10	<10	<10	<10
177-2018-12140993	<6	<10	<10	<10	<10	<10	<10

Kommentarer:

1. TOP = Total oxidizable precursors
2. Denna rapport skall ej ses som en reguljär analysrapport från Eurofins utan som en datasammanställning, Detta gäller format, värdesiffror på resultat, validering, signering, rapportidentifikation mm
3. Då arbetet har utförts i projektform har en nedskalad extraktionsmetod för PFAS analys använts dvs inte ordinarie. PFAS analysen är därför inte ackrediterad. TOP är ej heller ackrediterat. Alla analyser har dock utförts under generella kvalitetsrutiner i ett ackrediterat laboratorium.
4. Enheten  $\mu\text{g}/\text{kg}$  avser i detta arbete halter i sediment som har frystorkats vid Örebro Universitet
5. Rapporten omfattar enbart ämnen som har återfunnits över rapporteringsgräns (LOQ). Totalt har 30 PFAS ämnen analyserats. Lista kan erhållas vid begäran
6. Pga nedskalad, modifierad, metod har rapporteringsgräns (LOQ) för TOP analys höjts ca 3-4 ggr.

Utskriftsdatum: 2018-12-14 (Internt)

Utskriftsdatum: 2018-12-14 (Denna rapport)

Patrick van Hees, Rapportansvarig