

Massbalans av PFAS i Flaten, Drevviken och Magelungen 2022–2023



Marko Filipovic

Sellén & Filipovic

VILKAN MILJÖFÖRORENINGAR

Sellén & Filipovic

VI KAN MILJÖFÖRORENINGAR



Version: 1
Datum: 2023-12-31
Uppdrag: Massbalans av PFAS i Magelungen, Flaten och Drevviken
vårprovtagning 2023
Uppdragsnummer: 12822040
Version: 1

Rapporten är framtagen på uppdrag av miljöförvaltningen, enheten mark och vatten, Stockholms stad

Uppdragsledare, handläggare, fältingenjör
och specialist:

Handläggare och fältingenjör:

Handläggare och fältingenjör:

Handläggare:

Handläggare:

Illustratör:

PFAS specialist lab:

PFAS specialist lab:

Handläggare och kvalitetsgranskare:

Marko Filipovic

Nik Ahmad Pour Kemanshahi

Anna Qviström

Meighan Boyd

Molly Wikingson

Andreas Ekoutsidis

Patrick van Hees

Patrik Karlsson

Ebba Sellén

Sellén & Filipovic AB arbetar enligt sitt kvalitets-, miljö- och arbetsmiljöledningssystem som är certifierat enligt kvalitetsstandard ISO 9001:2015, miljöledningsstandard ISO 14001:2015 och arbetsmiljöstandard ISO 45001:2018.

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	4
1 Inledning	6
2 Om PFAS.....	7
2.1 Vad är poly- och perfluorerade substanser?	7
2.2 Kemiska och fysikaliska egenskaper som påverkar PFAS fördelning i miljön	8
2.3 PFAS miljö och hälsorisker	9
2.4 Syfte	11
3 Lokalisering	12
3.1 Flaten.....	12
3.2 Magelungen.....	13
3.4 Drevviken.....	14
4 Metod	15
4.1 Jämförelse med massbalans utförd hösten år 2022.....	15
4.2 Urval av provtagningspunkter	15
4.3 Provtagning av ytvatten	16
4.4 Flödesmätning i ytvattendrag.....	17
4.5 Kemisk analys av PFAS	18
5 Massbalans av PFAS.....	21
6 Resultat och diskussion	22
6.1 Flödesmätning i åar och bäckar	22
7 PFAS-förekomst och PFAS-fördelning i ytvatten.....	27
7.1 Flaten.....	28
7.2 Magelungen.....	33
8.2 Drevviken.....	51
9 TOP-analys av ytvatten.....	64
10 Massflöden av PFOS och PFAS i Flaten, Drevviken och Magelungen.....	65
10.1 Flaten.....	65
10.2 Magelungen.....	68
10.3 Drevviken.....	71
11 Slutsatser, rekommendationer och framtida studier	74
11.1 Flaten.....	75
11.2 Magelungen.....	75
11.3 Drevviken.....	77
11.4 Övriga rekommendationer	77
12 Referenser	79
12.1 Litteratur	79
12.2 Personlig kommunikation	81

BILAGA 1. Fotobilaga

BILAGA 2. Kemfysiska mätningar i fält

BILAGA 3. Sammanställning resultattabeller PFAS

BILAGA 4. Laboratoriets analysrapporter

Sammanfattning

Syftet med det här projektet är att kvantifiera flöden av PFOS och PFAS inom avrinningsområdena för Flaten, Drevviken och Magelungen inom Stockholms stad och skapa massbalanser för PFAS. Provtagningarna utfördes under snösmältningperioden april och maj år 2023. Målsättningen är att identifiera och rangordna vilka transportvägar och potentiella källor som bidrar till föroreningen för respektive vattenförekomst samt att undersöka hur säsongvariation påverkar spridning och massflöden. Stockholms stad kan använda resultaten som grund för prioritering av åtgärder för att minska den fortsatta spridningen av PFAS-föroreningar till de aktuella vattenförekomsterna.

Av totalt 49 analyserade PFAS-ämnen (kort och långkedjiga PFAS) kunde 20 olika PFAS kvantifieras i ytvatten. I denna studie görs en uppföljning av analys av ultrakorta PFAS i ytvatten.

Summan av PFAS-20 (inklusive ultrakorta PFAS) varierar mellan 261 ng/L till 9636 ng/L i analyserade prov. Medelvärdesfördelningen av olika PFAS-grupper i ytvatten domineras av ultrakorta PFAS. Ultrakorta PFAS förekommer generellt i högre halter jämfört med korta och långa PFAS.

Resultaten visar vidare att:

- Halter av ultrakorta PFAS förekommer i signifikant högre halter jämfört med korta och långkedjiga PFAS i samtliga vattenförekomster. TFA är den mest dominerande PFAS-ämnet i samtliga recipienter.
- Halten av PFOS överstiger miljö kvalitetsnormen för PFOS i ytvatten på 0,65 ng/L i sötvatten i samtliga prov
- Halten av PFAS-4 överstiger Livsmedelverkets gränsvärde för dricksvatten på 4 ng/L i samtliga prov
- Förekomst av PFAS-föreämnen som kan ombildas till PFAS är inte särskilt hög (visas av TOP-analys)
- God överensstämmelse mellan flödesmätning och modellerade data från SHYPE

Viktiga in- och utflöden av vatten till Flaten, Drevviken och Magelungen har först identifierats. Totalt 16 provpunkter (bäckar och åar) valdes ut för flödesmätningar och ytvattenprovtagning under vårprovtagningen april och maj år 2023. Varefter massbalanser av PFAS har upprättats med hjälp av data från Stockholms stads miljögiftsövervakning och öppna data. Ytvatten har analyserats med avseende på 49 olika PFAS-ämnen, TOP-analys av PFAS-föreämnen har utförts samt analys av ultrakorta PFAS. Metoden sätter halter och flöden i kontext med varandra vilket gör det möjligt att utvärdera massan hos föroreningsflöden. Metoden används för att rangordna transportvägar för spridning av PFAS, i storleksordning avseende faktisk belastning på aktuell recipient. Data från en tidigare undersökning utförd hösten år 2022 har använts för att jämföra med vårprovtagningen.

Detta projekt visar att denna nya undersökningsstrategi har möjliggjort vårt framtagande av en tydlig bild över PFAS-föroreningen i vattenförekomsterna. Vidare har viktiga transportvägar för PFAS identifierats och studien har skapat goda förutsättningar för att undersöka vidare och avgränsa spridning från identifierade och potentiella källområden.

I denna studie visas att atmosfärisk deposition som faller direkt på recipient tillför en mindre andel PFOS och PFAS-20, och att ytavrinning från land är en viktigare transportväg till vattenförekomsterna. Då ultrakorta PFAS förekommer i höga halter i atmosfärisk deposition

kommer atmosfärisk deposition vara en viktig transportväg för dessa till miljön. Den modellerade ytaavrinningen avser endast avledning av regn till recipient och beaktar ingen haltökning till följd av kontakt med jord, material och grundvatten. Därför finns en osäkerhet gällande påslag från PFAS-förorenade landytor.

Provtagningarna utförda under hösten 2022 och våren 2023 ger en första bild över vattendynamiken, där inflöden och utflöden varierar över säsongerna och PFAS transporten inom vattenförekomsterna observeras.

Analys med en förenklad vattenomsättningsmodell för Flaten visar att den huvudsakliga tillförseln av PFAS och PFOS domineras av inflöde från Flatendiket och att huvudtransporten sker via Orhemsdiket mot Drevviken.

I Drevviken är inflödet från Forsån, vars vatten härstammar från Magelungen, den viktigaste transportvägen. I Lissmaån uppmäts förhöjda PFAS-halter jämfört med alla övriga provpunkter under oktober månad. Troligtvis finns det inom dess avrinningsområde källor som inte har identifierats än. Rudan och Lyckebyån bidrar till en mindre andel av det totala PFOS-inflödet.

I avrinningsområdet för Magelungen har tre källområden identifierats; Högdalstippen som avvattnas via Högdalsdiket in i Magelungsdiket. Dagvatten från södra delen av Snösätra industriområde rinner mot Kräppladiket och vidare ut i Magelungen. Dagvatten från norra delen av Snösätra industriområde rinner norrut genom två groddammar mot Magelungen. Samt potentiell påverkan från räddningsstationen i Ågesta vars vattenflöde kommer genom vattentransport som går från Trehörningen→Orlången→Ågestasjön→Norrån→Magelungen. I Magelungsdiket togs prov uppströms och nedströms infiltrationspunkten från Högdalsdiket.

I Högdalsdiket uppmättes de högsta halterna av PFAS-20 till 450 ng/L. PFAS-föreämnen som 6:2 FTS, 5:3 FTCA samt den cykliska PFOS-varianten PFECHS (Perfluor-4-etylcyklohexansulfonat) påträffades också över laboratoriets rapporteringsgräns. Resultaten visar att förekomsten av PFAS i Magelungsdiket tydligt påverkar Högdalsdiket. I Kräppladiket och Norrån kunde ingen tydlig påverkan av de identifierade källområdena observeras. Troligtvis är halterna från källområden uppströms utspädda i det vatten som mäts i Norrån. Norrån, som är Magelungens största tillflöde, är den viktigaste transportvägen för PFAS in till Magelungen och bidrar med >90% av PFOS och PFAS som kvantifieras i denna studie. Forsåns utlopp leder vatten från Magelungen till Drevviken.

1 Inledning

Högfluorerade ämnen, per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS), är en stor och komplex grupp av perfluorerade ämnen och polymerer (Buck *et al.*, 2011). PFAS upptäcktes på sent 1930-tal, på grund av deras unika kemiska egenskaper som vatten och fettavstötande, samt höga termiska/kemiska stabilitet blev PFAS snabbt viktiga komponenter i många industriella applikationer och verksamheter.

Sen produktionen startade och fram tills idag har antalet PFAS-ämnen och polymerer som introducerats på marknaden stadigt ökat och stora volymer har producerats (Wang, Boucher, *et al.*, 2017; Wang, DeWitt, *et al.*, 2017; Boucher *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2021) (. OECD tillhandahåller en databas med PFAS och den innehåller mer än 4700 CAS-nummer. Forskare bedömer att det finns mellan 5000 – 10 000 PFAS-föreningar.

Stora produktionsvolymerna och bred användning gör att utsläppen till miljön blir stora. Utsläpp kan ske från tillverkning av PFAS och under produkters hela livscykel (Schellenberger *et al.*, 2019). PFAS kemiska egenskaper gör att de kan spridas över mycket stora avstånd, och deras stabila egenskaper medför att PFAS som sprids till miljön blir kvar under lång tid. Vissa PFAS sprids huvudsakligen via vatten medan andra är flyktigare och därför även sprids via luft. Detta medför att PFAS är spridda överallt i miljön, även i områden där de aldrig har använts. I den urbana miljön sker spridning av PFAS till ytvatten till stor del från diffusa källor som spridning från avfallshantering, dagvatten, lakvatten från deponier, avnötning från material och släckning av bränder (användning av brandsläckningsskum innehållande PFAS). Spridning av PFAS kan också ske via långväga transport i luft och via våt- och torrdeposition (NIRAS, 2017, 2019).

Under de senaste åren har intresset för ultrakorta PFAS ökat. Ultrakorta PFAS är generellt mer mobila och vattenlösliga jämfört med långkedjiga PFAS. Deras höga vattenlöslighet gör att de lättare kan spridas med vattenströmmar, men också att de inte fastläggs på partiklar utan blir lösta i vätskefas under en längre tid. Trots att många ultrakorta PFAS är högvolymskemikalier enligt REACH (Arp and Schymanski, 2022), saknas det idag kunskap gällande deras förekomst i miljön och hur de eventuellt påverkar vattenlevande organismer och däggdjur.

Stockholms stad bedriver sedan år 2009 miljögiftsövervakning i stadens vattenförekomster. I majoriteten av dessa har PFAS i ytvatten och fisk övervakats under flera år (Sellén and Sköld, 2021). Resultat från miljögiftsövervakningen visar höga halter PFAS i Flaten, Drevviken och Magelungen. Ingen av sjöarna uppnår god ytvattenstatus avseende PFOS. Utöver den löpande miljögiftsövervakningen har Stockholms stad även genomfört flera undersökningar avseende PFAS i stadens vattenförekomster, både i ytvatten, sediment och nederbörd.

I traditionell miljögiftsövervakning identifieras oftast inte viktiga källor eller transportvägar för föroreningar. Nya metoder som tillämpar massbalansmetodik har börjat användas för att undersöka PFAS spridning i vattenförekomster (Filipovic, Berger and McLachlan, 2013; Filipovic and Berger, 2015; Filipovic *et al.*, 2015a; Ekman and Ejhed, 2022). För att öka förståelsen om spridning av PFAS i avrinningsområdena för Flaten, Drevviken och Magelungen har Sellén & Filipovic i denna studie utfört en systematisk provtagning av inflöden/utflöden som möjliggör massbalansberäkningar för att identifiera potentiella källområden och transportvägar.

2 Om PFAS

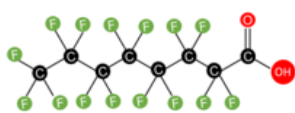
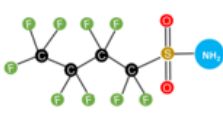
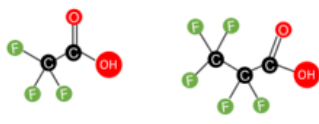
2.1 Vad är poly- och perfluorerade substanser?

Poly- och perfluoralkylsubstanser (PFAS) är ett samlingsnamn för en stor grupp alifatiska ämnen som innehåller en eller flera kolatomer på vilka en eller flera väteatomer har ersatts av fluoratomer, dvs. de innehåller perfluoralkyldelen $C_nF_{2n+1}-$. Den terminologiska skillnaden mellan poly- och perfluoralkylsubstanser är att i "poly" är inte alla kol i den alifatiska kedjan fullt fluorerade, medan för "per" är alla väteatomer i molekylen utbytta mot fluor (bortsett från de i den funktionella gruppen).

De PFAS-ämnen som är mest undersökta är perfluorerade alkylsyror (PFAA). PFAA kan delas in i flera undergrupper, varav perfluoralkylkarboxylsyror (PFCA) och perfluoroalkylsulfonsyror (PFSA) är de viktigaste när det gäller produktionsvolym och användningsområden. PFCA och PFSA är också de mest väl studerade klasserna av PFAS, se Figur 5. Andra vanligt förekommande PFAS är perfluorerade sulfonamider (PFOSAs) samt telommerkarboxylsyror (FTSAs).

Vidare kan PFCA och PFSA ämnen delas upp i långkedjiga, kortkedjiga och ultrakorta, se Figur 5. För de olika grupperingarna skiljer sig längden på den fullt fluorerade kolkedjan.

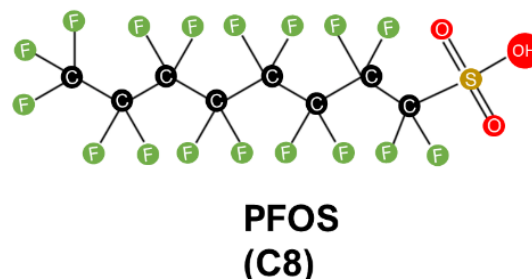
Uppdelningen mellan de tre olika grupperingarna (långkedjiga, kortkedjiga och ultrakorta) ger snabbt en fingervisning hur PFAAs kommer fördelas i miljön. Fastläggningsförmågan till jord och partiklar ökar med en ökad kolkedjelängd, medan löslighet i vatten och transportförmåga minskar.

Långkedjiga	Kortkedjiga	Ultrakorta
 PFCAs: fluorerad kolkedja ≥ 7 PFSA: fluorerad kolkedja ≥ 6 Exempelvis: PFOA, PFOS	 PFCAs: fluorerad kolkedja $3 \leq 7$ PFSA: fluorerad kolkedja $4 \leq 6$ Exempelvis: PFBA, PFBS	 PFCAs: fluorerad kolkedja $1 \leq 2$ PFSA: fluorerad kolkedja $2 \leq 3$ Exempelvis: TFA, PFPrA

Figur 1. Fördelning av långkedjiga, kortkedjiga och ultrakorta PFAS visas i figuren. Notera att för PFCA och PFSA skiljer sig antalet fullt fluorerade kolatomer inom grupperingarna. Generellt så har PFCA +1 längre fullt fluorerad kolkedja jämfört med PFSA i klassningen för långkedjiga och kortkedjiga. En av anledningarna är att de funktionella grupperna påverkar hur molekylerna sprids och fastläggs i miljön. För ultrakorta är det tvärtom, detta då det inte finns PFSA med ett fullt fluorerad kol.

2.2 Kemiska och fysikaliska egenskaper som påverkar PFAS fördelning i miljön

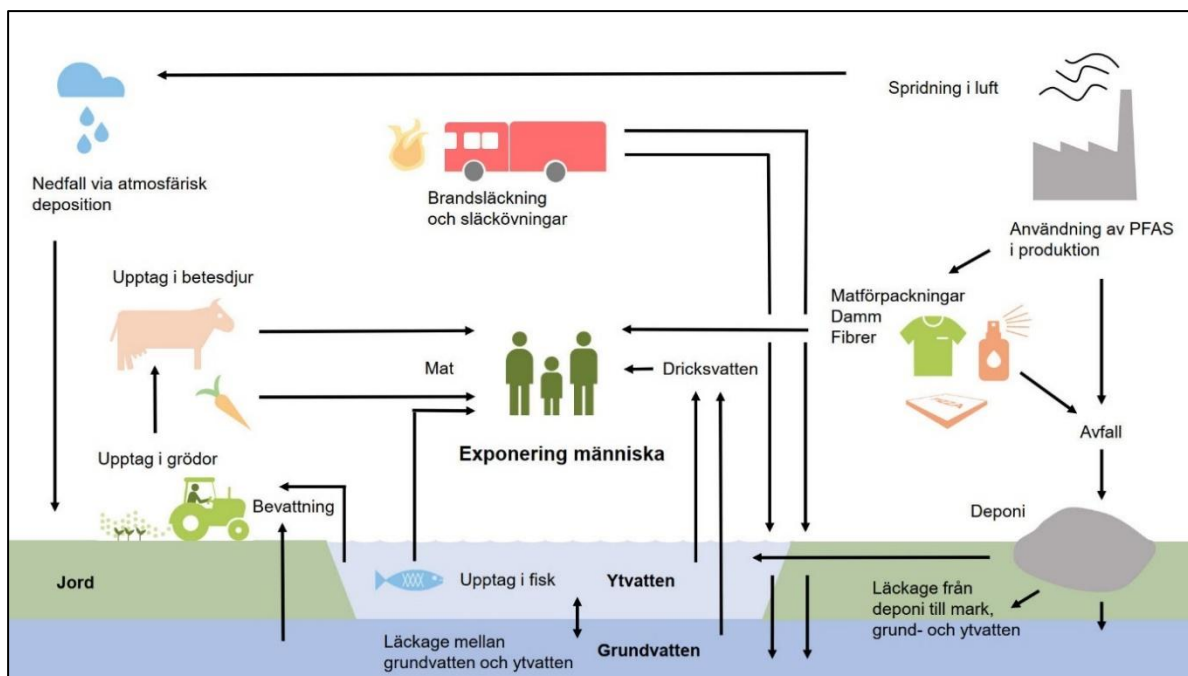
För att förstå hur PFAS sprids och fastläggs i miljön är det viktigt att förstå de fysikaliska och kemiska egenskaperna hos PFAS och hur de samverkar med den miljö som undersöks. Den vanligast analyserade perfluorerade sulfonsyran (PFSA) är perfluoroktansulfonsyra (PFOS). PFOS har åtta stycken fullt fluorerade kolatomer (C8), se Figur 2. Under naturliga förhållanden kommer PFOS-molekyler (C8) vara fritt lösta i vatten som anjoner. PFOS-molekylerna kan fastläggas på jord, partiklar och sediment i miljön. PFOS är ett ämne som ansamlas och anrikas i djur och växter.



Figur 2. Molekylstruktur av Perfluoroktansulfonsyra (PFOS).

PFAS kan sprids i miljön via vatten, luft och partiklar. Spridningsvägarna beror på den enskilda PFAS specifika fysikaliska och kemiska egenskaper men även på källområdets egenskaper. PFAS kan tas upp i växter och biota. I biota kommer långkedjiga PFAS att bioackumuleras i organismer och biomagnifieras i näringskedjan.

Långa PFAS-kedjor fastläggs lättare i jord och till organiskt kol än kortare kedjor, vilket innebär att platsens specifika förutsättningar och egenskaperna hos de specifika PFAS till stor del avgör hur PFAS kommer spridas i miljön (KEMI PM 1/21, 2021).



Figur 3. Spridning och exponering av PFAS i miljön. Källa: (KEMI PM 1/21, 2021)

2.3 PFAS miljö och hälsorisker

Miljörisker

Akuta ekotoxikologiska effekter är begränsade men kroniska tester indikerar att ekotoxikologisk påverkan är möjlig för vissa typer av PFAS. Svårnedbrytbarheten många PFAS gör att de ackumulerar i miljön, framförallt marin miljö, vilket leder till potentiell exponering för höga koncentrationer på sikt (KEMI miljörisker).

SGI har tagit fram preliminära riktvärden för PFOS i mark och grundvatten, men de är under bearbetning och nya riktvärden förväntas publiceras 2024 (SGI publikation 21).

För bedömning av ytvattenstatus finns gränsvärden för förekomst av PFOS i ytvatten och i fisk (HVMFS 2019:25). Som stöd för riskbedömning finns Naturvårdsverkets vägledning om förorenade områden (Gleisner, 2019) och även en vägledning till riktvärdesmodellen (NV rapport 5976).

Sammanställning av riktvärden och Hälsorisker

Huvudsaklig exponering för människor sker via intag av mat och dryck samt inandning/förtäring av damm från inomhusluft (*KEMI PM 1/21*, 2021). Kunskapen om PFAS skadliga hälsoeffekter kommer framför allt från studier av PFOS och PFOA (PFAS-toxdatabas).

För flertalet PFAS-ämnen saknas belägg för hur skadliga de är för hälsan men PFOS, PFOA och PFNA anses vara reproduktionsstörande och misstänkt cancerframkallande (KEMI hälsa). Svårnedbrytbarheten hos vissa PFAS, i kombination med den omfattande användningen, har resulterat i mätbara halter överallt i miljön inklusive i människors blod.

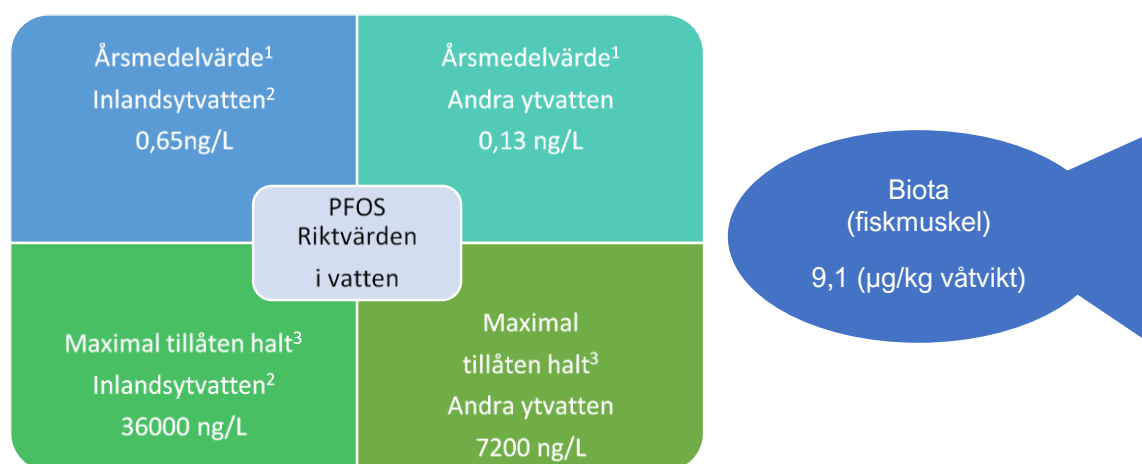
Studier av människor som exponerats i förorenade miljöer har påvisat samband mellan förhöjda serumhalter av PFAS och ökad halt kolesterol i blodet samt påverkan på levern (PFAS-toxdatabas). Andra befolkningsstudier har visat på samband mellan PFAS-halt i blodet och minskad födelsevikt eller försämrat immunförsvar hos barn. När det gäller cancer har en viss ökning av risken för njurcancer och testikelcancer observerats (Stevenson et al. 2021). Internationella cancerforskningsinstitutet (IARC) bedömde år 2016 risken för flera olika tumörsjukdomar hos människor. PFOA bedömdes då vara en möjlig human carcinogen (klass 2B) (*IARC Monographs Volume 110: Perfluorooctanoic Acid, Tetrafluoroethylene, Dichloromethane, 1,2-Dichloropropane, and 1,3-Propane Sultone – IARC*).

Det är konstaterat att mätbara halter finns i dricksvattentäkter på många ställen i Sverige och i flera fall uppmäts halter som överstiger gränsvärden för dricksvatten (SGU 2021:19) Speciellt dricksvattentäkter i närheten av verksamheter med tidigare användning av brandskum löper stor risk att ha halter över gällande riktvärden. Livsmedelsverket rekommenderar att PFAS inte ska finnas alls i dricksvatten, om PFAS förekommer bör åtgärder vidtas vid halter över 90 ng/L och vattnet bör inte drickas vid halter över 900 ng/l. I Livsmedelsverkets föreskrifter (LIVSFS 2022:12) om dricksvatten finns gränsvärden för PFAS. Reglerna om PFAS baseras bland annat på den europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhets, Efsas, hälsobaserade riktvärde för PFAS 4 från 2020 och omfattar två gränsvärden: PFAS 4: 4 ng/l samt PFAS 21: 100 ng/l

Gränsvärdet för PFAS 4 omfattar de ämnen som ingår i Efsas hälsobaserade riktvärde (PFOA, PFNA, PFOS och PFHxS) och gränsvärdet för PFAS 21 omfattar PFAS 4 samt ytterligare PFAS-ämnen. De nya gränsvärdena för PFAS i dricksvatten ska tillämpas från 1 januari 2026.

År 2022 har nya förslag till miljökvalitetsnormer som avser ytvatten och grundvatten. Summan av 24 PFAS är föreslagen till 4,4 ng/L, uttryckta som PFOA-ekvivalenter (Proposal for a Directive amending the Water Framework Directive, the Groundwater Directive and the Environmental Quality Standards Directive. 2022/0344 (COD)). Från 1 mars 2023 gäller även SGU:s tröskelvärde avseende på PFAS vid förvaltning av grundvattenförekomster, där halten av 24 enskilda PFAS-ämnen viktas, för att ta bättre hänsyn till ämnens toxiska egenskaper. Det är dock Länsstyrelserna som fastställer gränsvärden för aktuella vattenförekomster, och dessa kan beroende på aktuella förutsättningar skilja sig mellan olika grundvattenförekomster (SGU-FS 2023:1, 2023).

I EU:s vattendirektiv (2013/39/EU) har miljökvalitetsnormer (MKN) för PFOS i sötvatten fastställts och har implementerats i svensk lagstiftning genom Havs- och vattenmyndighetens författningssamling (HVMFS 2019:25), se Figur 1. Dessa normvärden är emellertid så låga (0,65 ng/L för inlandsytvatten samt 0,13 ng/L för kustnära vatten) att de representerar bakgrundsnivåer som hittas i opåverkade områden, till exempel i vattendrag från norra Sverige (Filipovic *et al.*, 2015b).



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

2) Inlandsytvatten omfattar vattendrag och sjöar samt 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 2 del B punkt 2 stycke 2 i direktiv 2008/105/EG, dock tillämpa statistiska metoder för bedömning av efterlevnaden av dessa värden.

Figur 4. HVMFS 2019:25 avseende gränsvärden för Perfluoroktansulfonsyra och dess derivat (PFOS) i ytvatten och biota. Gränsvärden för kemisk ytvattenstatus. För vatten (årsmedelvärden och maximal tillåten koncentration) avses enheten ng/L, för biota enheten µg/kg våtvikt. Gränsvärdena som anges för vatten uttrycks som totala koncentrationer i hela vattenprovet. Gränsvärden för biota avser fiskmuskel.

2.4 Syfte

Ta fram massbalanser av PFAS och specifikt utvärdera olika transportvägar för PFAS som åar, bäckar och nederbörd till vattenförekomsterna Flaten, Drevviken, Magelungen under snösmältningsperioden april och maj år 2023. Resultaten jämförs med resultat från tidigare undersökningar.

Frågeställningar:

- ▽ Är det skillnader mellan uppmätta halter under höst och vår inom vattenförekomsterna?
- ▽ Sker det en utspädning av PFAS i och med snösmältningen?
- ▽ Är halterna och förekomsten av ultrakorta PFAS konstanta under höst och vår?
- ▽ Är ytavrinning från Snösätra industriområde en potentiell källa av PFAS till de anlagda groddammarna söder och norr om industriområdet?
- ▽ Går det att identifiera och rangordna viktiga föroreningskällor/inflöden genom selektiv provtagning och flödesmätning?
- ▽ Hur stort är bidraget (mängd/år) av PFAS till vattenförekomsterna Flaten, Drevviken och Magelungen via nederbörd inom avrinningsområdet samt direkt deposition direkt på recipient?
- ▽ För Flaten, Drevviken och Magelungen beräkna den totala belastningen till respektive recipient baserat på provtagning och flödesmätning i utvalda bäckar/år. Ranka transportvägar av betydelse.

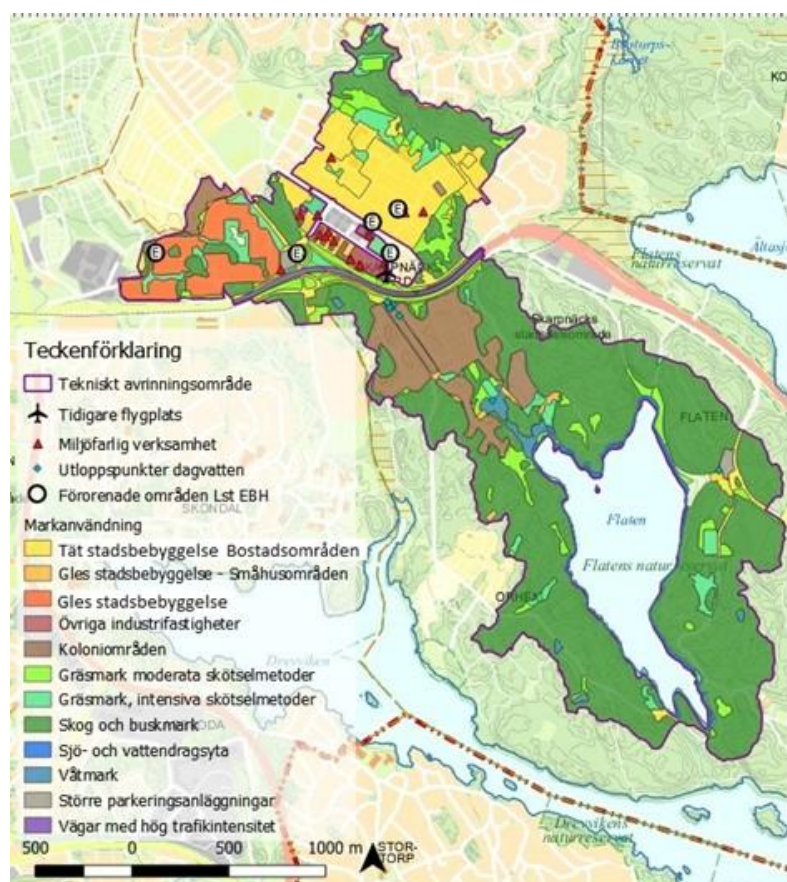
3 Lokalisering

3.1 Flaten

Sjön Flaten är en del av Tyresåns avrinningsområde och är lokaliserad i sydöstra delen av Stockholms stad. Det naturliga avrinningsområdet har en areal på 6,44 km², se Figur 2. Flaten har en sjöyta på ca 63 hektar (ha), maxdjup på ca 13,6 m och medeldjup på ca 7,4 m samt en omsättningstid på i storleksordningen fyra år.

Markanvändningen i dagens avrinningsområde till Flaten består av 18% bebyggd mark, 7% koloniområde, 14% sjöyta och 61% skogs- och gräsmark. Skarpnäck är byggd på ett tidigare flygfält som var i användning till år 1980. Flygfält och flygplatser är områden med hög risk för PFAS förorening då PFAS-haltigt brandsläckningsskum kan ha använts under verksamhetens år i bruk.

Bebyggelse finns i den norra delen av avrinningsområdet och den består av delar av Skarpnäck och Sköndal. Dessa delar avvattnas till Flatendiket som utgör huvuddelen av vattentillförseln till Flaten. Delar av Tyresövägen avvattnas också till Flatendiket via en dagvattendamm och söder om Tyresövägen längs Flatendiket finns tre stora koloniområden (Listudden, Odlaren och Eken). I Flatens naturreservat finns det idag bad och campingplats samt vandringsleder som används för rekreation. Strandskydd råder runt Flaten. Utloppet från Flaten är Orhemsbäcken som går genom Orhems bäckravin till sjön Drevviken.



Figur 5. Markanvändningen inom Flatens tekniska avrinningsområde.

3.2 Magelungen

Magelungen är en stor sjö belägen söder om Stockholm och ingår tillsammans med Forsån i Tyresåns huvudavrinningsområde, se Figur 6. Dess tekniska avrinningsområde är 19 km² stort. Magelungen är en långsmal sjö med Fagersjöviken i nordväst som är den grundaste delen med ett djup på mindre än 2 meter. Magelungen har en sjöyta på ca 245 ha. Medeldjupet i hela sjön är 5 meter, det största djupet är 13,7 meter och omsättningstiden är 4–5 månader.

Vatten till Magelungen kommer huvudsakligen från Norrån. Vatten tillförs även från Kräppladiket och Magelungsdiket. Till Norrån tillförs vatten från de uppströms liggande sjöarna Trehörningen, Ågestasjön och Orlången. Medan vatten i Magelungsdiket tillförs från avrinningsområdet där även industrier och deponier finns. Till Kräppladiket tillförs dagvatten från Snösätra industriområde. Vatten från Magelungen rinner ut via Forsåns inlopp mot Drevviken.



Figur 6. Potentiellt förorenade områden (riskklass 1–4 där E innebär att ingen riskklassning utförts), industriområden och verksamheter inom Magelungens avrinningsområde.

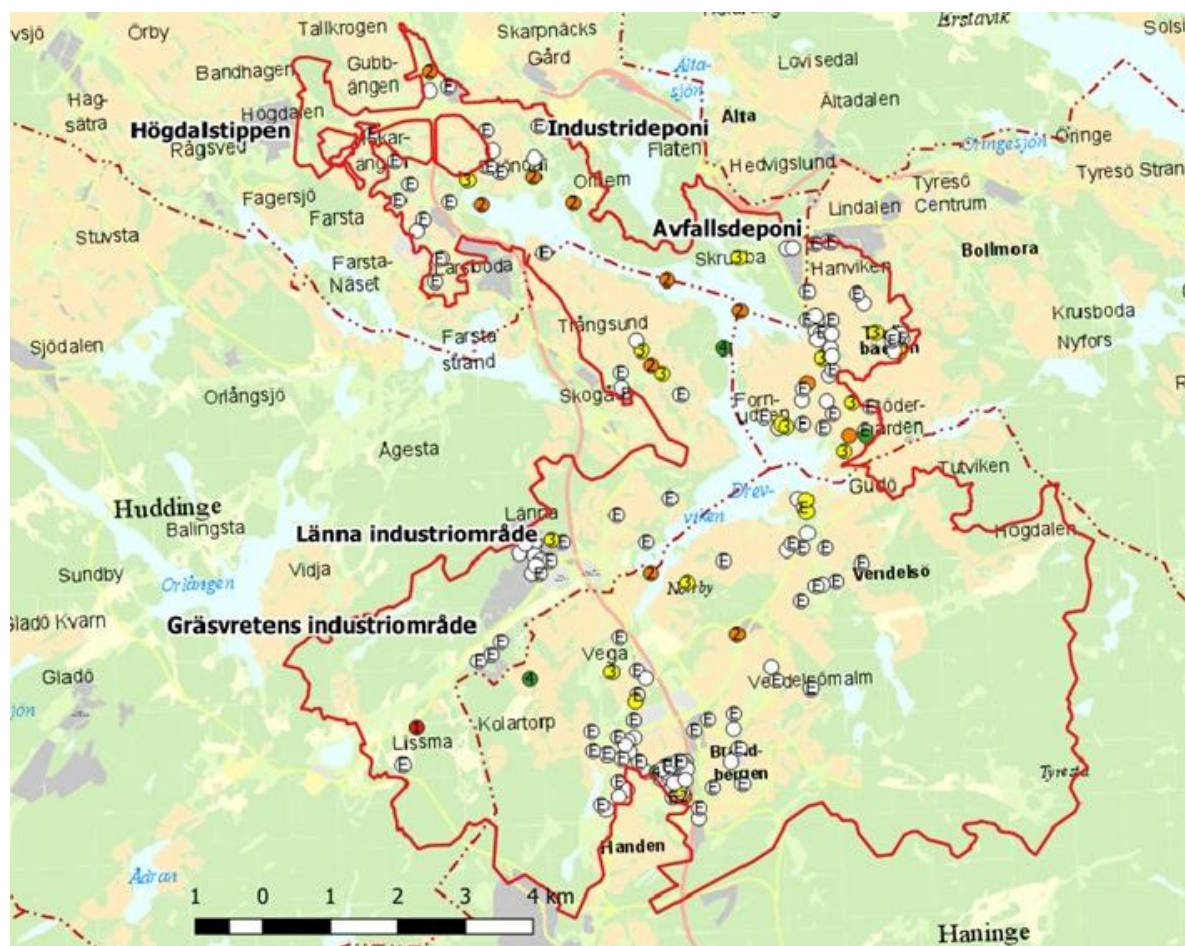
3.4 Drevviken

Drevviken ligger söder om Stockholm och är den största sjön inom Tyresås huvudavrinningsområde. Drevvikens tekniska avrinningsområde är 71,2 km² stort, inklusive Lissmaån, Rudasjöarna och Lycksjön, och inkluderar kommunerna Stockholm, Tyresö, Huddinge och Haninge, se Figur 7

Drygt 56% tillhör Haninge kommun, 17% Huddinge kommun, 11% Stockholms stad och 6% Tyresö kommun. Drevviken har en sjöyta på ca 570 ha, sjön består av en sydlig och en nordlig bassäng som förbinds av Trångsundet. Sundet är den djupaste delen av sjön med ett största djup på 15,2 meter. Medeldjupet är 6,7 meter och omsättningstiden cirka 10–11 månader.

Vatten till Drevviken kommer huvudsakligen från Lissmaån och Forsån, där Forsån tillför vatten från de uppströms liggande sjöarna Magelungen, Ågestasjön, Orlången och Trehörningen. Mindre vattendrag som mynnar ut i Drevviken är Orhemsbäcken, Lyckebyån och Rudan.

Utflödet går via Gudöå, Långsjön, Tyresö-Flaten och Albysjön ut i Kalvfjärden och Östersjön.



Figur 7. Potentiellt förorenade områden (riskklass 1–4 där E innebär att ingen riskklassning utförts), industriområden och verksamheter inom Drevvikens avrinningsområde.

4 Metod

4.1 Jämförelse med massbalans utförd hösten år 2022

I denna studie görs en direkt jämförelse med uppmätta flöden och en tidigare utförd massbalans av vattenförekomsterna år 2022 (Sellén & Filipovic 2023). Samtliga resultat från den tidigare undersökningen har inkluderats i figurer och text i denna rapport.

4.2 Urval av provtagningspunkter

För att skapa en massbalans av PFAS för Flaten, Drevviken och Magelungen har inledningsvis viktiga in- och utflöden av vatten identifierats. Totalt har 16 provpunkter (bäckar och åar) valts ut i samråd med Stockholms miljöförvaltning med bedömningen att dessa kan ha stor vattenföring och eller ligga i kontakt med förorenade områden, i dessa vattenförekomster har flödesmätningar utförts och ytvatten provtagits under oktober och november år 2022 (Tabell 1). Bilder från samtliga provlokaler visas i Bilaga 1.

Tabell 1. Provtagningspunkter med information om vattenförekomst, typ inflöde eller utflöde samt koordinater i Sweref 99.

Sjö/Information	Information om provpunkter			Koordinater Sweref 99	
	Provtagningspunkter	AROID (SMHI)	Typ	Sweref 99N	Sweref 99E
Flaten	Flatendiket	-	Inflöde	6573066	678894
	Orhemsbäcken	40898	Utflöde	6571262	680149
Drevviken	Forså inlopp Drevviken 2	6602	Inflöde	6571121	677992
	Skärmbassäng Hökarängen	-	Inflöde	6571961	677383
	Lyckebyån	40858	Inflöde	6567343	682472
	Lissmaån	40860	Inflöde	6566303	679480
	Rudan	40859	Inflöde	6565569	679705
	Gudåö (Drevvikens utlopp)	40885	Utflöde	6567954	683152
Magelungen	Norrån (Magelungen inlopp)	6590	Inflöde	6569698	675400
	Magelungsdiket (uppströms)	-	Inflöde	6572297	673518
	Högdalsdiket	-	Inflöde	6572232	673813
	Magelungsdiket (nedströms)	-	Inflöde	6571917	673681
	Kräppladiket (uppströms)	-	Inflöde	6571738	673060
	Groddamm Ö	-	Inflöde		
	Groddamm V	-	Inflöde	6571867	673213
	Kräppladiket	-	Inflöde	6571557	673510
	Forså inlopp Drevviken 1	6617	Utflöde	6570335	677635

4.3 Provtagning av ytvatten

Provtagning av ytvatten utfördes i mitten av samtliga vattendrag. Provtagning utfördes med en swing sampler i vattendrag som var djupa, se Figur 7. I grundare vattendrag vadade provtagaren ut till mitten av vattendraget där manuell provtagning utfördes. De manuella proverna togs i flaskor tillhandahållna av Eurofins Sweden AB. Provflaskan fördes ned med 45° lutning, talkfria nitrilhandskar användes vid provtagningstillfället. Ytterligare gjordes kemiska/fysikaliska mätningar av vattenförekomsten med en multiparametersond där (temperatur, pH, konduktivitet och syrehalt mättes samtidigt). Sonden kalibrerades dagen innan provtagningstillfället. Resultat från fysiska och kemiska paramaterar visas i Bilaga 2.



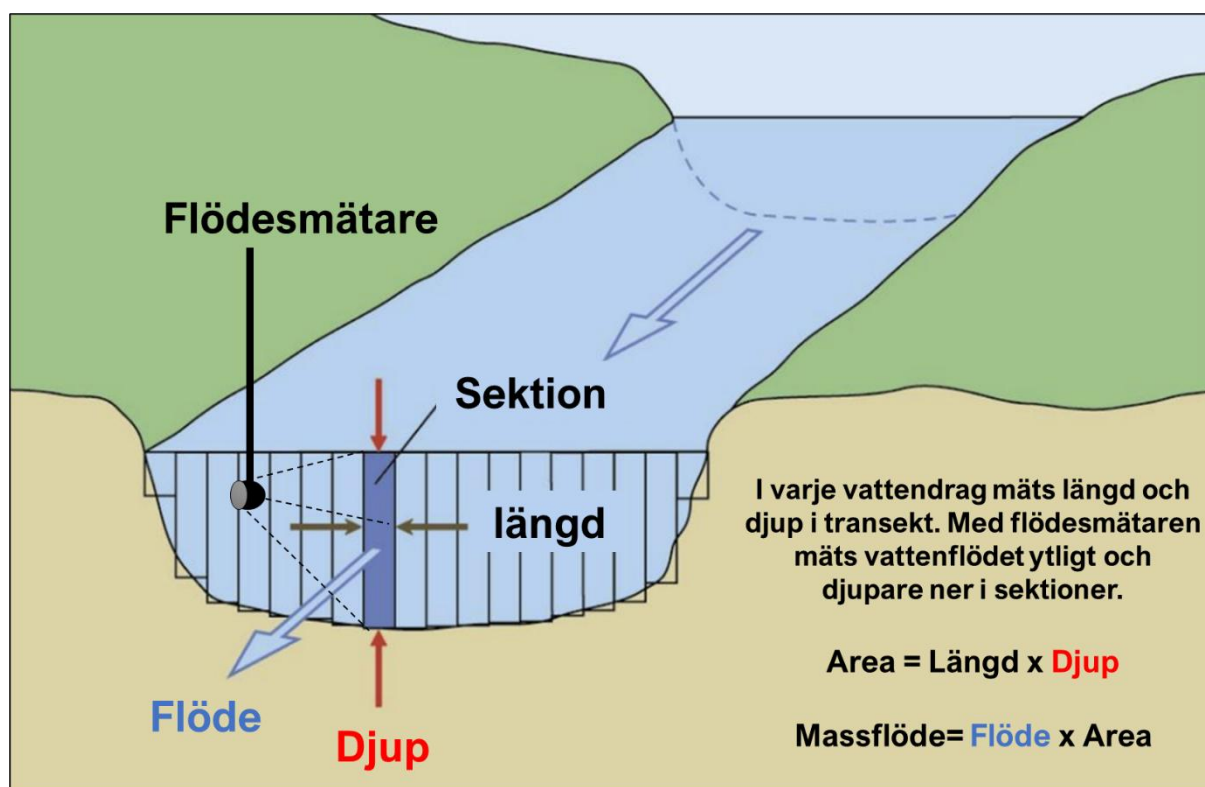
Figur 8. Provtagning av ytvatten med en swing sampler. Bilden är tagen uppströms Magelungsdiket. Foto: Marko Filipovic, Sellén & Filipovic AB.

4.4 Flödesmätning i ytvattendrag

Flödesmätning utfördes i samtliga provtagna vattendrag. Metoden bygger på att bredden på vattendraget mäts upp och djupmätningar utförs längst en/ flera transekter så att vattendraget delas upp i sektioner, se Figur 8. Detta görs främst för att vattenflödet inte är jämnfördelat över yta och djup. I vattendrag som är djupare än 30 cm utfördes en ytlig och en djupare flödesmätning. Flödesmätningen gjordes med handhållen flödesmätare som lämpar sig för flödesmätningar i vattendrag med flödes hastighet från 0,1–6,1 m/s. Flödes hastigheten mäts sedan genom att anordningen förs in i vattnet och sedan avläses vattenhastigheten vid två nivåer. Det totala vattenflödet beräknas genom summering av sektioner, där varje sektioner är beräknad med formeln:

$$Vattenflöde = S1 * F1 + S2 * F2 + S3 \dots$$

De uppmätta flödena jämförs sedan med SMHI:s modellerade flöden baserat på provtagningsdag.



Figur 9. Schematisk bild över flödesmätning i ytvatten. En sektion består av en uppmätt area som räknas genom att längd multipliceras med djup. Vattenflödet beräknas genom att sektion (area) multipliceras med det uppmätta flödet som görs med en flödesmätare.

4.5 Kemisk analys av PFAS

För att skapa en fördjupad förståelse gällande PFAS föroreningar i miljön finns konventionella och mer avancerade analysmetoder som kan användas för att identifiera och kvantifiera PFAS och PFAS-föremål. I Tabell 2 visas olika typer av PFAS som ingår i PFAS-20 som innefattar PFAS ämnen som har kvantifierats i denna undersökning, där även PFOS ultrakorta PFAS-ämnen ingår.

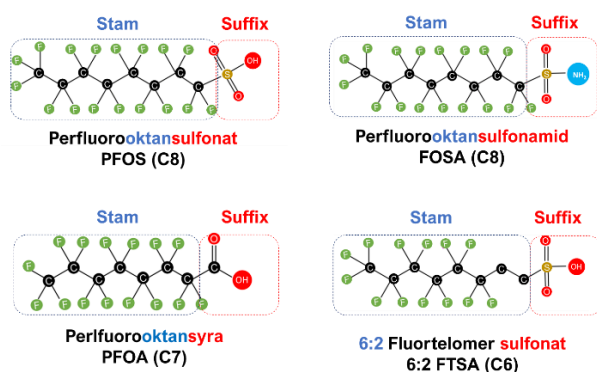
Tabell 2. Sammanställning av ämnen som ingår i PFAS-20.

Ultrakorta PFAS: TFA, PFPrA, TFMS, PFPrS	
Korta PFCA:	PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, HPFHpA
Långa PFCA:	PFOA, PFNA, PFDA
Korta PFSA:	PFBS, PFPeS
Långa PFSA:	PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS
Prekursorer:	6:2 FTS, 6:2 FTAB, 8:2 FTS, PFOSA

Metoder som användes i denna studie beskrivs i korthet nedan. Samtliga konventionella analyser och TOP-analys med avseende på PFAS, linjära/grenade isomerer samt analys av ultrakorta PFAS utfördes av Eurofins Sweden AB.

LC-MS/MS-analys analys

Vätskekromatografi kopplat till tandemmasspektrometri (LC-MS/MS) är den mest klassiska analysmetoden för analys av PFAS. Kort så koncentreras PFAS upp i vattenprov med hjälp av fastfas-extraktion med SPE-kolonn. Kromatografisk separation utförs med vätskekromatografi och kvantifiering med högupplöst masspektrometer. I denna studie analyserades 53 stycken olika PFAS, några av de olika ämnena visas i Figur 9. Av de 49 stycken olika PFAS som analyserades kunde 17 stycken olika PFAS kvantifieras, i rapporten benämns dessa till PFAS-17. Ytterligare undersöktes fyra stycken ultrakorta PFAS.



Figur 10. I bilden visas exempel på PFOS som har en stam på åtta fullt fluorerade atomer och en sidogrupp bestående av en sulfonat, PFOA som har en stam bestående av åtta atomer, där sju är fullt fluorerade och en kolatom med som tillhör sidogruppen karboxylsyra. FOSA har en stam på åtta fullt fluorerade atomer och en sidogrupp bestående av en sulfonamid. 6:2 FTSA har en stam bestående av åtta atomer, där sex är fullt fluorerade och två kolatomer endast har väteatomer bundna till sig samt en sidogrupp bestående av sulfonsyra.

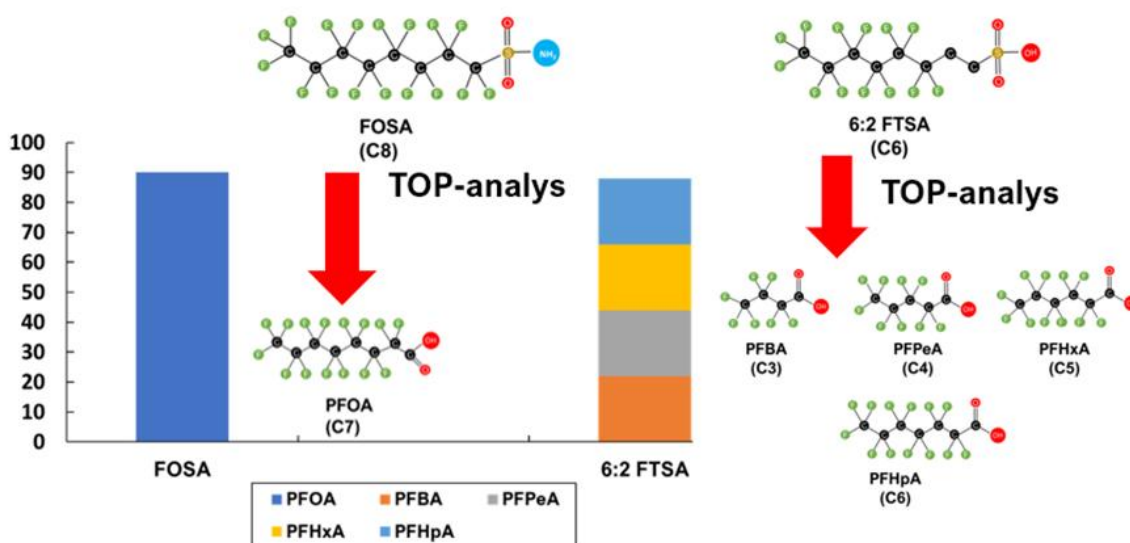
Total oxidisable precursor assay (TOP-analys)

Det finns mer än 4700 olika PFAS-ämnen (*OECD Portal on Per and Poly Fluorinated Chemicals - OECD Portal on Per and Poly Fluorinated Chemicals*, 2018). Med vätskekromatografi kopplat till tandemmasspektrometri (LC-MS/MS) kan upp emot 40–80 stycken olika PFAS ämnen identifieras och kvantifieras. Det innebär att det kan förekomma en dold mängd PFAS-ämnen i ett prov som inte upptäcks med konventionella analysmetoder, och att den totala PFAS-halten i ett prov därmed underskattas. Ett sätt att skapa en bättre uppfattning om den totala PFAS-halten är att omvandla så kallade PFAS-förämnerna till mätbara PFCA genom oxidering. PFAS-förämnerna är ämnen som i naturen kan omvandlas till persistenta PFCA-ämnen (exempelvis PFBA, PFPeA, PFHxA och PFOA), se Figur 11.

Genom att simulera nedbrytningen av PFAS-förämnerna med TOP-analys (eng. TOP-assay) omvandlas både mätbara (kända) och okända PFAS-förämnerna till mätbara PFCA (Houtz and Sedlak, 2012). Analysen ger en indikation om förekomsten PFAS-förämnerna.

Förenklat är TOP-analys ett sätt att mäta de ämnen som över tid kan bilda mätbara PFAS. TOP-analys ger dock inte den sanningsenliga bilden av hur biologiska nedbrytningsprocesser med tiden påverkar koncentrationen av dessa PFAS-ämnen i miljön. Utan är en mer aggressiv metod som oxiderar PFAS-förämnerna till slutprodukter av PFCA.

Viktigt att veta med TOP-analys är att samtliga PFAS-förämnerna omvandlas till PFCA, exempelvis omvandlas FOSA till PFOA och inte till PFOS som kan ske under naturliga förhållanden. Medan 6:2 och 8:2 FTSA ger upphov till både kortkedjiga och långkedjiga PFCA.



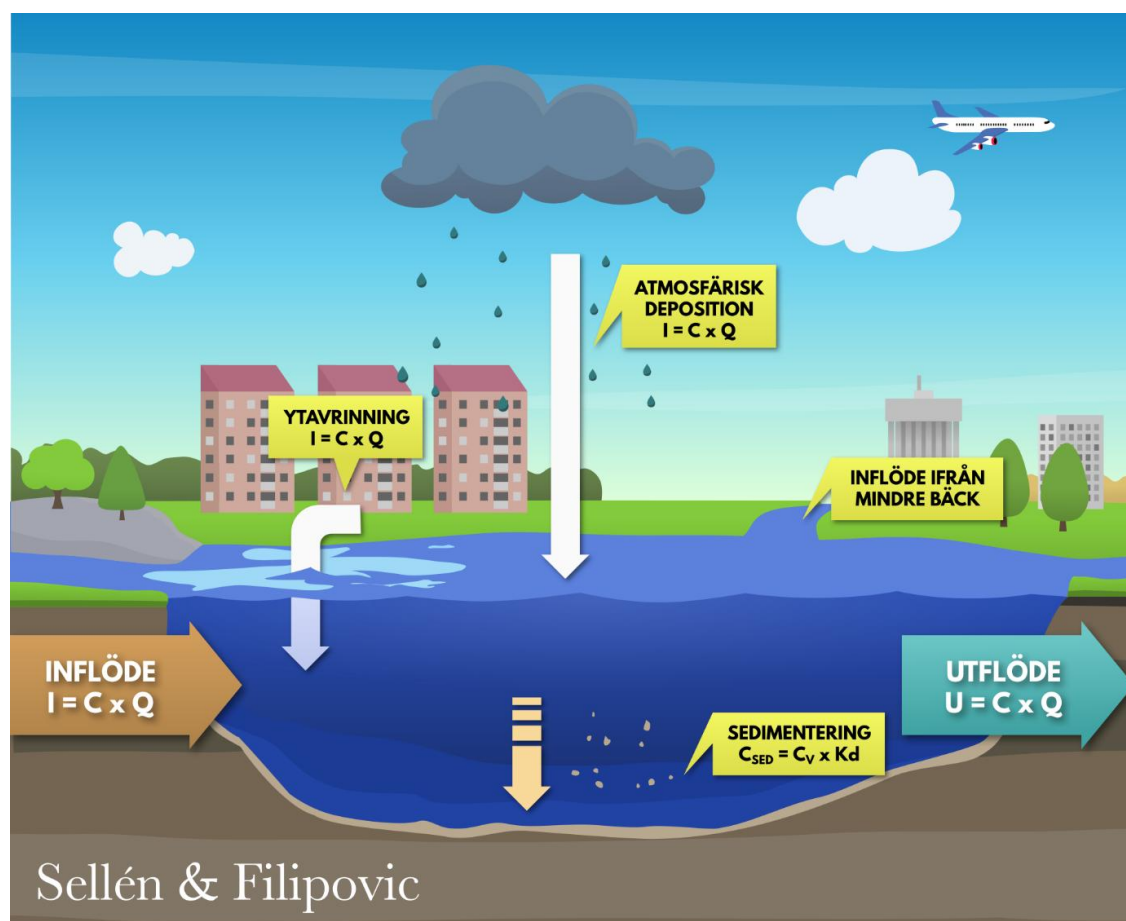
Figur 11. Vid TOP-analys oxideras PFAS-förämnerna till mätbara perfluoreradekarboxylsyror (PFCA). Exempelvis så omvandlas FOSA till PFOA. Medan 6:2 FTS till ett flertal olika PFCA. Fördelningen av omvandlingsprodukter är endast illustrativ.

5 Massbalans av PFAS

I denna studie har flödesmätningar utförts i inkommande/utgående åar/bäckar i Flaten, Magelungen och Drevviken under oktober, november, april och maj månad. Till varje vattenförekomst inkluderas även bidrag från atmosfärisk deposition av korta och långa PFAS, se Figur 12 (NIRAS, 2019). Ytavrinningen beräknas utifrån de tekniska avrinningsområdenas storlek och en sammanlagd atmosfärisk deposition om 110 mm respektive 25 mm för oktober/november respektive april/maj.

En flödesmodell där uppmätta vattenflöden och PFAS-halter används för att beräkna massflöden av PFAS till vattenförekomsterna Flaten, Magelungen och Drevviken har skapats. Modellen visar tydligt vilka bäckar/åar som bidrar med störst vattenflöden respektive massflöden av PFAS. Detta gör det möjligt att uppskatta bidraget av PFAS från olika tillflöden inom respektive vattendrag.

I modellen identifieras att sedimentation kan potentiellt vara en sänka av PFAS till vattenförekomsterna. Då det saknas information gällande sedimentationshastighet för vattenförekomsterna inkluderas inte den i beräkningarna. Halveringstiden för PFOS är i geologisk skala och därför görs antagandet att nedbrytning under de miljöförhållanden som råder inom Stockholms stad är försumbar (Filipovic, Berger and McLachlan, 2013).



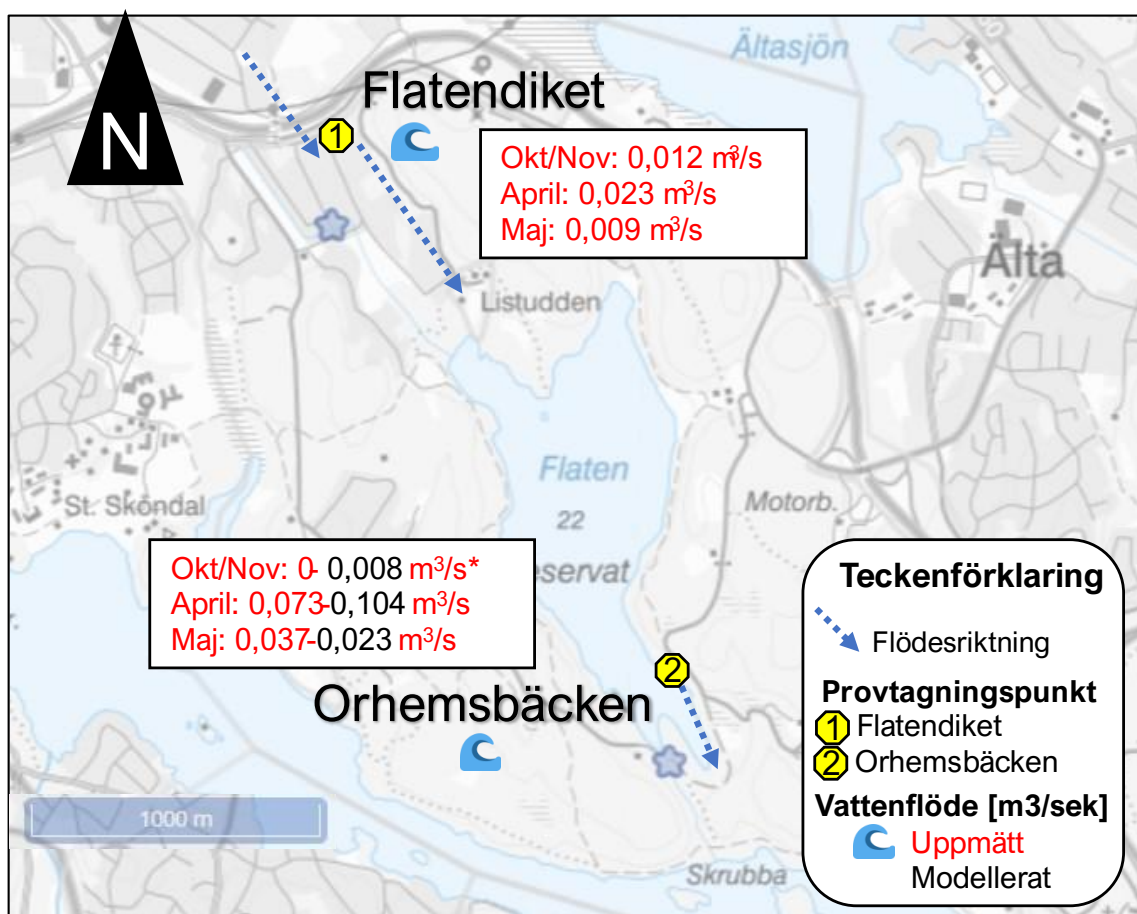
Figur 12. Förenklad boxmodell som används för beräkningar av in och utflöden av PFAS i Flaten, Drevviken och Magelungen. De inflöden som beaktas är inflöde från åar/bäckar, atmosfärisk deposition direkt på vattenförekomst och avrinningsområde samt ytavrinning. Utflöden modellen som beaktas är via åar/bäckar samt sedimentation.

6 Resultat och diskussion

6.1 Flödesmätning i åar och bäckar

Flödesmätning kunde utföras i 9 av 15 lokaler. En jämförelse görs mellan uppmätta medelvattenflödena och dagsflöden från SMHI:s modell SHYPE. Generellt kunde vattenflöden mätas i större vattendrag.

Under oktober/november år 2022 kunde flödesmätning utföras i Flatendiket men inte i Orhemsbäcken på grund av stillastående vatten. Under april och maj år 2023 ökade vattenflöden och flödesmätningar kunde utföras i båda recipienterna se Figur 13. Vattenflödena mer än fördubblades i Flatendiket från 0,09 m³/s i oktober/november år 2022 till 0,023 m³/s under april under snösmältningsperioden i april år 2023. Under maj månad sjönk vattenflödet till 0,012 m³/s. Vattenflödet i Orhemsbäcken ökade tydligt vid snösmältningen april år 2023 jämfört med oktober/november år 2022. Vattenflödet uppmättes under april och maj år 2023 till 0,073 m³/s respektive 0,037 m³/s. Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI) modell SHYPE användes för att modellera vattenflödet i Orhemsbäcken under samma perioder som provtagningar genomförts. En jämförelse mellan det uppmätta värdet i Flatendiket och det modellerade värdet i Orhemsbäcken visar att flödet är i samma storleksordning. SHYPE presenterar inga värden för Flatendiket.



Figur 13. Uppmätta medelflöden och modellerade vattenflöden i bäckar/åar inom Flaten.

I Drevviken kunde flöde mätas i samtliga bäckar/åar förutom vid provpunkt Hökarängen skärmbassäng, se Figur 14. Samtliga åar som mynnar i Drevviken är registrerade vattenförekomster i VISS så för dessa finns modellerade flöden.

I Forsåns utlopp under oktober/november år 2022 mättes flöden om medelflöde om 0,471 m³/s vilket är faktor >2 högre än de modellerade flödena (0,193–0,235 m³/s) under samma tidsperiod. Under april månad år 2023 kunde fältmätning inte utföras på grund av högt flöde, det modellerade flödet bekräftar observationerna i fält som visar en kraftig ökning om 1,97 m³/s. Under maj månad sjönk vattenflödet och flödesmätning kunde utföras i fält, det uppmätta flödet uppgick till 0,414 m³/s vilket är jämförbart med det modellerade flödet 0,452 m³/s under samma tidsperiod.

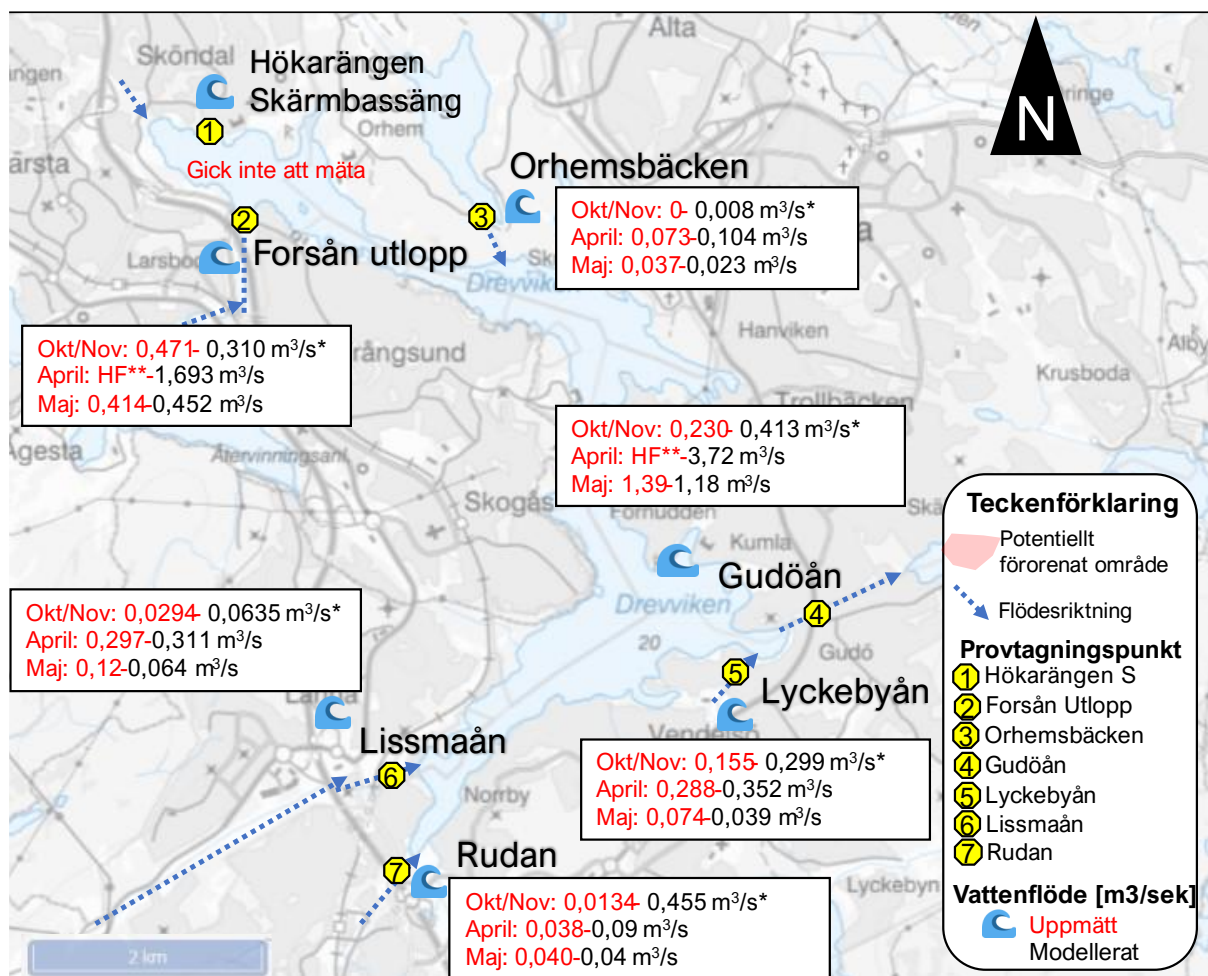
Flöden som mäts upp i Orhemsbäcken kunde inte mätas under oktober/november år 2022. Vattenflödet uppmättes under april och maj år 2023 till 0,073 m³/s respektive 0,037 m³/s.

I Lissmaån visar flödesmätningen på ett flöde om 0,0294 m³/s under oktober/november år 2022. Flödet är i samma storleksordning som de modellerade flödena 0,026–0,101 m³/s under samma tidsperiod. Under april månad år 2023 mättes flödet till 0,297 m³/s. vilket är i linje med det modellerade värdet 0,311 m³/s. Under maj månad sjönk vattenflödet, det uppmätta flödet uppgick till 0,012 m³/s vilket är dubbelt så högt som med det modellerade flödet 0,064 m³/s under samma tidsperiod.

I Rudan visar de uppmätta flödesmätningen på ett flöde 0,0134 m³/s under oktober/november år 2022. Flödet är i samma storleksordning som de modellerade flödena 0,013–0,078 m³/s under samma tidsperiod. Under april och maj år 2023 mättes flödet till 0,038 m³/s respektive 0,038 m³/s vilket är i linje med det modellerade värdet 0,09 m³/s. respektive 0,04 m³/s under samma tidsperiod.

Under oktober/november år 2022 uppmättes medelflöde i Gudöån om 0,230 m³/s medan de modellerade flödena varierade mellan 0,395–0,431 m³/s. Under april år 2023 utfördes kunde inte flödesmätning utföras på grund av högt vattenflöde. Det modellerade flödet under samma tidsperiod var 3,72 m³/s, vilket är mer än ca: 16 ggr högre jämfört med höstprovtagningen. Under maj månad år 2023 sjönk vattenflödet med mer 2,7ggr till 1,39 m³/s, det modellerade värdet uppgick till 1,18 m³/s. Flödena visar god överensstämmelse mellan uppmätt och modellerat flöde i maj.

Under oktober/november år 2022 utfördes två flödesmätningar vid Lyckebyån, under oktober var vattendraget fyllt av bråte, vilket försvårade och gav en mycket osäker flödesmätning. Vid den andra flödesmätningen hade kommunen avlägsnat bråte vilket gjorde att flödet i ån var betydligt jämnare så en bättre flödesmätning kunde utföras. Det uppmätta flödet vid det andra mättillfället var 0,155 m³/s vilket är samma spann som de modellerade värdena på 0,155–0,536 m³/s. Under april och maj år 2023 uppmättes flödet till 0,288 m³/s respektive 0,074 m³/s och det modellerade värdet uppgick till 0,352 m³/s respektive 0,039 m³/s under samma tidsperiod.



Figur 14. Uppmätta medelflöden och modellerade vattenflöden i bäckar/åar inom Drevviken. *Medelvärde av uppmätt/modellerat vattenflöde. HF** står för högt vattenflöde, det var inte möjligt att utföra flödesmätning vid detta tillfälle.

I Magelungen utfördes en riktad provtagning på åar/bäckar på den västra sidan av sjön. Där vattendrag som avvattnar eller mynnar ut i två identifierade förorenade områden Högdalsdeponin samt Snösätra industriområde, se Figur 15. Från Högdalsdeponin rinner Högdalsdiket som är ett mindre dike med ständigt vattenflöde mot Magelungsdiket. Förhöjda PFAS halter har tidigare uppmätts i både Högdalsdiket samt i och runtom Snösätra industriområde. Från Snösätra industriområde identifierades två mindre diken som rinner i nordlig respektive sydvästlig riktning från industriområdet. Dikena rinner ut i anlagda groddammar som vi benämner som Groddamm V och Groddamm Ö se Figur 15.

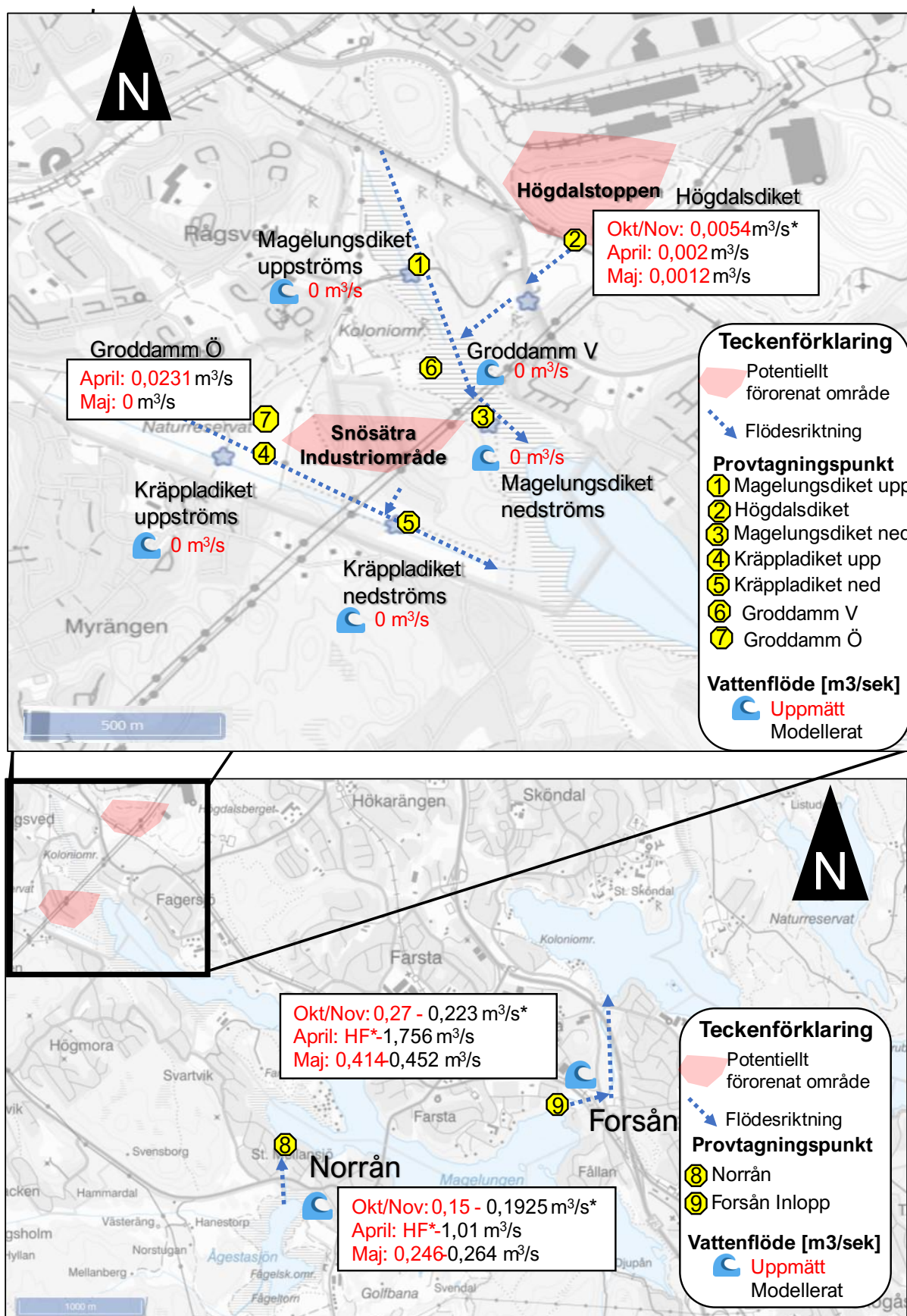
Under april och maj år 2023 var diket som flödar mot Groddamm V delvis frusen. Vilket gjorde att bra flödesmätningar inte kunde utföras. I diket mot Groddamm Ö mättes flödet till 0,0264 m³/s i april. Under maj var flödet synligt men kunde inte mätas med flödesmätaren. En uppskattning gjordes i beräkningen, genom att halvera flödet av flödesmätaren till (0,5m/sek) vilket ger ett flöde om 0,0324 m³/s. Flödet under maj ska tolkas med försiktighet. Men resultaten visar att det finns ett flöde under vårmånaderna.

I Magelungen utfördes flödesmätningar och ytvattenprovtagning både uppströms och nedströms Högdalsdikets inflöde. I Magelungsdiket (uppströms) var vattnet stillastående och vid provpunkten Magelungsdiket (nedströms) var det inte möjligt att utföra flödesmätning då bäcken var för bred. Likt i provtagningen som utfördes i oktober/november kunde dock notera att det fanns ett lågt laminärt flöde ut mot Magelungen.

Under provtagningarna i april och maj månad år 2023 togs prov i Kräppladiket i en punkt Kräppladiket nedströms, en punkt belägen nedströms inflödet av dike som delvis avvattnar Snösätra industriområde. Det gick inte att utföra flödesmätningar även under april och maj månad år 2023 då flödet var lågt för att kunna mätas.

Under oktober/november år 2022 mättes flödet i Norrån till 0,15 m³/s. Flödet var i samma storleksordning som de modellerade medelflödet 0,1925 m³/s under samma tidsperiod. Under april år 2023 var flödet betydligt högre i jämfört under hösten vilket gjorde att flödesmätning i fält inte kunde utföras, medan i maj var flödet lägre och uppmättes 0,246 m³/s. Det modellerade värdet för april och maj år 2023 är 1,001 m³/s respektive 0,264 m³/s.

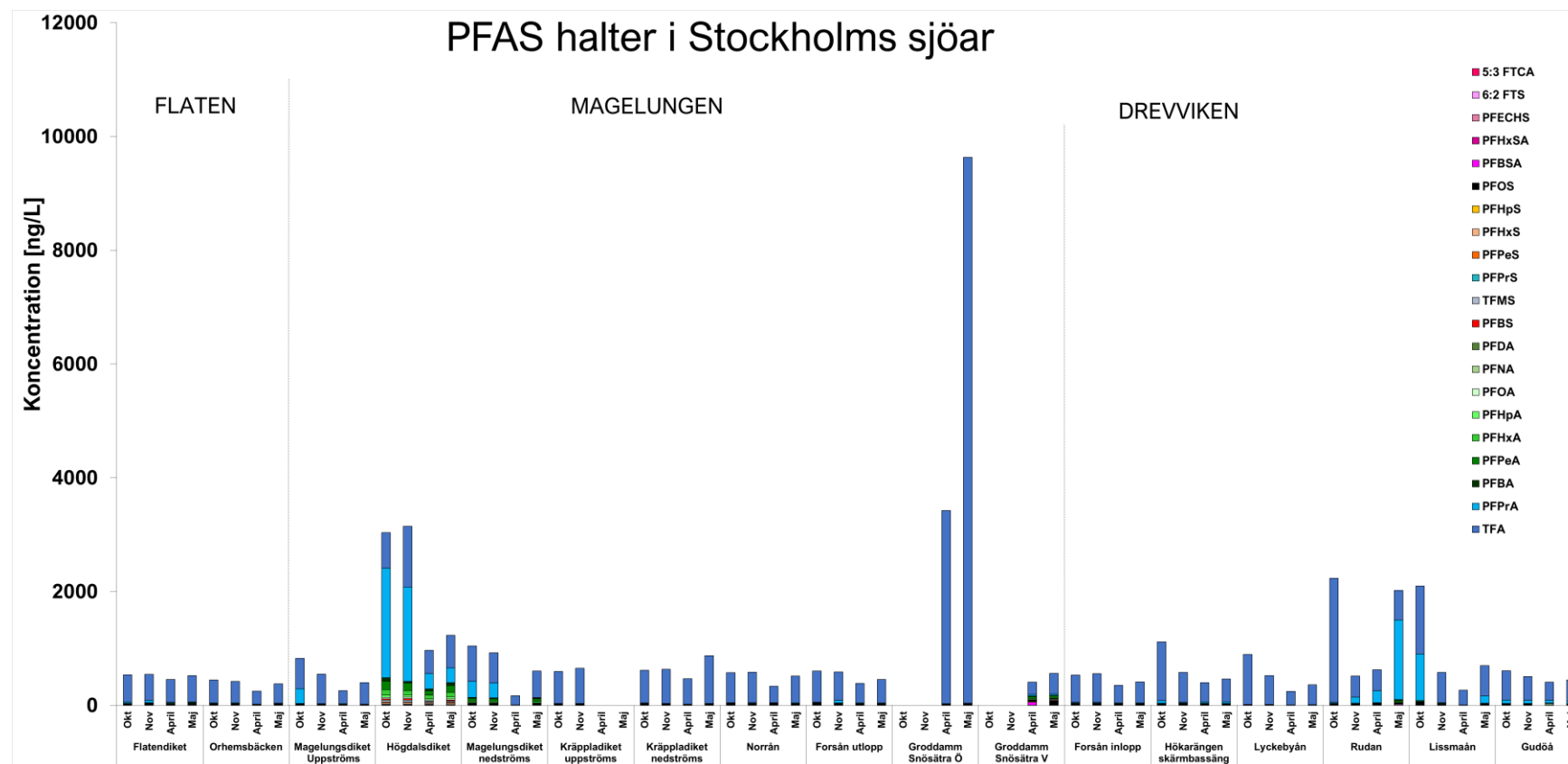
Under oktober/november år 2022 mättes flödet i Forsån inlopp till 0,270 m³/s vilket är i samma storleksordning som de modellerade medelflödet 0,223 m³/s under samma tidsperiod. Under april år 2023 var flödet betydligt högre i jämfört under hösten vilket gjorde att flödesmätning i fält inte kunde utföras. Det modellerade flödet uppgick till 1,76 m³/s. I maj var flödet lägre och uppmättes 0,414 m³/s, det modellerade flödet var i samma storleksordning om 0,452 m³/s.



Figur 15. Uppmätta medelflöden och modellerade vattenflöden i provpunkter runt Magelungen.

7 PFAS-förekomst och PFAS-fördelning i ytvatten

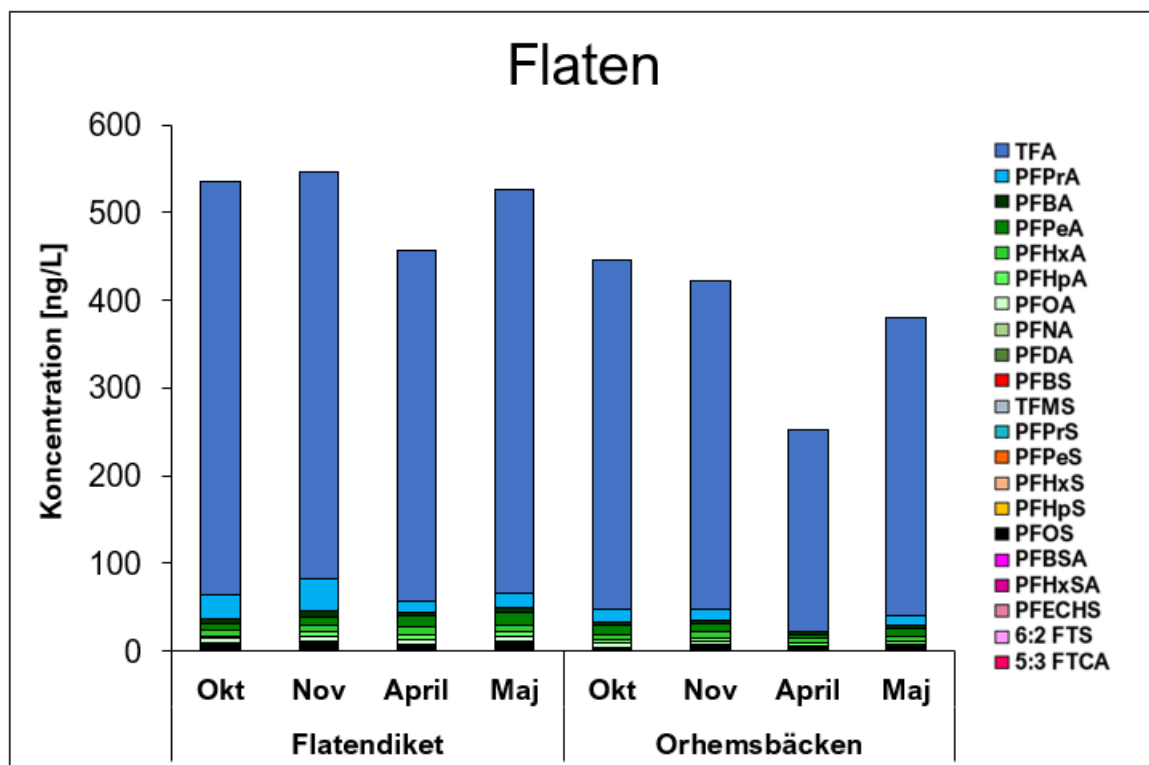
I detta avsnitt redovisas halter av PFAS-ämnen som ingår i PFAS-20, dvs summan av de PFAS-ämnena som kunde kvantifieras i ytvattenprov. I PFAS-20 ingår PFOS och ultrakorta PFAS-ämnen. Vidare redovisas procentuell fördelning av PFCA, PFSA, PFAS-förämnena. Detaljerade resultattabeller och protokoll från laboratoriet redovisas i Bilaga 3 respektive Bilaga 4. Nedanför visas en sammanställning av alla de PFAS-ämnena som kunde kvantifieras i ytvattenprov i Flaten, Drevviken och Magelungen, se Figur 16.



Figur 16. Visar de uppmätta halterna i [ng/L] av enskilda PFAS-substanser i Flaten, Drevviken och Magelungen under oktober och november år 2022 samt april och maj 20

7.1 Flaten

Resultaten från ytvattenprovtagningen i recipienten Flaten: Flatendiket och Orhemsbäcken sammanfattas i Figur 17. Därefter visas resultaten för enskilda provtagningspunkter inom Flatens avrinningsområde.



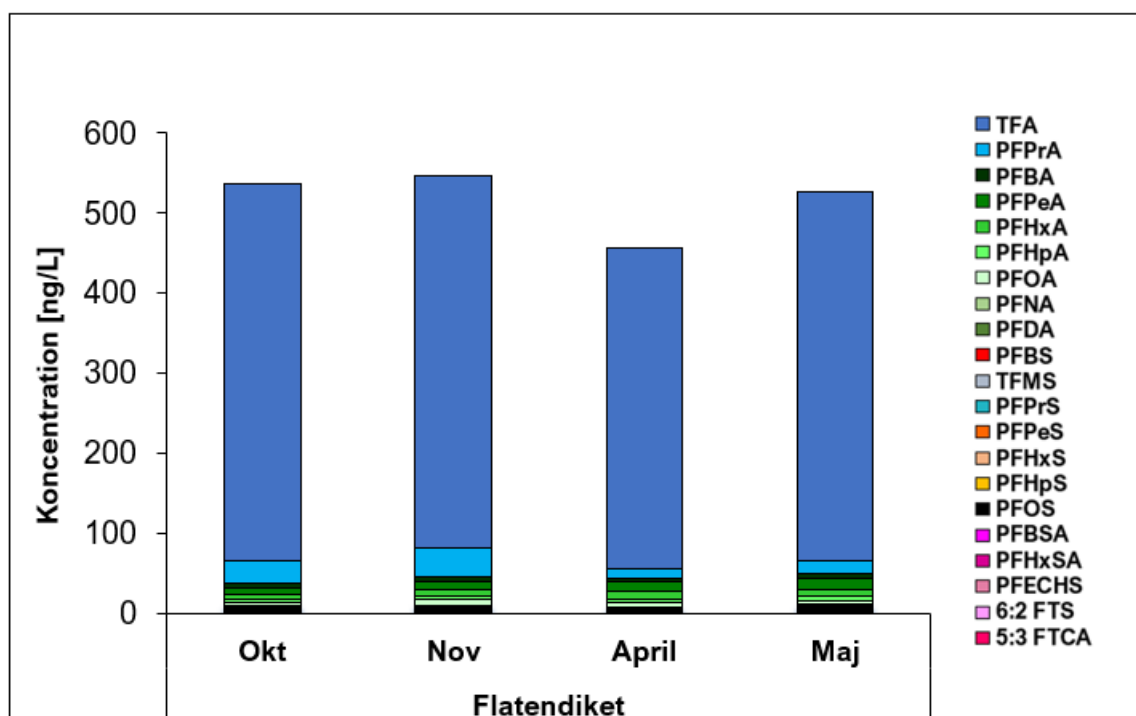
Figur 17. Visar de uppmätta halterna i [ng/L] av enskilda PFAS-substanser i Flaten under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.

Flatendiket (inflöde)

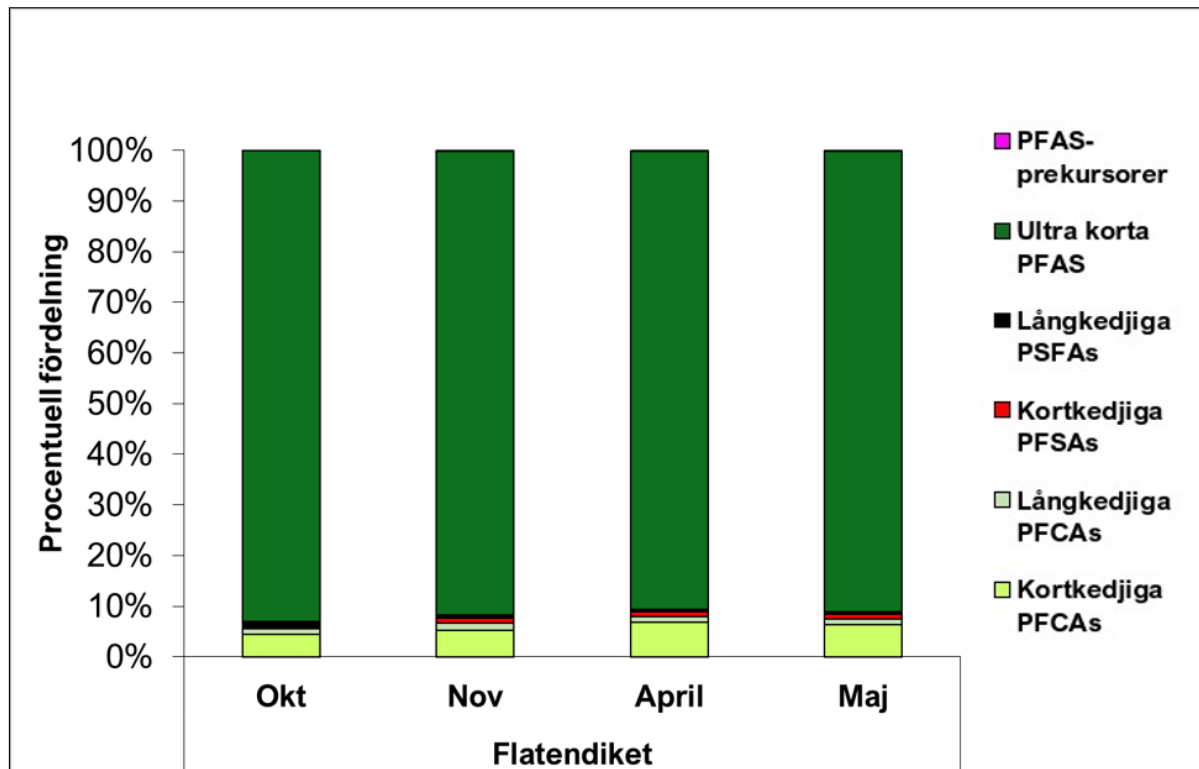
Flatendiket provtogs i oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023. I Flatendiket mäts summan av PFAS-20 och PFOS under oktober till 531 ng/L respektive 5,5 ng/L och under november till 543 ng/L respektive 3,2 ng/L, se Figur 18. Under april mäts summan av PFAS-20 och PFOS till 455 ng/L respektive 3 ng/L och under maj till 522 ng/L respektive 2,4 ng/L. De uppmätta PFOS-halterna under oktober, november, april och maj överstiger miljökvalitetsnormen för PFOS i ytvatten på 0,65 ng/L i sötvatten.

I oktober år 2022 mäts två ultrakorta PFAS, TFA och PFPrA, samt i april och maj år 2023 mäts fyra ultrakorta PFAS, TFA, PFPrA, TFMS och PFPrS. I oktober mäts TFA respektive PFPrA till 471 ng/L samt 27 ng/L, se Figur 19. Under november mäts TFA respektive PFPrA till 463 ng/L och 37 ng/L. I april mäts TFA, PFPrA, TFMS och PFPrS till 400 ng/L, 12 ng/L, 1,7 ng/L respektive 0 ng/L. Under Maj mäts TFA, PFPrA, TFMS och PFPrS till 460 ng/L, 16 ng/L, 1,6 ng/L respektive 0 ng/L. Av samtliga ultrakorta PFAS uppgår TFA >97%.

I Flatendiket domineras de uppmätta halterna av ultrakorta PFAS som uppgår till 91–93% följt av perfluorerade karboxylsyror PFCA 6,6–7,3%, perfluorerade sulfonsyror PFSA 0,9–1,3% och PFAS-föreämnen 0% se Figur 19. Av PFCA dominerar kortkedjiga PFCA som uppgår till >6,1% medan långkedjiga PFCA uppgår till $\geq 1,3\%$. Av PFSA dominerar kortkedjiga PFSA-homologerna som uppgår till >0,8% i alla månader utom november 2022.



Figur 18. Visar de uppmätta halterna i [ng/L] av enskilda PFAS-substanser i Flatendiket under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.



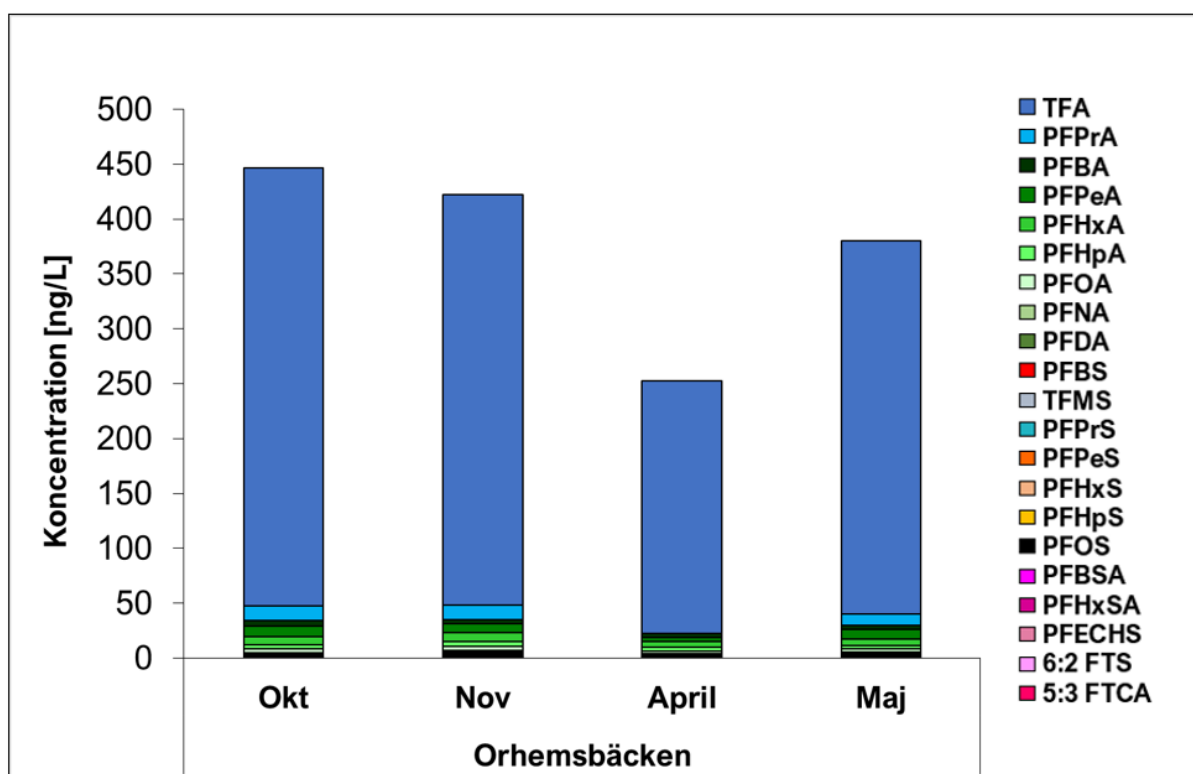
Figur 19. Visar den procentuella fördelningen av kort/långkedjiga PFCA, PFSA, PFAS prekursorer och ultrakorta PFAS substanser i Flatendiket under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.

Orhemsbäcken (utflöde)

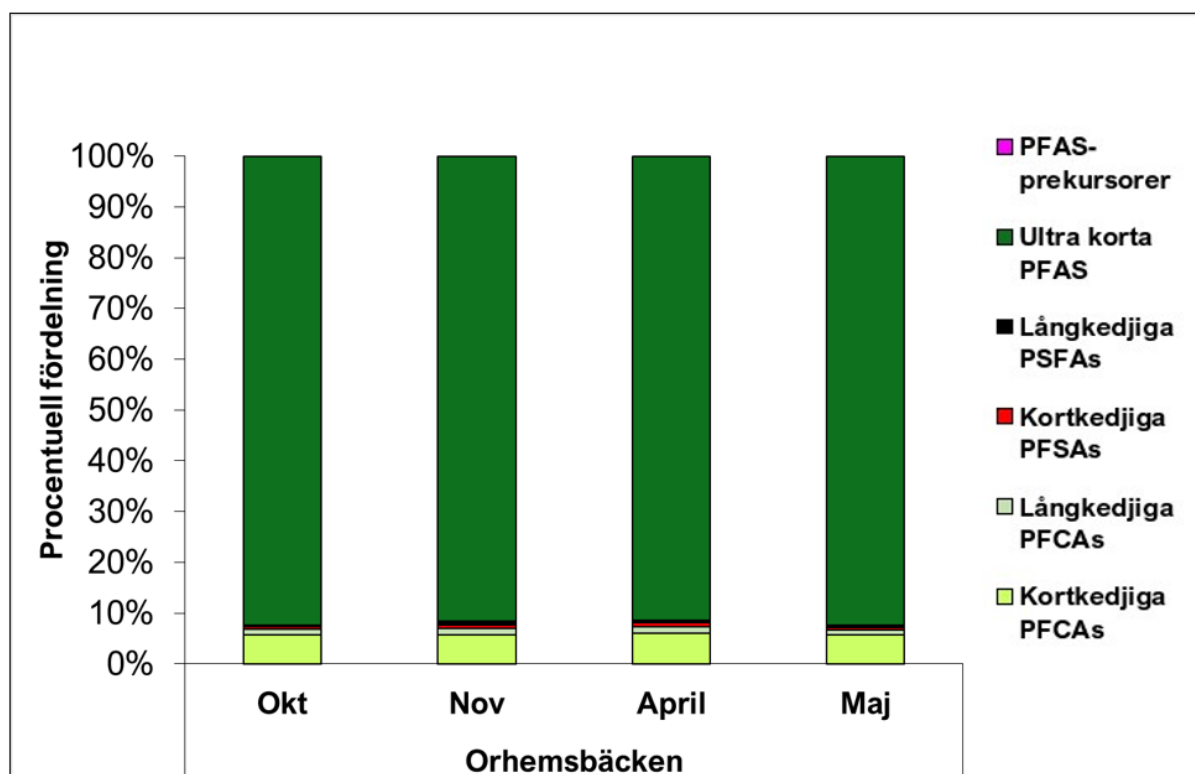
Orhemsbäcken provtogs i oktober och november 2022 samt april och maj år 2023. I Orhemsbäcken mäts summan av PFAS-20 och PFOS under oktober till 446,4 ng/L respektive 1,9 ng/L och under november till 422,2 ng/L respektive 3,3 ng/L, se Figur 20. Under april mäts summan av PFAS-20 och PFOS till 262,8 ng/L respektive 1,3 ng/L och under maj till 379,9 ng/L respektive 1,5 ng/L. PFOS-halten i Orhemsbäcken överstiger miljö kvalitetsnormen för PFOS i ytvatten på 0,65 ng/L i sötvatten.

I oktober 2022 mäts två ultrakorta PFAS, TFA och PFPrA, samt i april och maj år 2023 mäts fyra ultrakorta PFAS, TFA, PFPrA, TFMS och PFPrS. I oktober mäts TFA respektive PFPrA till 399 ng/L samt 13,2 ng/L, se Figur 21. Under november mäts TFA respektive PFPrA till 374 ng/L och 13 ng/L. I april mäts TFA, PFPrA, TFMS och PFPrS till 230 ng/L, 8,3 ng/L, 1 ng/L respektive 0 ng/L. Under Maj mäts TFA, PFPrA, TFMS och PFPrS till 340 ng/L, 10 ng/L, 1,1 ng/L respektive 0 ng/L.

I Orhemsbäcken domineras de uppmätta halterna av ultrakorta PFAS som uppgår till 91,4–92,4% följt av perfluorerade karboxylsyror PFCA 6,6–7,3%, perfluorerade sulfonsyror PFSA 0,9–1,3% och PFAS-föremålen 0% se Figur 21. Av PFCA dominerar kortkedjiga PFCA som uppgår till >6,1% medan långkedjiga PFCA uppgår till $\geq 1,3\%$. Av PFSA dominerar kortkedjiga PFSA-homologerna som uppgår till >0,8% i alla månader utom november 2022.



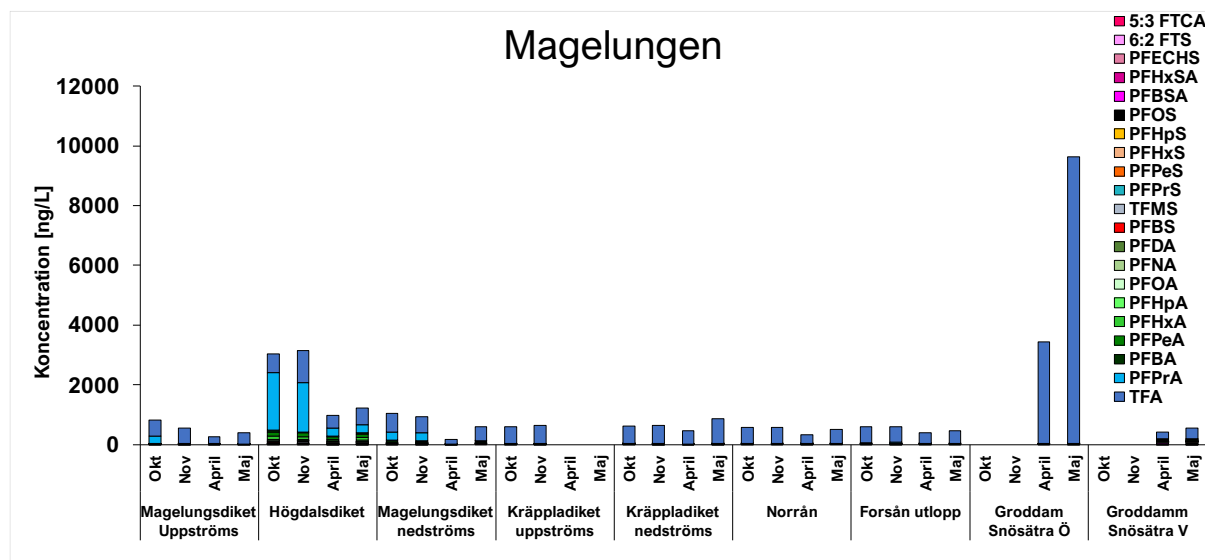
Figur 20. Visar de uppmätta halterna i [ng/L] av enskilda PFAS-substanser i Orhemsbäcken under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.



Figur 21. Visar den procentuella fördelningen av kort/långkedjiga PFCA, PFSA, PFAS prekursorer och ultrakorta PFAS substanser i Orhemsbäcken under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.

7.2 Magelungen

Resultaten från ytvattenprovtagningen i området Magelungen sammanfattas i Figur 22. Därefter visas resultaten för enskilda provtagningspunkter inom Magelungens avrinningsområde.



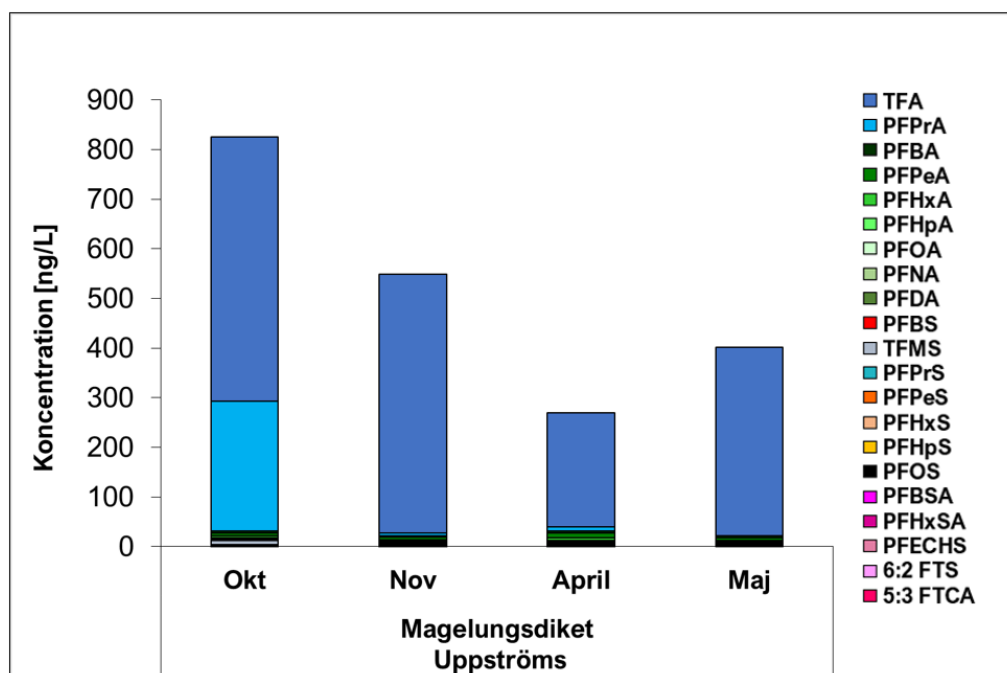
Figur 22. Visar de uppmätta halterna i [ng/L] av enskilda PFAS-substanser i Magelungen under oktober och november år 2022 samt april och maj 2023.

Magelundsdiket uppströms

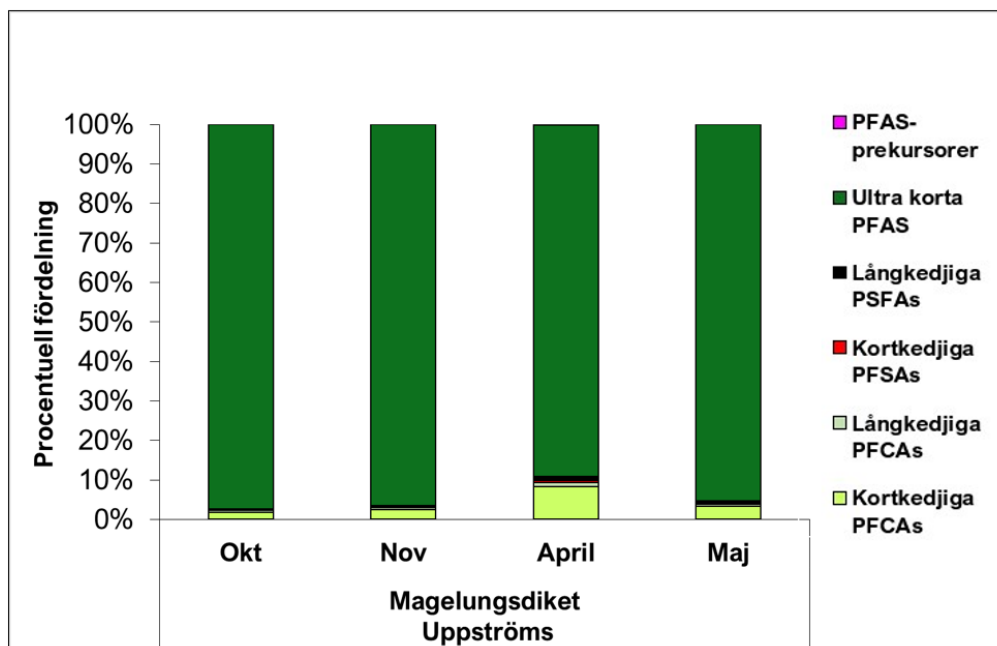
Magelundsdiket uppströms provtogs i oktober och november 2022 samt april och maj år 2023. I Magelundsdiket uppströms mäts summan av PFAS-20 och PFOS under oktober till 825,7 ng/L respektive 1,9 ng/L och under november till 548,9 ng/L respektive 1,8 ng/L, se Figur 23. Under april mäts summan av PFAS-20 och PFOS till 269,8 ng/L respektive 2,8 ng/L och under maj till 401,3 ng/L respektive 2 ng/L. PFOS-halten i magelundsdiket uppströms överstiger miljö kvalitetsnormen för PFOS i ytvatten på 0,65 ng/L i sötvatten.

Magelundsdiket uppströms mäts fyra ultrakorta PFCA, TFA, PFPrA och TFMS under oktober till 533 ng/L, 261 ng/L, 0,98 ng/L och 8,7 ng/L, se Figur 23. Under november mäts dessa till 521 ng/L, 5,6 ng/L, 1,2 ng/L och 1,4 ng/L. I april mäts dessa till 230 ng/L, 8,3 ng/L, 0,9 ng/L och 1 ng/L respektive i maj, 380 ng/L, 0 ng/L, 0,9 ng/L och 1,7 ng/L.

I Magelundsdiket uppströms domineras de uppmätta halterna av ultrakorta PFAS som uppgår till 89–97% följt av perfluorerade karboxylsyror PFCA 2,2–9,4%, perfluorerade sulfonsyror PFSA 0,4–1,4% och PFAS-föreämnen 0–0,1% se Figur 24. Av PFCA dominerar kortkedjiga PFCA som uppgår till >8,3% medan långkedjiga PFCA uppgår till $\geq 1,1\%$. Av PFSA dominerar långkedjiga PFSA-homologerna som uppgår till >1% medan kortkedjiga PFAS uppgår till $\geq 0,4\%$.



Figur 23. Visar de uppmätta halterna i [ng/L] av enskilda PFAS-substanser i Magelungsdiket Upströms under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.



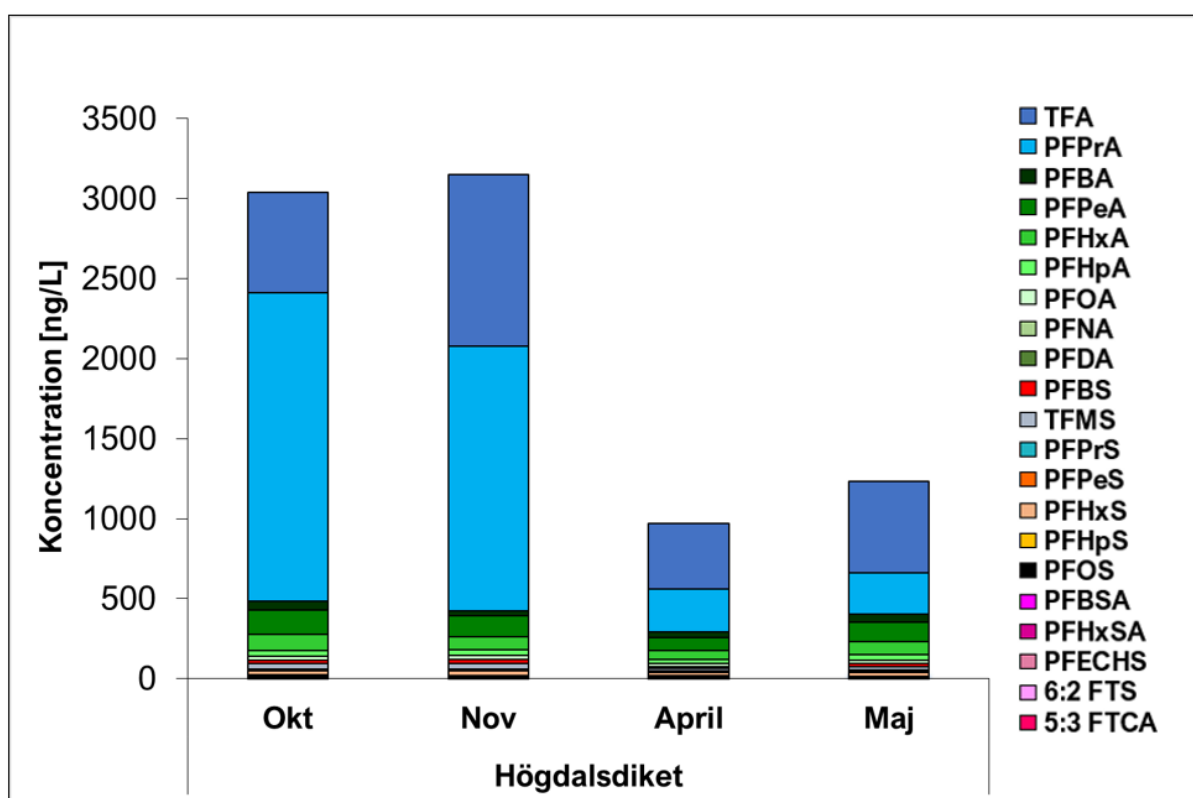
Figur 24. Visar den procentuella fördelningen av kort/långkedjiga PFCA, PFSA, PFAS prekursorer och ultrakorta PFAS substanser i Magelungsdiket Upströms under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.

Högdalsdiket

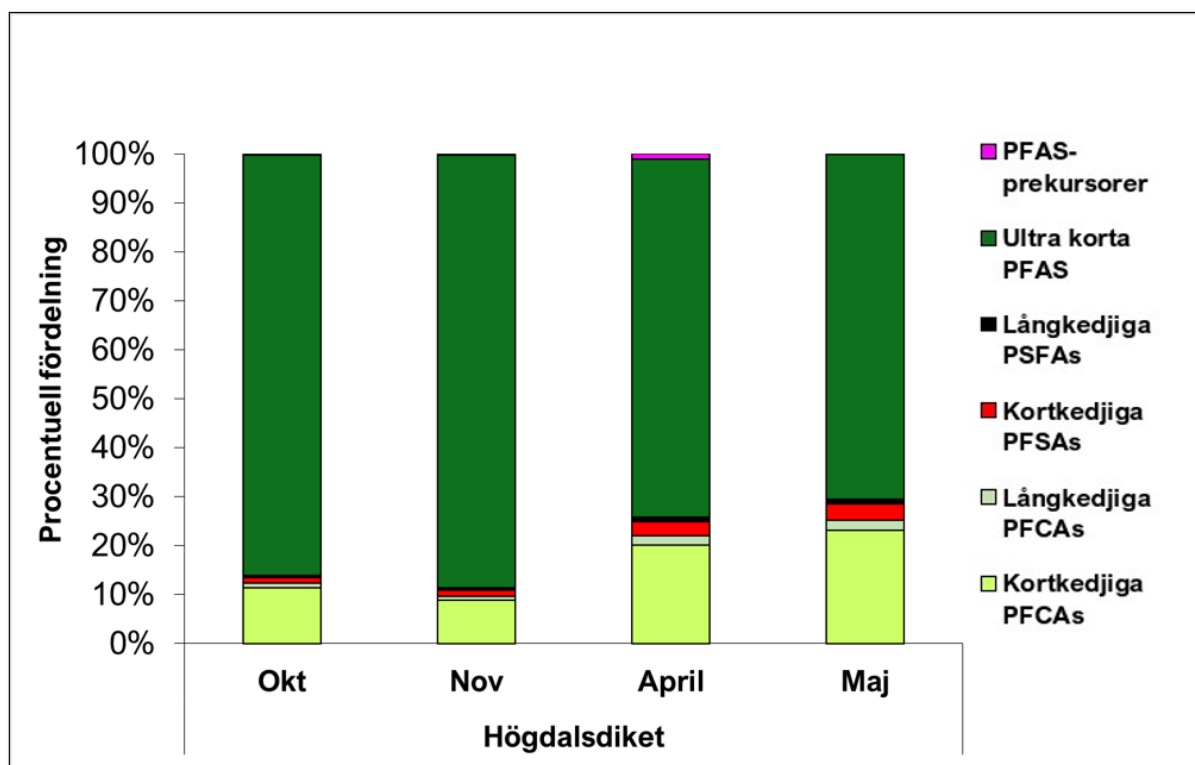
Högdalsdiket provtogs i oktober och november 2022 samt april och maj år 2023. I Högdalsdiket mäts summan av PFAS-20 och PFOS under oktober till 3038,5 ng/L respektive 14 ng/L och under november till 3150,1 ng/L respektive 12 ng/L. Under april till 969,7 ng/L respektive 8,9 ng/L och under maj till 1231,1 ng/L respektive 11 ng/L se Figur 25. PFOS-halten i Högdalsdiket överstiger miljökvalitetsnormen för PFOS i ytvatten på 0,65 ng/L i sötvatten.

I Högdalsdiket mäts fyra ultrakorta PFAS, TFA, PFPrA, PFBS samt TFMS. Dessa mäts under oktober till 626 ng/L, 1926 ng/L, 21 ng/L respektive 34,6 ng/L och under november till 1070 ng/L, 1658 ng/L, 23 ng/L respektive 34,1 ng/L, se Figur 26. I april mäts dessa till 410 ng/L, 270 ng/L, 10 ng/L och 18 ng/L respektive i maj, 570 ng/L, 260 ng/L, 18 ng/L och 18 ng/L.

I Högdalsdiket domineras de uppmätta halterna av ultrakorta PFAS som uppgår till 70–88% följt av perfluorerade karboxylsyror PFCA 10–25%, perfluorerade sulfonsyror PFSA 2–7% och PFAS-föreämnen 0,2–1,1% se Figur 26. Av PFCA dominerar kortkedjiga PFCA som uppgår till >23,2% medan långkedjiga PFCA uppgår till $\geq 2\%$. Av PFSA dominerar varken långkedjiga eller kortkedjiga PFSA då fördelningen är densamma och uppgår till $\geq 3,4\%$.



Figur 25. Visar de uppmätta halterna i [ng/L] av enskilda PFAS-substanser i Högdalsdicket under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.



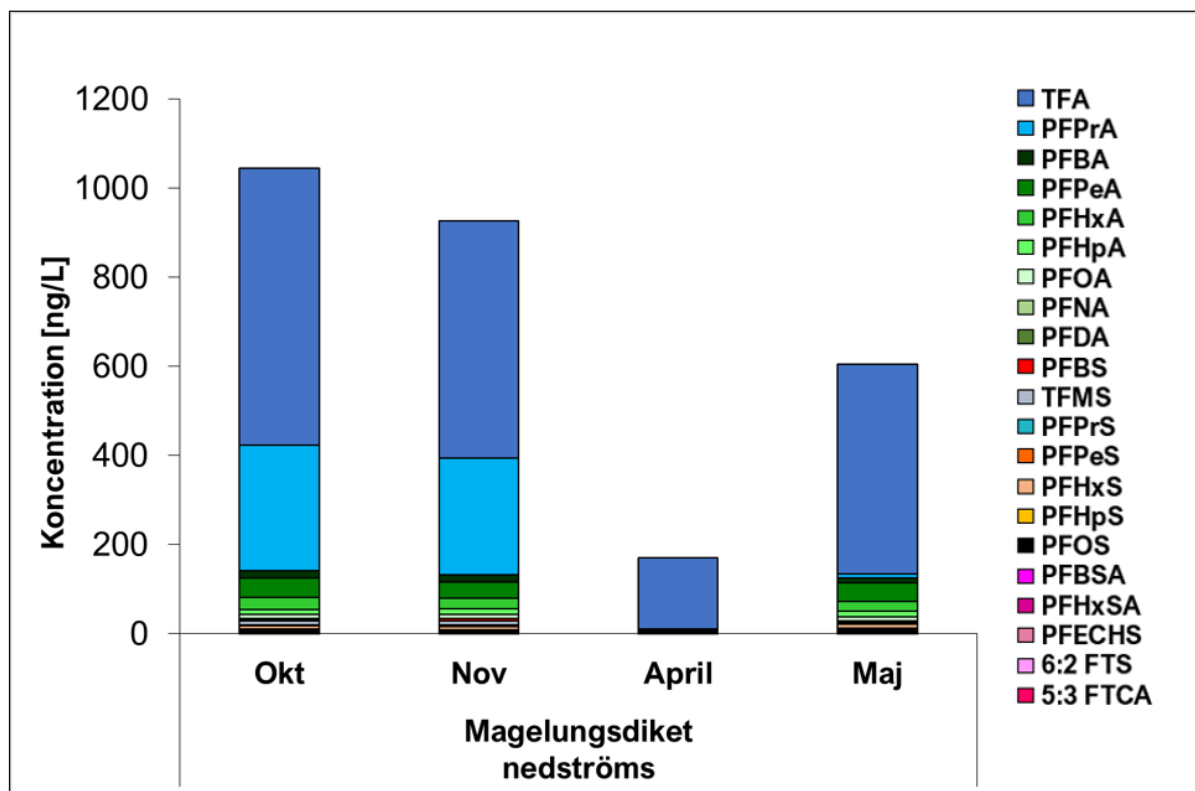
Figur 26. Visar den procentuella fördelningen av kort/långkedjiga PFCA, PFSA, PFAS prekursorer och ultrakorta PFAS substanser i Högdalsdiken under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.

Magelungsdiket nedströms

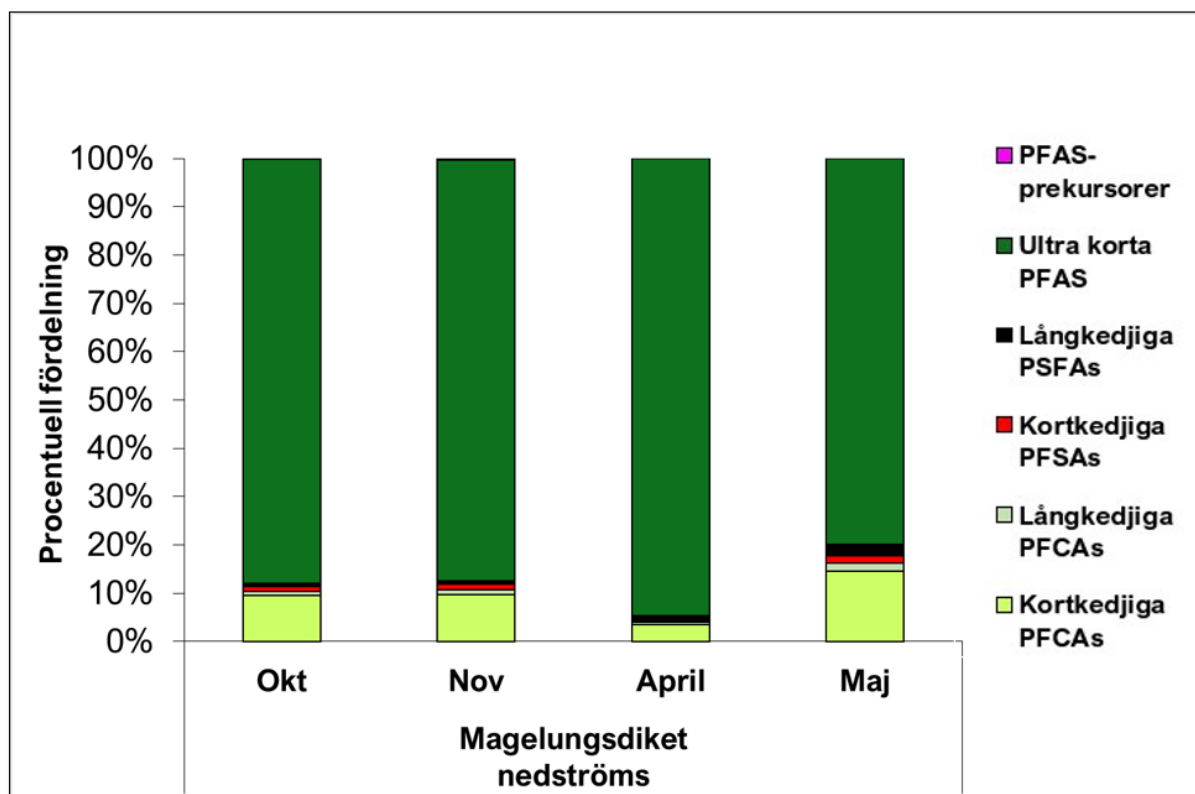
Magelungsdiket nedströms provtogs i oktober och november 2022 samt april och maj år 2023. I provpunkt Magelungsdiket nedströms mäts summan av PFAS-20 och PFOS under oktober till 1045,5 ng/L respektive 7,9 ng/L och under november till 926,8 ng/L respektive 6,4 ng/L. PFOS-halten i Magelungsdiket nedströms överstiger miljökvalitetsnormen för PFOS i ytvatten på 0,65 ng/L i sötvatten.

I Magelungsdiket nedströms mäts fyra ultrakorta PFAS, TFA, PFPrA, PFBS samt TFMS. Dessa mäts under oktober till 622 ng/L, 282 ng/L, 5,3 ng/L respektive 8,1 ng/L och under november till 533 ng/L, 261 ng/L, 5,8 ng/L respektive 8,7 ng/L, se Figur 27. I april mäts dessa till 160 ng/L, 0 ng/L, 0 ng/L och 1,1 ng/L respektive i maj, 470 ng/L, 8,6 ng/L, 2,4 ng/L och 2,8 ng/L.

I Magelungsdiket nedströms domineras de uppmätta halterna av ultrakorta PFAS som uppgår till 80–95% följt av perfluorerade karboxylsyror PFCA 4–11%, perfluorerade sulfonsyror PFSA 1–4% och PFAS-föreämnen 0–0,3%. Av PFCA domineras kortkedjiga PFCA som uppgår till >15% medan långkedjiga PFCA uppgår till $\geq 2\%$ se Figur 28. Av PFSA domineras kortkedjiga PFSA-homologerna i oktober och november som uppgår till >1,1%, medan långkedjiga PFAS domineras i april och maj samt uppgår till $\geq 2,2\%$.



Figur 27. Visar de uppmätta halterna i [ng/L] av enskilda PFAS-substanser i Magelungsdiket nedströms under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.



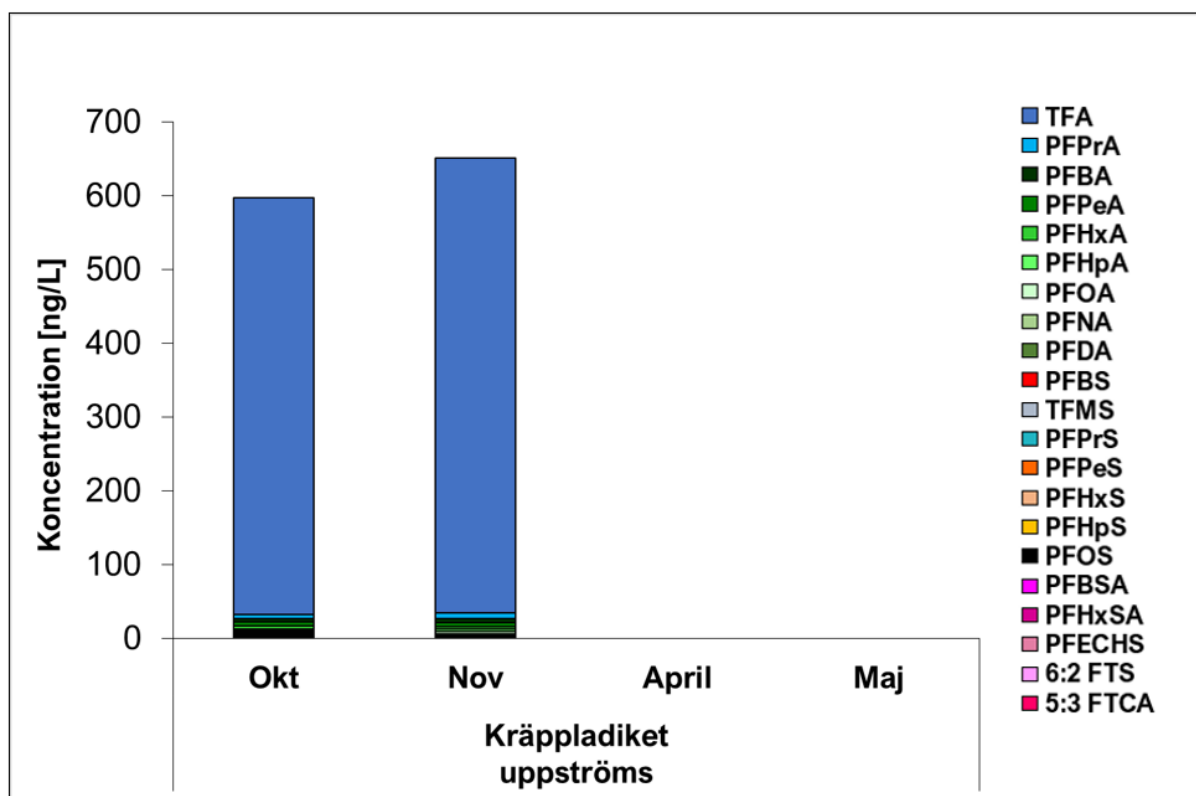
Figur 28. Visar den procentuella fördelningen av kort/långkedjiga PFCA, PFSA, PFAS prekursorer och ultrakorta PFAS substanser i Magelungsdiket nedströms under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.

Kräppladiket uppströms

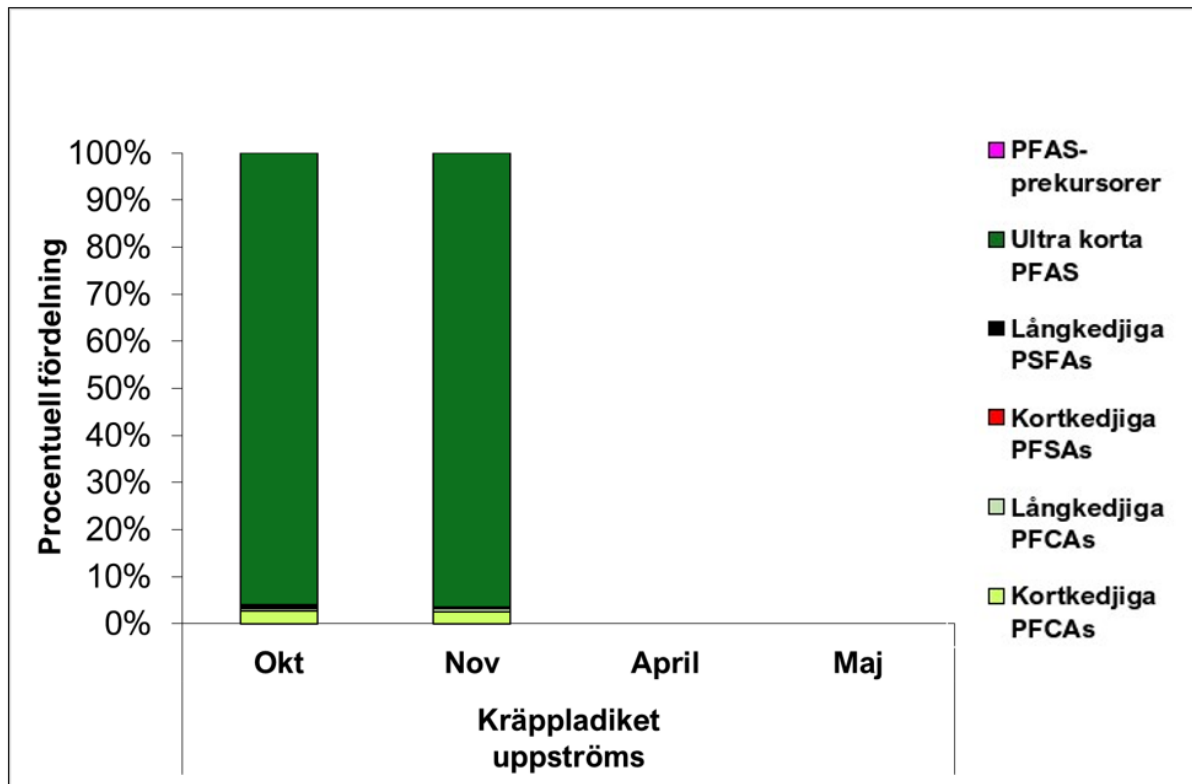
Kräppladiket uppströms provtogs i oktober och november 2022. I provpunkt Kräppladiket uppströms mäts summan av PFAS-20 och PFOS under oktober till 596,4 ng/L respektive 2,8 ng/L och under november till 650,8 ng/L respektive 1,8 ng/L. PFOS-halten i Kräppladiket uppströms överstiger miljö kvalitetsnormen för PFOS i ytvatten på 0,65 ng/L i sötvatten.

I Kräppladiket uppströms mäts fyra ultrakorta PFAS, TFA, PFPrA, PFBS och TFMS under oktober till 564 ng/L, 6,1 ng/L, 1,5 ng/L respektive 1,2 ng/L och under november till 617 ng/L, 7,8 ng/L, 1,4 ng/L, respektive 1,2 ng/L, se Figur 29.

I Kräppladiket uppströms domineras de uppmätta halterna av ultrakorta PFAS som uppgår till 96–96,4% följt av perfluorerade karboxylsyror PFCA 3,1–3,2%, perfluorerade sulfonsyror PFSA 0,5–0,7% och PFAS-föremålen 0%. Av PFCA dominerar kortkedjiga PFCA som uppgår till >2,7% medan långkedjiga PFCA uppgår till $\geq 0,6\%$. Av PFSA dominerar långkedjiga PFSA-homologerna som uppgår till >0,5% se Figur 30.



Figur 29. Visar de uppmätta halterna i [ng/L] av enskilda PFAS-substanser i Kräppladiket uppströms under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.



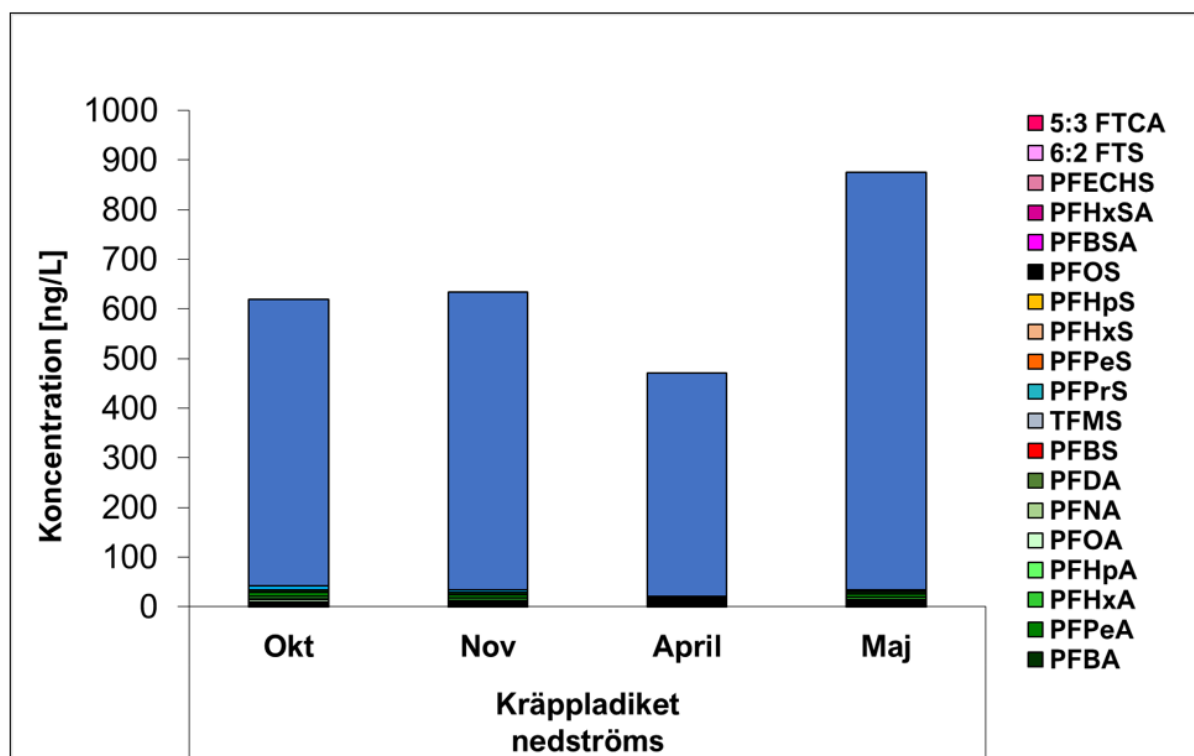
Figur 30. Visar den procentuella fördelningen av kort/långkedjiga PFCA, PFSA, PFAS prekursorer och ultrakorta PFAS substanser i Kräppladiket upströms under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.

Kräppladiket nedströms

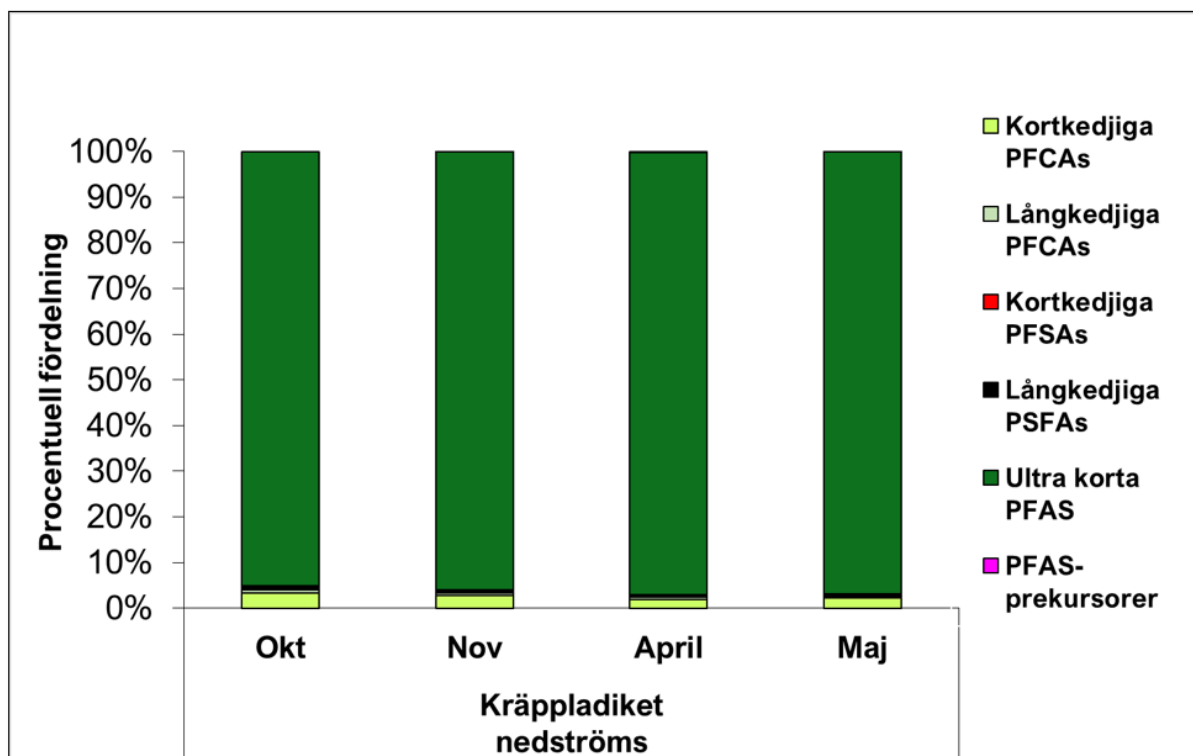
Kräppladiket nedströms provtogs i oktober och november 2022 samt april och maj år 2023. I provpunkt Kräppladiket nedströms mäts summan av PFAS-20 och PFOS under oktober till 618,9 ng/L respektive 4,1 ng/L och under november till 634,6 ng/L respektive 1,9 ng/L. Under april till 470,6 ng/L respektive 0 ng/L och under maj till 874,9 ng/L respektive 1,9 ng/L. PFOS-halten i Kräppladiket nedströms överstiger miljö kvalitetsnormen för PFOS i ytvatten på 0,65 ng/L i sötvatten.

I Kräppladiket nedströms mäts fyra ultrakorta PFAS, TFA, PFPrA, PFBS och TFMS under oktober till 577 ng/L, 7,8 ng/L, 1,4 ng/L respektive 2,5 ng/L och under november till 600 ng/L, 5,8 ng/L, 1,7 ng/L, 1,7 ng/L respektive 1,5 ng/L, se Figur 31. I april mäts dessa till 450 ng/L, 3,1 ng/L, 0,87 ng/L och 1,6 ng/L respektive i maj, 840 ng/L, 4,1 ng/L, 1,7 ng/L och 1,9 ng/L.

I Kräppladiket nedströms domineras de uppmätta halterna av ultrakorta PFAS som uppgår till 95–97% följt av perfluorerade karboxylsyror PFCA 2,6–4,0%, perfluorerade sulfonsyror PFSA 0,4–0,9% och PFAS-föreämnen 0%. Av PFCA domineras kortkedjiga PFCA som uppgår till >3,2% medan långkedjiga PFCA uppgår till $\geq 0,7\%$. Av PFSA domineras långkedjiga PFSA-homologerna som uppgår till >0,7% se Figur 32.



Figur 31. Visar de uppmätta halterna i [ng/L] av enskilda PFAS-substanser i Kräppladiket nedströms under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.



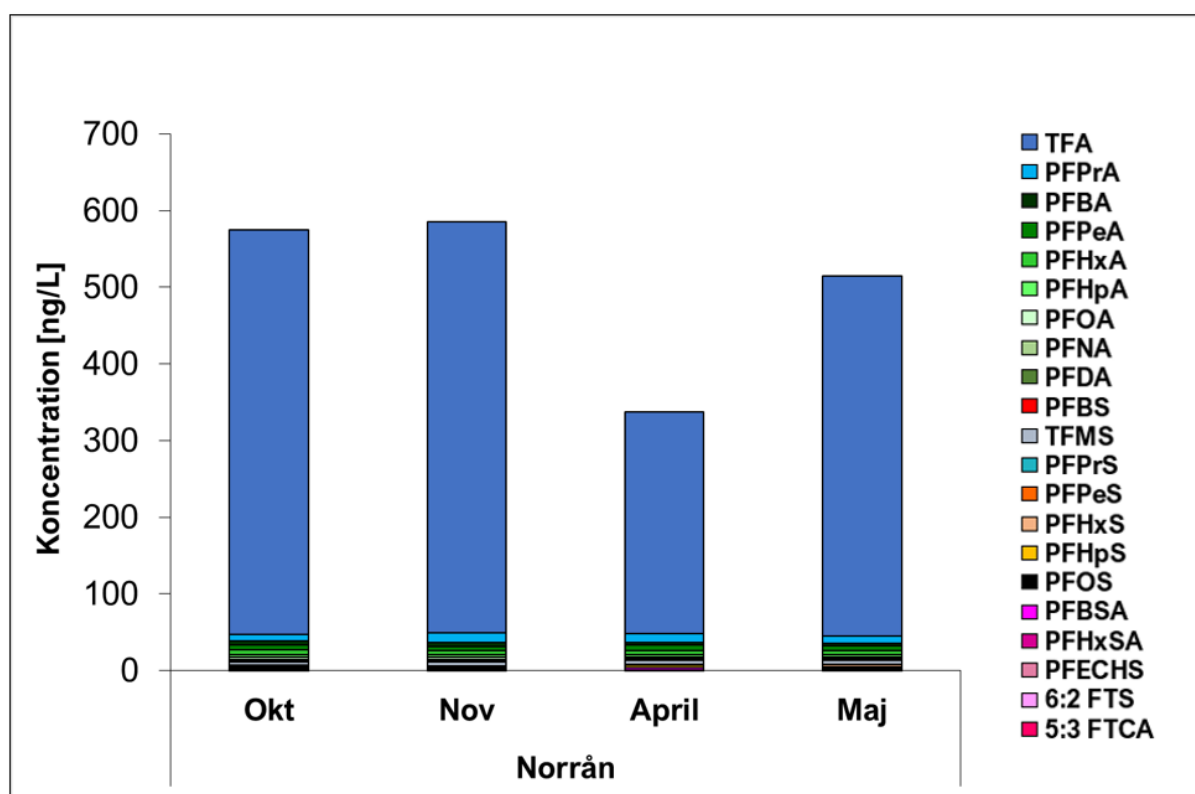
Figur 32. Visar den procentuella fördelningen av kort/långkedjiga PFCA, PFSA, PFAS prekursorer och ultrakorta PFAS substanser i Kräppladiket nedströms under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.

Norrån

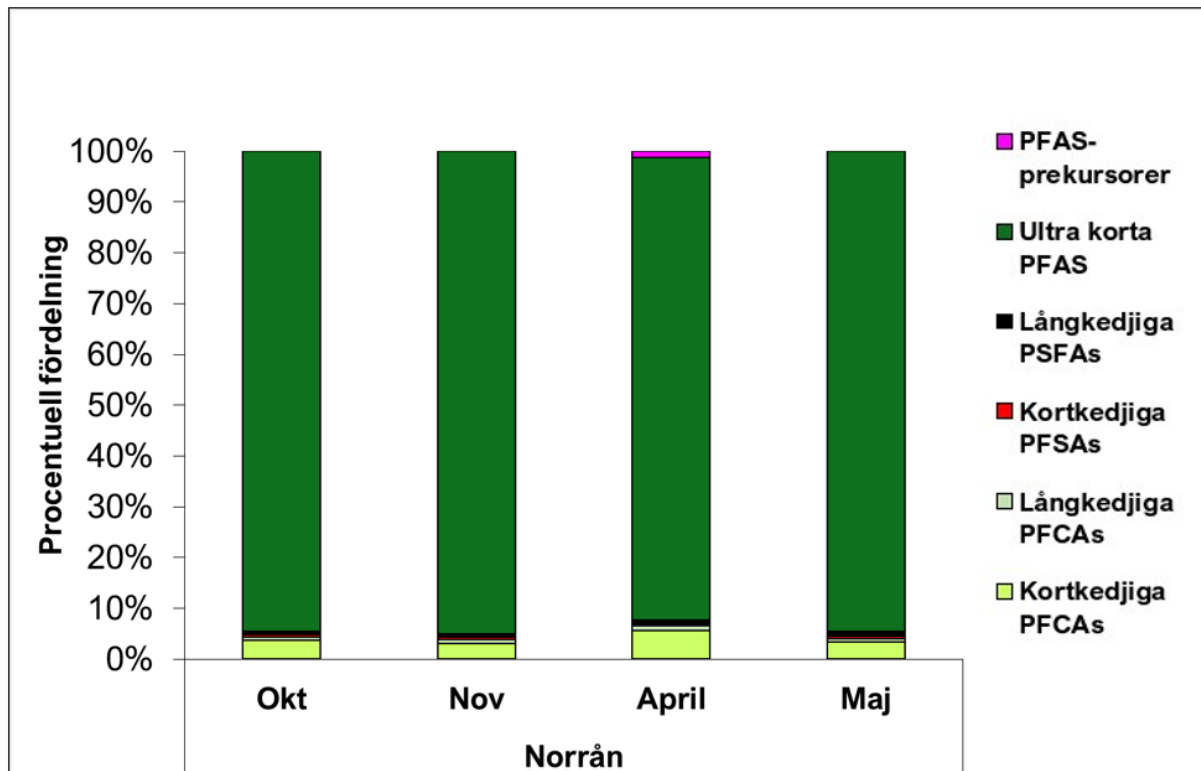
Norrån provtogs i oktober och november 2022 samt april och maj år 2023. I provpunkt Norrån mäts summan av PFAS-20 och PFOS under oktober till 574,5 ng/L respektive 3,7 ng/L och under november till 585,6 ng/L respektive 2,9 ng/L. Under april till 337,6 ng/L respektive 2,9 ng/L och under maj till 514,5 ng/L respektive 2,9 ng/L. PFOS-halten i Norrån överstiger miljö kvalitetsnormen för PFOS i ytvatten på 0,65 ng/L i sötvatten.

I Norrån mäts fyra ultrakorta PFAS, TFA, PFPrA, PFBS och TFMS under oktober till 0 ng/L, 0 ng/L, 0 ng/L respektive 4,7 ng/L och under november till 0 ng/L, 0 ng/L, 0 ng/L respektive 5,3 ng/L, se Figur 33. I april mäts dessa till 0,37 ng/L, 0 ng/L, 0 ng/L och 5 ng/L respektive i maj, 0 ng/L, 0 ng/L, 0 ng/L och 5,1 ng/L.

I Norrån domineras de uppmätta halterna av ultrakorta PFAS som uppgår till 91–95% följt av perfluorerade karboxylsyror PFCA 3,9–6,5%, perfluorerade sulfonsyror PFSA 1,1–1,5% och PFAS-föremål 0–1,2%. Av PFCA dominerar kortkedjiga PFCA som uppgår till >5,7% medan långkedjiga PFCA uppgår till $\geq 0,8\%$. Av PFSA dominerar långkedjiga PFSA-homologerna som uppgår till >1% se Figur 34.



Figur 33. Visar de uppmätta halterna i [ng/L] av enskilda PFAS-substanser i Norrån under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.



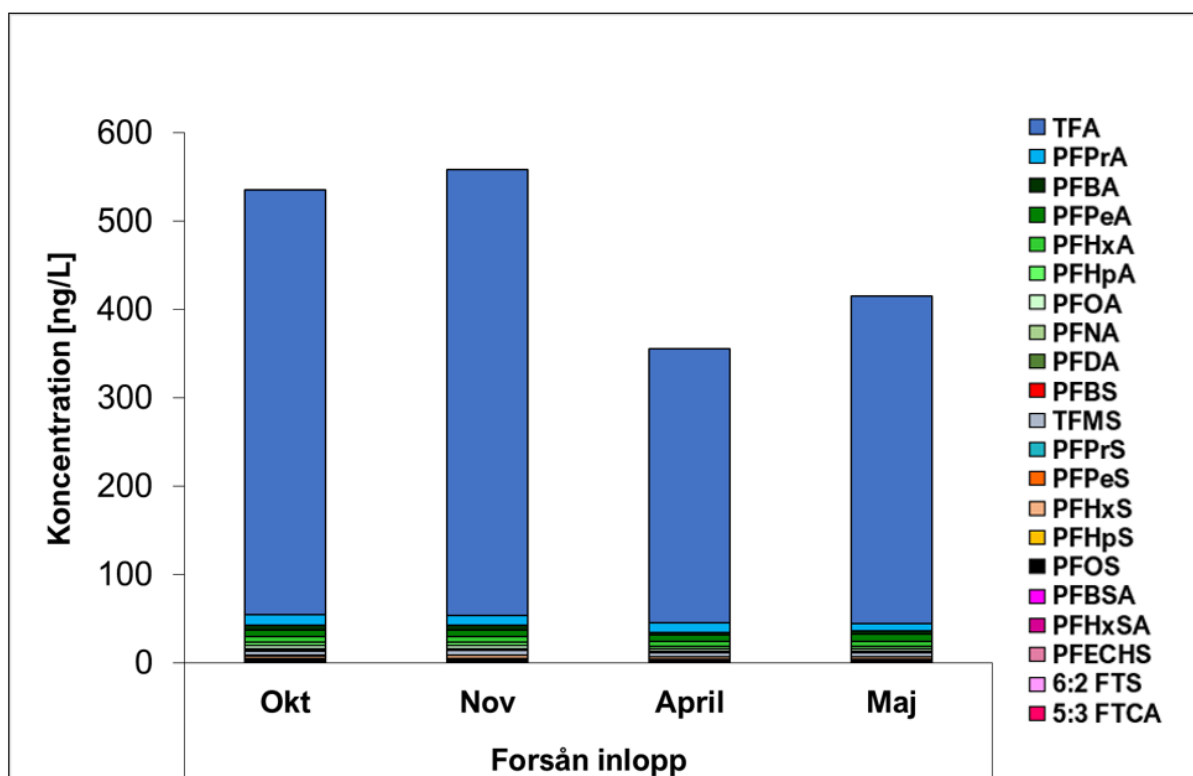
Figur 34. Visar den procentuella fördelningen av kort/långkedjiga PFCA, PFSA, PFAS prekursorer och ultrakorta PFAS substanser i Norrån under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.

Forsån inlopp

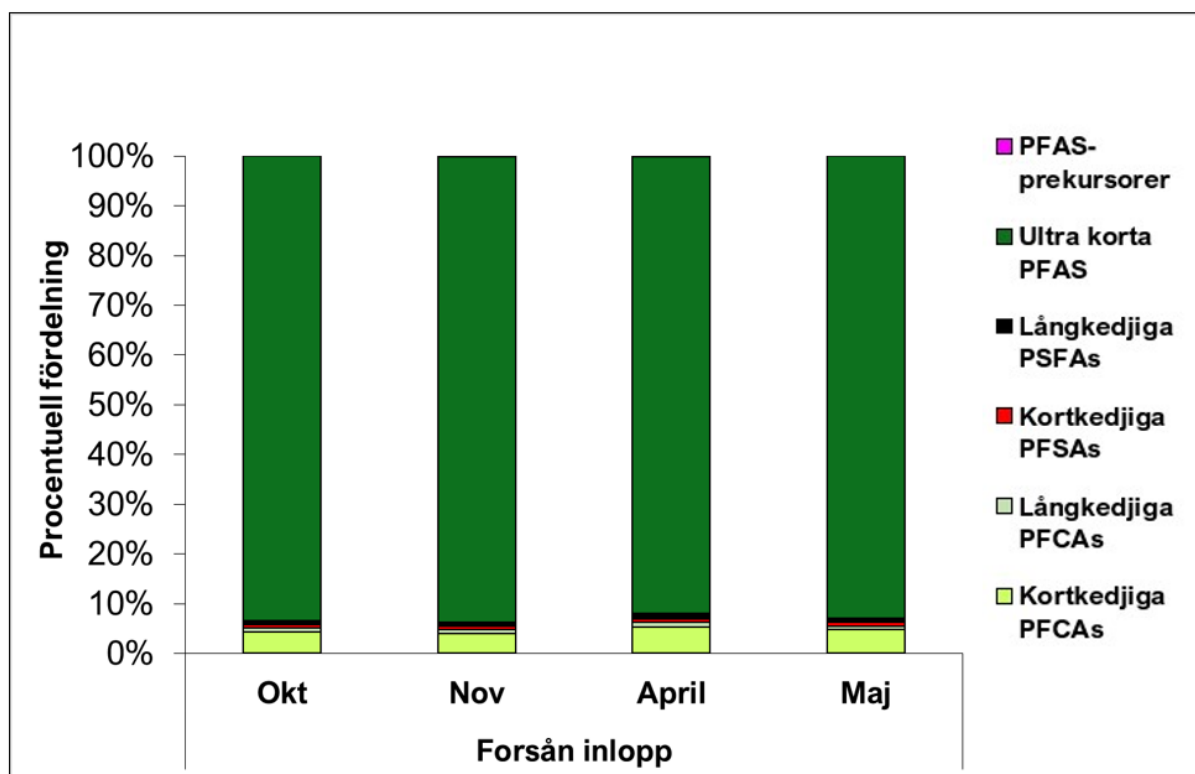
Forsåns inlopp provtogs i oktober och november 2022 samt april och maj år 2023. I Forsåns inlopp, vid Magelungens utflöde mot Drevviken, mäts summan av PFAS-20 och PFOS under oktober till 534,8 ng/L respektive 4,7 ng/L och under november till 557,7 ng/L respektive 4,6 ng/L. Under april till 355,3 ng/L respektive 3,6 ng/L och under maj till 414,5 ng/L respektive 3,8 ng/L. PFOS-halten i Forsåns inlopp överstiger miljö kvalitetsnormen för PFOS i ytvatten på 0,65 ng/L i sötvatten.

I Forsåns inlopp mäts fyra ultrakorta PFAS, TFA, PFPrA, PFBS och TFMS under oktober till 481 ng/L, 11,3 ng/L, 1,7 ng/L respektive 5,1 ng/L och under november till 504 ng/L, 11,9 ng/L, 1,6 ng/L respektive 5,2 ng/L, se Figur 35. I april mäts dessa till 310 ng/L, 11 ng/L, 1,2 ng/L och 4,4 ng/L respektive i maj, 370 ng/L, 9,1 ng/L, 1,6 ng/L och 4,3 ng/L.

I Forsåns inlopp domineras de uppmätta halterna av ultrakorta PFAS som uppgår till 92-94% följt av perfluorerade karboxylsyror PFCA 5-6%, perfluorerade sulfonsyror PFSA 1,5-1,8% och PFAS-föreämnen 0-0,1%. Av PFCA dominerar kortkedjiga PFCA som uppgår till >5,3% medan långkedjiga PFCA uppgår till $\geq 0,9\%$. Av PFSA dominerar långkedjiga PFSA-homologerna som uppgår till >1% se Figur 36.



Figur 35. Visar de uppmätta halterna i [ng/L] av enskilda PFAS-substanser i Forsån inlopp under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.



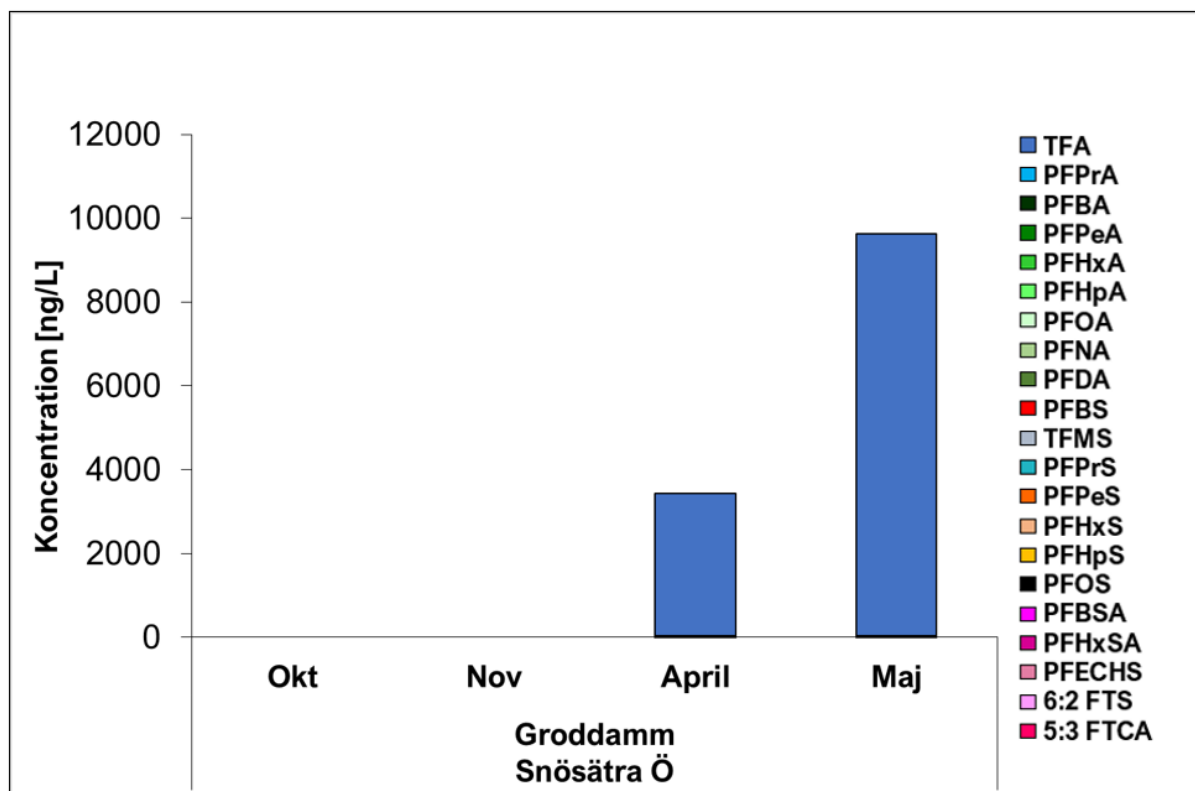
Figur 36. Visar den procentuella fördelningen av kort/långkedjiga PFCA, PFSA, PFAS prekursorer och ultrakorta PFAS substanser i Forsån inlopp under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.

Groddamm Snösätra Ö

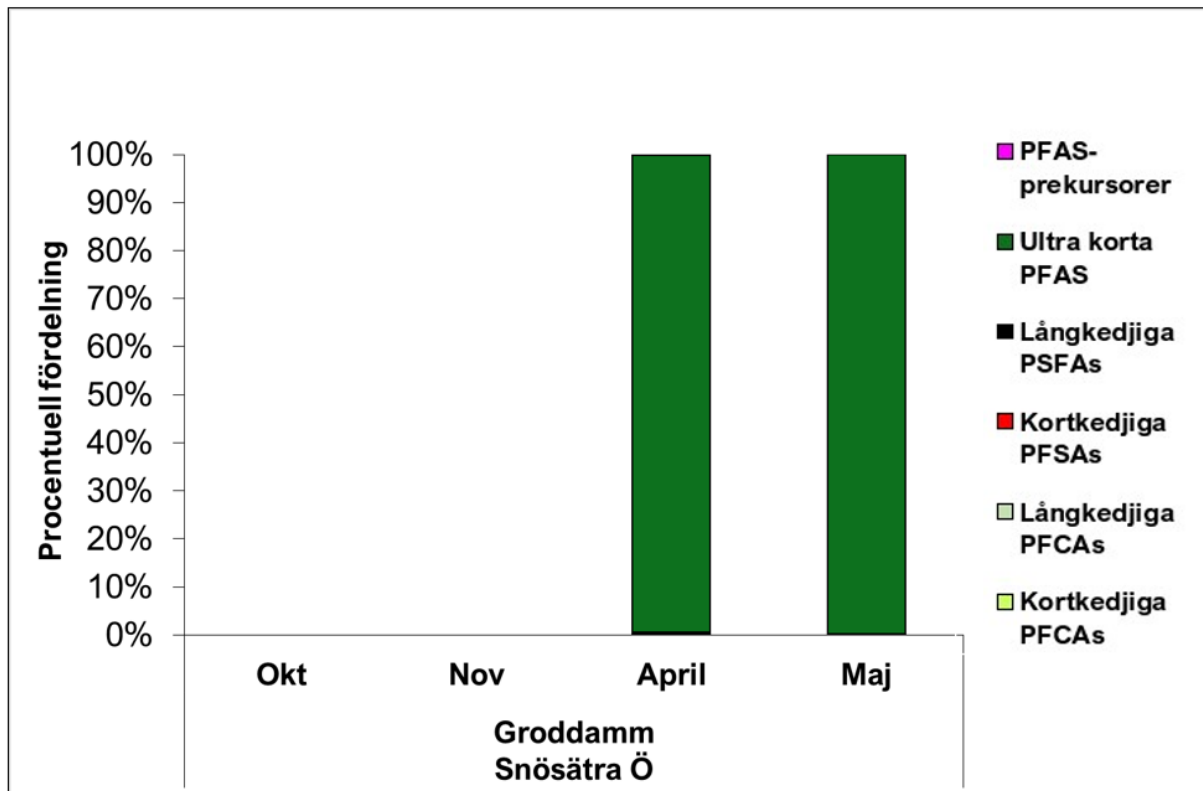
Groddamm Snösätra Ö provtogs i april och maj år 2023. I Groddamm Snösätra Ö mäts summan av PFAS-20 och PFOS under april till 3428 ng/L respektive 0 ng/L och under maj till 9636 ng/L respektive 3,1 ng/L. PFOS-halten i Groddamm Snösätra Ö i maj överstiger miljökvalitetsnormen för PFOS i ytvatten på 0,65 ng/L i sötvatten.

I Groddamm Snösätra Ö mäts fyra ultrakorta PFAS, TFA, PFPrA, PFBS och TFMS under april till 3400 ng/L, 3,8 ng/L, 1,5 ng/L respektive 2,5 ng/L och under maj till 9600 ng/L, 3,5 ng/L, 2,3 ng/L respektive 2,6 ng/L, se Figur 37.

I Groddamm Snösätra Ö domineras de uppmätta halterna av ultrakorta PFAS som uppgår till 99,4–99,7% följt av perfluorerade karboxylsyror PFCA 0,2–0,4%, perfluorerade sulfonsyror PFSA 0,1% och PFAS-föreämnen 0–0,1%. Av PFCA dominerar kortkedjiga PFCA som uppgår till >0,3% medan långkedjiga PFCA uppgår till $\geq 0,1\%$. PFSA dominerar varken långkedjiga eller kortkedjiga PFSA då fördelningen är densamma och uppgår till $\geq 0,1\%$ se Figur 38.



Figur 37. Visar de uppmätta halterna i [ng/L] av enskilda PFAS-substanser i Groddamm Snösätra Ö under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.



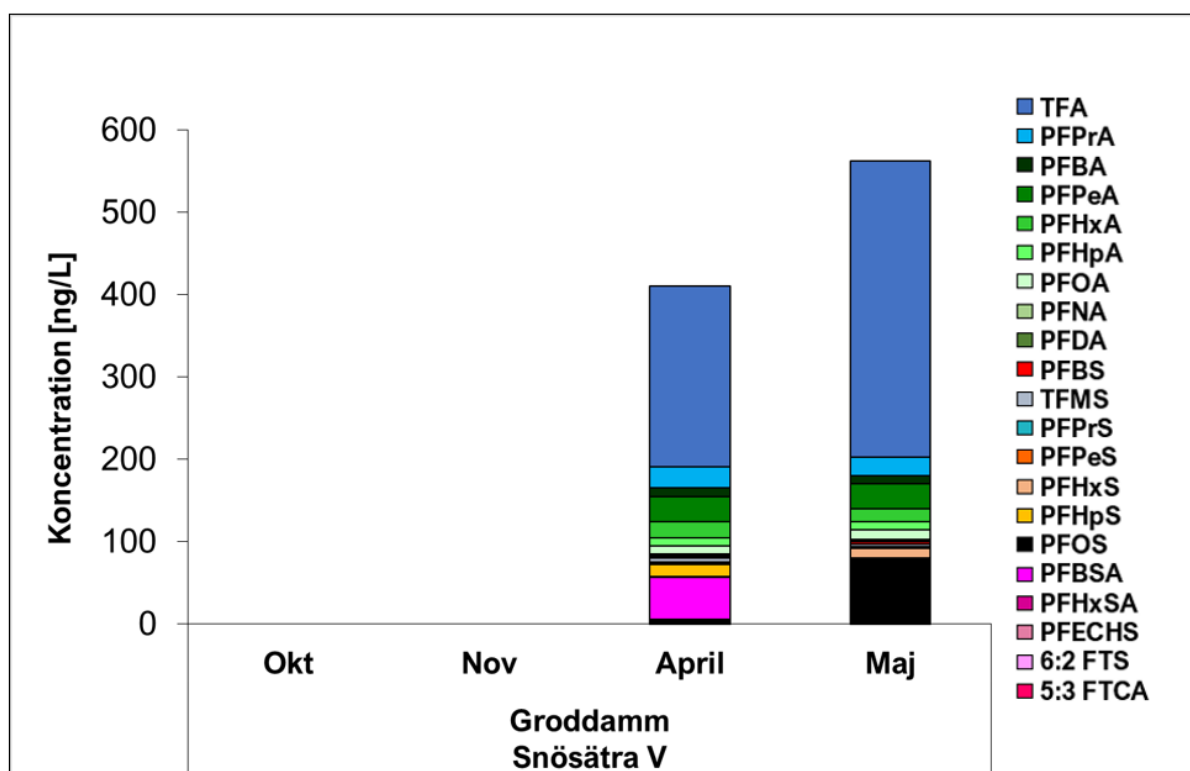
Figur 38. Visar den procentuella fördelningen av kort/långkedjiga PFCA, PFSA, PFAS prekursorer och ultrakorta PFAS substanser i Groddamm Snösätra Ö under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.

Groddamm Snösätra V

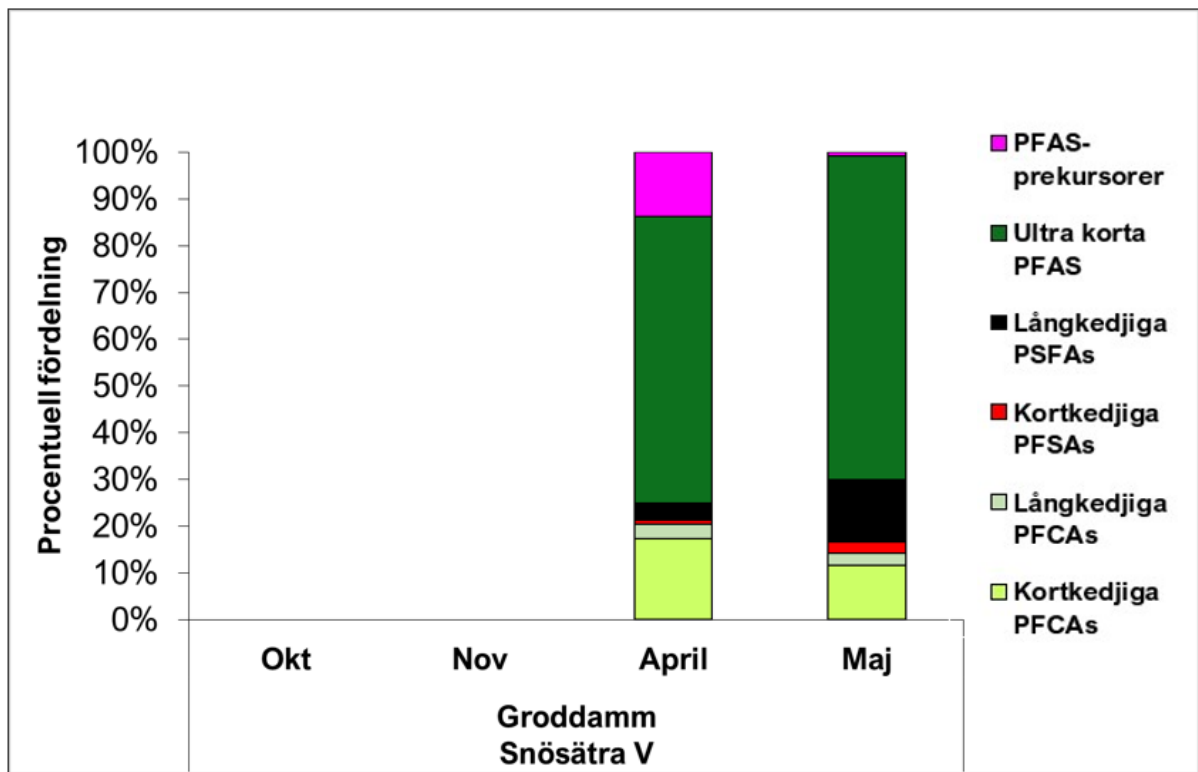
Groddamm Snösätra V provtogs i april och maj år 2023. I Groddamm Snösätra V mäts summan av PFAS-20 och PFOS under april till 410,6 ng/L respektive 0,92 ng/L och under maj till 563 ng/L respektive 74 ng/L. PFOS-halten i Groddamm Snösätra V överstiger miljö kvalitetsnormen för PFOS i ytvatten på 0,65 ng/L i sötvatten.

I Groddamm Snösätra V mäts fyra ultrakorta PFAS, TFA, PFPrA, PFBS och TFMS under april till 220 ng/L, 25 ng/L, 2,1 ng/L respektive 4,8 ng/L och under maj till 360 ng/L, 23 ng/L, 2,7 ng/L respektive 3,4 ng/L, se Figur 39.

I Groddamm Snösätra V domineras de uppmätta halterna av ultrakorta PFAS som uppgår till 61–69% följt av perfluorerade karboxylsyror PFCA 14–20%, perfluorerade sulfonsyror PFSA 4,5–16% och PFAS-föreämnen 0,9–14%. Av PFCA dominerar kortkedjiga PFCA som uppgår till >17% medan långkedjiga PFCA uppgår till $\geq 3\%$. Av PFSA dominerar långkedjiga PFSA-homologerna som uppgår till >13%. Groddamm Snösätra V skiljer sig från övriga provpunkter med en högre mängd PFAS-prekursorer se Figur 40.



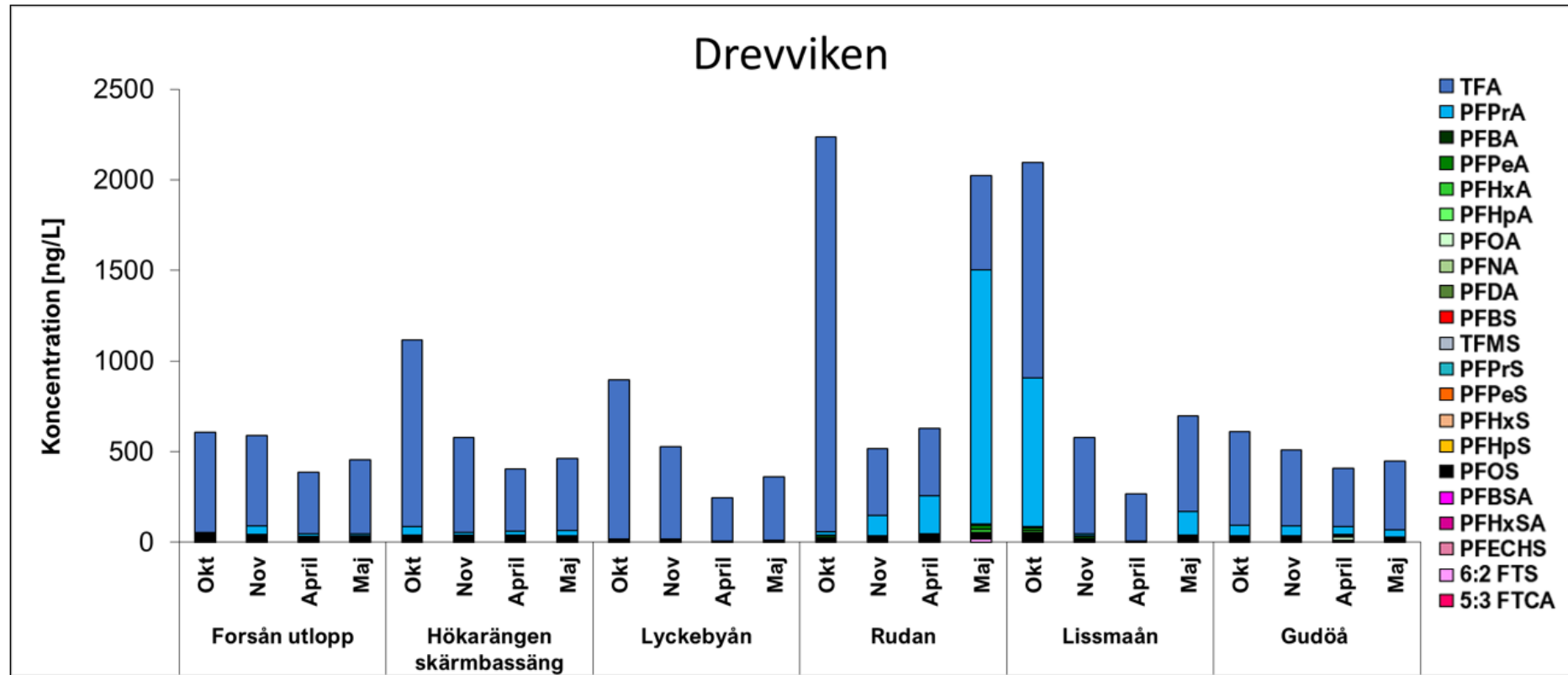
Figur 39. Visar de uppmätta halterna i [ng/L] av enskilda PFAS-substanser i Groddamm Snösätra V under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.



Figur 40. Visar den procentuella fördelningen av kort/långkedjiga PFCA, PFSA, PFAS prekursorer och ultrakorta PFAS substanser i Groddamm Snösätra V under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.

8.1 Drevviken

Resultaten från ytvattenprovtagningen i området Drevviken sammanfattas i Figur 41. Därefter visas resultaten för enskilda provtagningspunkter inom Drevviken.



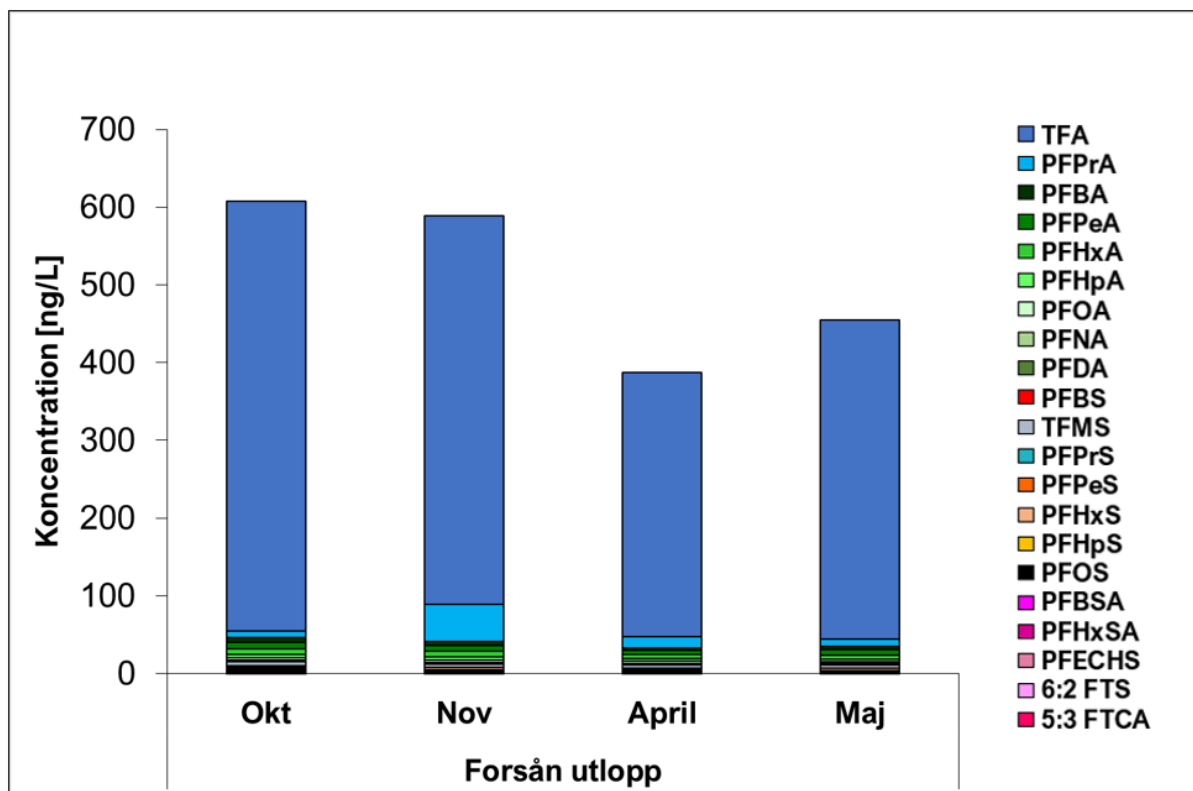
Figur 41. Visar de uppmätta halterna i [ng/L] av enskilda PFAS-substanser i Drevviken under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.

Forsån Utlopp

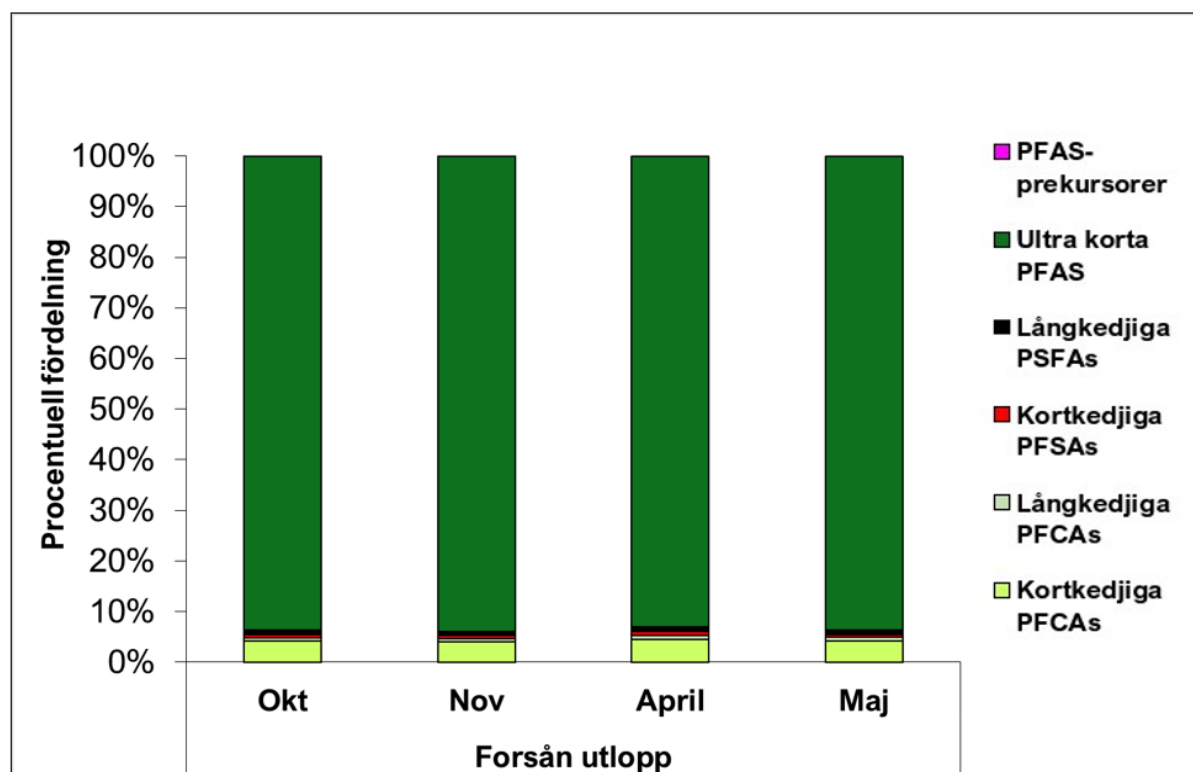
Forsån Utlopp provtogs i oktober och november 2022 samt april och maj år 2023. I Forsåns Utlopp mäts summan av PFAS-20 och PFOS under oktober till 607,2 ng/L respektive 6,1 ng/L och under november till 588,5 ng/L respektive 4,4 ng/L. Under april till 387,3 ng/L respektive 3,5 ng/L och under maj till 454,7 ng/L respektive 4 ng/L. PFOS-halten i Forsån Utlopp överstiger miljökvalitetsnormen för PFOS i ytvatten på 0,65 ng/L i sötvatten.

I Forsåns Utlopp mäts fyra ultrakorta PFAS, TFA, PFPrA, PFBS och TFMS under oktober till 552 ng/L, 9,1 ng/L, 1,9 ng/L respektive 5,2 ng/L och under november till 499 ng/L, 48,3 ng/L, 2 ng/L respektive 3,3 ng/L, se Figur 42. I april mäts dessa till 340 ng/L, 14 ng/L, 1,4 ng/L och 4,9 ng/L respektive i maj, 410 ng/L, 10 ng/L, 1,6 ng/L och 4,3 ng/L.

I Forsåns Utlopp domineras de uppmätta halterna av ultrakorta PFAS som uppgår till 93–94% följt av perfluorerade karboxylsyror PFCA 4,8–5,3%, perfluorerade sulfonsyror PFSA 1,4–1,7% och PFAS-föremål 0–0,1%. Av PFCA domineras kortkedjiga PFCA som uppgår till >4,5% medan långkedjiga PFCA uppgår till $\geq 0,8\%$. Av PFSA domineras långkedjiga PFSA-homologerna som uppgår till >1% se Figur 43



Figur 42. Visar de uppmätta halterna i [ng/L] av enskilda PFAS-substanser i Forsån Utlopp under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.



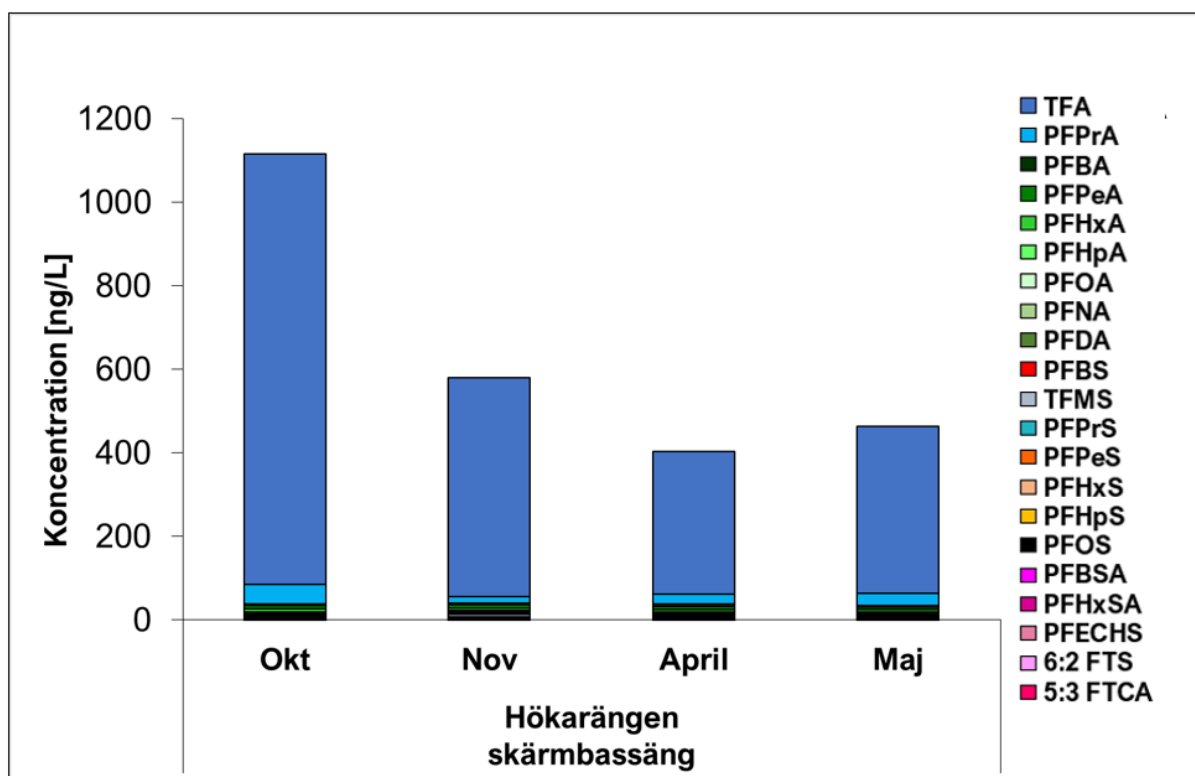
Figur 43. Visar den procentuella fördelningen av kort/långkedjiga PFCA, PFSA, PFAS prekursorer och ultrakorta PFAS substanser i Forsån utlopp under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.

Hökarängens skärmbassäng

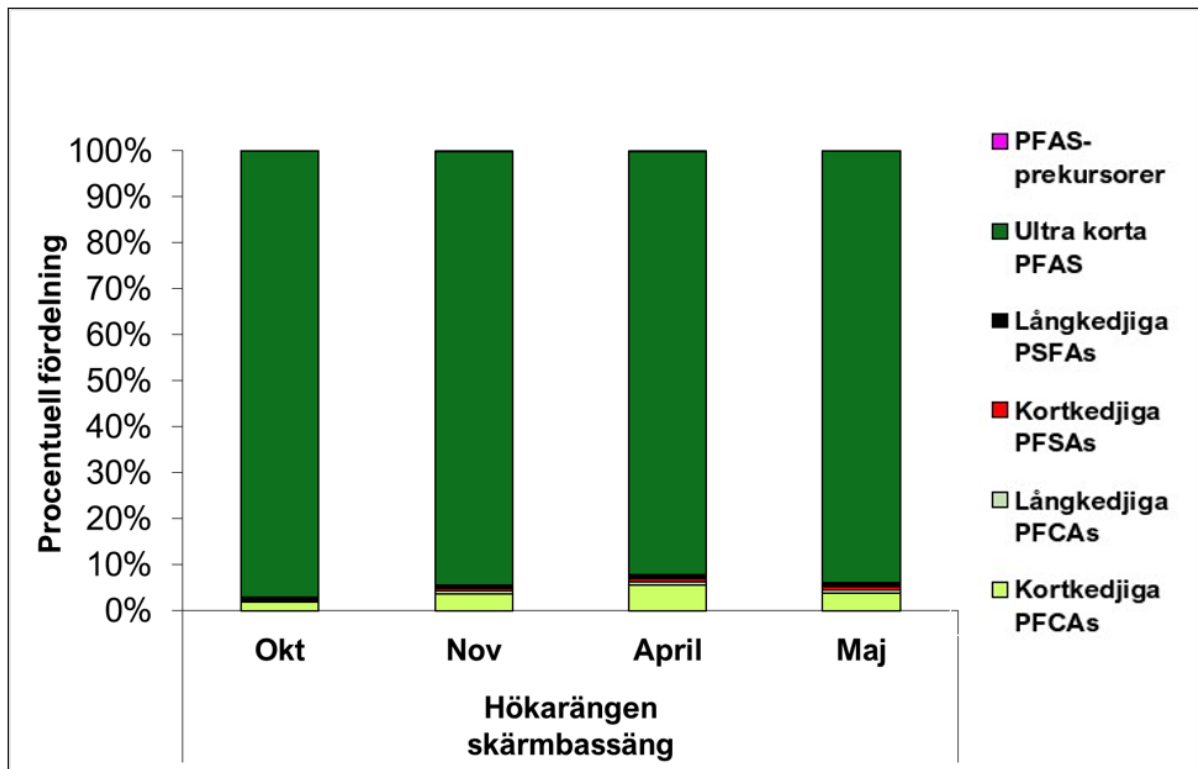
Hökarängens skärmbassäng provtogs i oktober och november 2022 samt april och maj år 2023. I provpunkt Hökarängens skärmbassäng mäts summan av PFAS-20 och PFOS under oktober till 1116 ng/L respektive 5,1 ng/L och under november till 579,2 ng/L respektive 4,2 ng/L. Under april till 402,6 ng/L respektive 3,9 ng/L och under maj till 462,9 ng/L respektive 4,3 ng/L. PFOS-halten i Hökarängens skärmbassäng överstiger miljö kvalitetsnormen för PFOS i ytvatten på 0,65 ng/L i sötvatten.

I Kräppladiket nedströms mäts fyra ultrakorta PFAS, TFA, PFPrA, PFBS och TFMS under oktober till 1031 ng/L, 46,5 ng/L, 1,2 ng/L respektive 3,7 ng/L och under november till 524 ng/L, 15 ng/L, 1,2 ng/L respektive 3,7 ng/L, se Figur 44. I april mäts dessa till 340 ng/L, 25 ng/L, 1,3 ng/L och 4 ng/L respektive i maj, 400 ng/L, 29 ng/L, 1,5 ng/L och 3,6 ng/L.

I Kräppladiket nedströms domineras de uppmätta halterna av ultrakorta PFAS som uppgår till 92–97% följt av perfluorerade karboxylsyror PFCA 2–6%, perfluorerade sulfonsyror PFSA 0,7–1,7% och PFAS-föreämnen 0–0,1%. Av PFCA domineras kortkedjiga PFCA som uppgår till >5,5% medan långkedjiga PFCA uppgår till $\geq 0,8\%$. Av PFSA domineras långkedjiga PFSA-homologerna som uppgår till >1% se Figur 45.



Figur 44. Visar de uppmätta halterna i [ng/L] av enskilda PFAS-substanser i Hökarängen skärmbassäng under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.



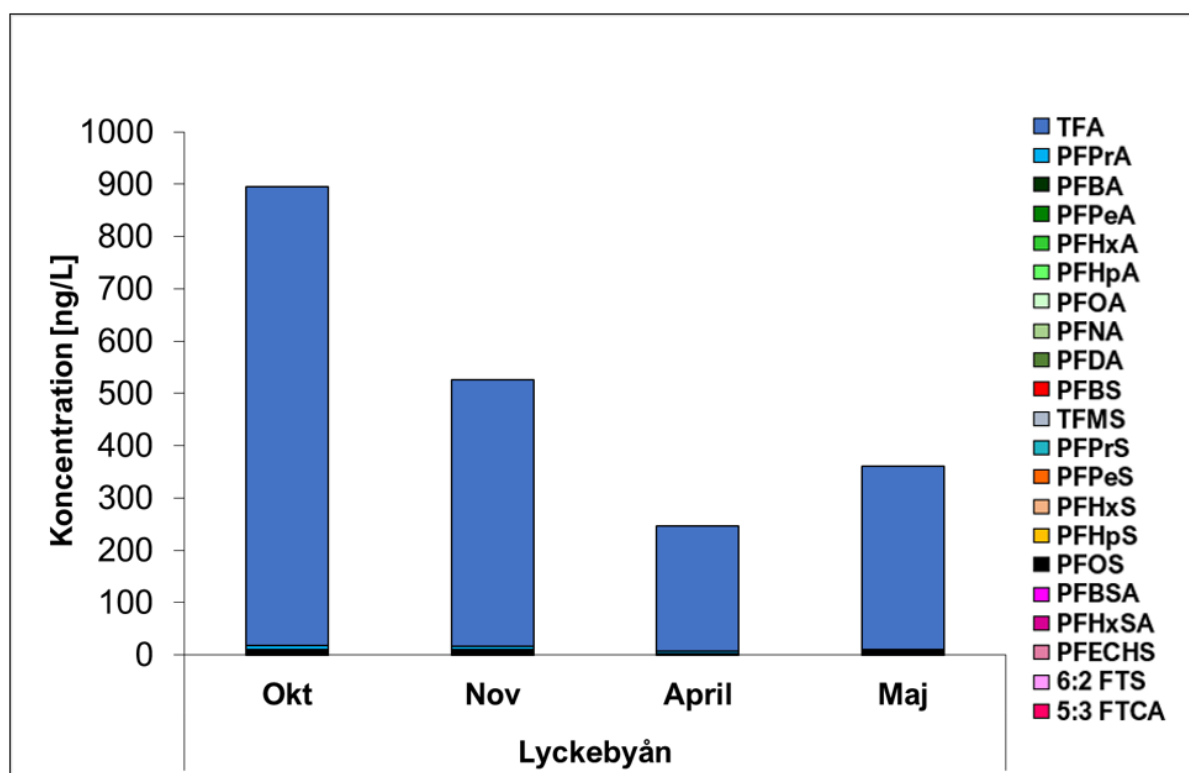
Figur 45. Visar den procentuella fördelningen av kort/långkedjiga PFCA, PFSA, PFAS prekursorer och ultrakorta PFAS substanser i Hökarängen skärmbassäng under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.

Lyckebyån

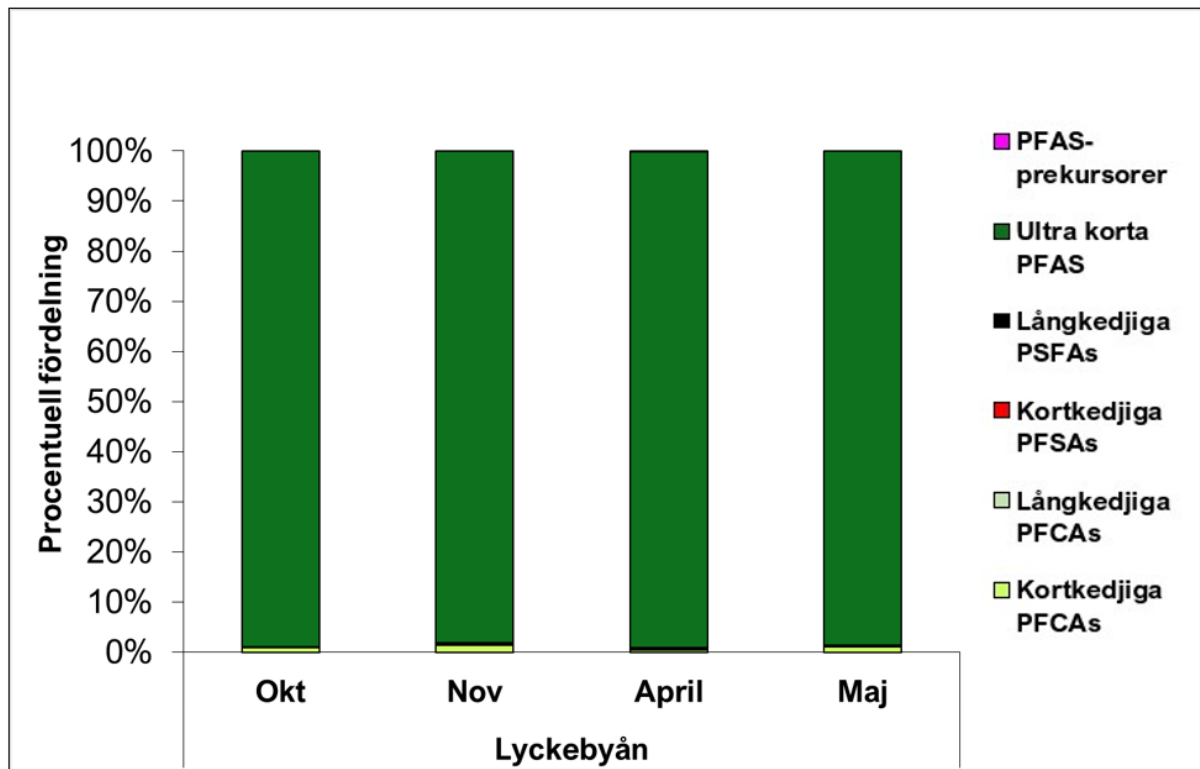
Lyckebyån provtogs i oktober och november 2022 samt april och maj år 2023. I Lyckebyån mäts summan av PFAS-20 och PFOS under oktober till 894,2 ng/L respektive 0,94 ng/L och under november till 525,8 ng/L respektive 0,68 ng/L. Under april till 246,4 ng/L respektive 0 ng/L och under maj till 360,7 ng/L respektive 0,86 ng/L. PFOS-halten i Lyckebyån överstiger miljö kvalitetsnormen för PFOS i ytvatten på 0,65 ng/L i sötvatten.

I Lyckebyån mäts fyra ultrakorta PFAS, TFA, PFPrA, PFBS och TFMS under oktober till 876 ng/L, 7,6 ng/L, 0,52 ng/L respektive 0 ng/L och under november till 510 ng/L, 5,7 ng/L, 0,4 ng/L respektive 0 ng/L, se Figur 46. I april mäts dessa till 240 ng/L, 3,9 ng/L, 0 ng/L och 0 ng/L respektive i maj, 350 ng/L, 3,9 ng/L, 0,43 ng/L och 1,1 ng/L.

I Lyckebyån domineras de uppmätta halterna av ultrakorta PFAS som uppgår till 98–99% följt av perfluorerade karboxylsyror PFCA 0,7–1,6%, perfluorerade sulfonsyror PFSA 0,1-0,2% och PFAS-föreämnen 0–0,2%. Av PFCA domineras kortkedjiga PFCA som uppgår till >1,4% medan långkedjiga PFCA uppgår till $\geq 0,3\%$. Av PFSA domineras långkedjiga PFSA-homologerna som uppgår till >0,2% se Figur 47.



Figur 46 Visar de uppmätta halterna i [ng/L] av enskilda PFAS-substanser i Lyckebyån under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.



Figur 47. Visar den procentuella fördelningen av kort/långkedjiga PFCA, PFSA, PFAS prekursorer och ultrakorta PFAS substanser i Lyckebyån under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.

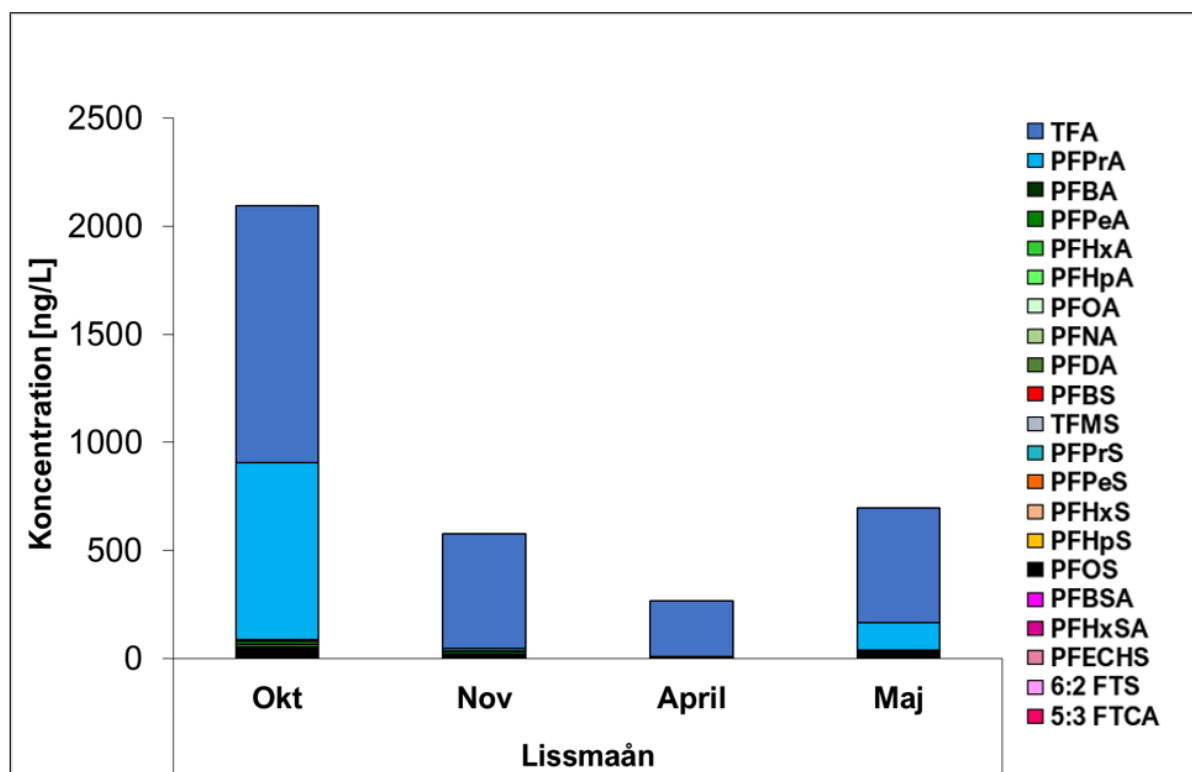
Lissmaån

Lissmaån provtogs i oktober och november 2022 samt april och maj år 2023. I Lissmaån mäts summan av PFAS-20 och PFOS under oktober till 2097 ng/L respektive 29 ng/L och under november till 578,1 ng/L respektive 1,4 ng/L. Under april till 268,0 ng/L respektive 0 ng/L och under maj till 697,5 ng/L respektive 3,2 ng/L. PFOS-halten i Lissmaån överstiger miljökvalitetsnormen för PFOS i ytvatten på 0,65 ng/L i sötvatten.

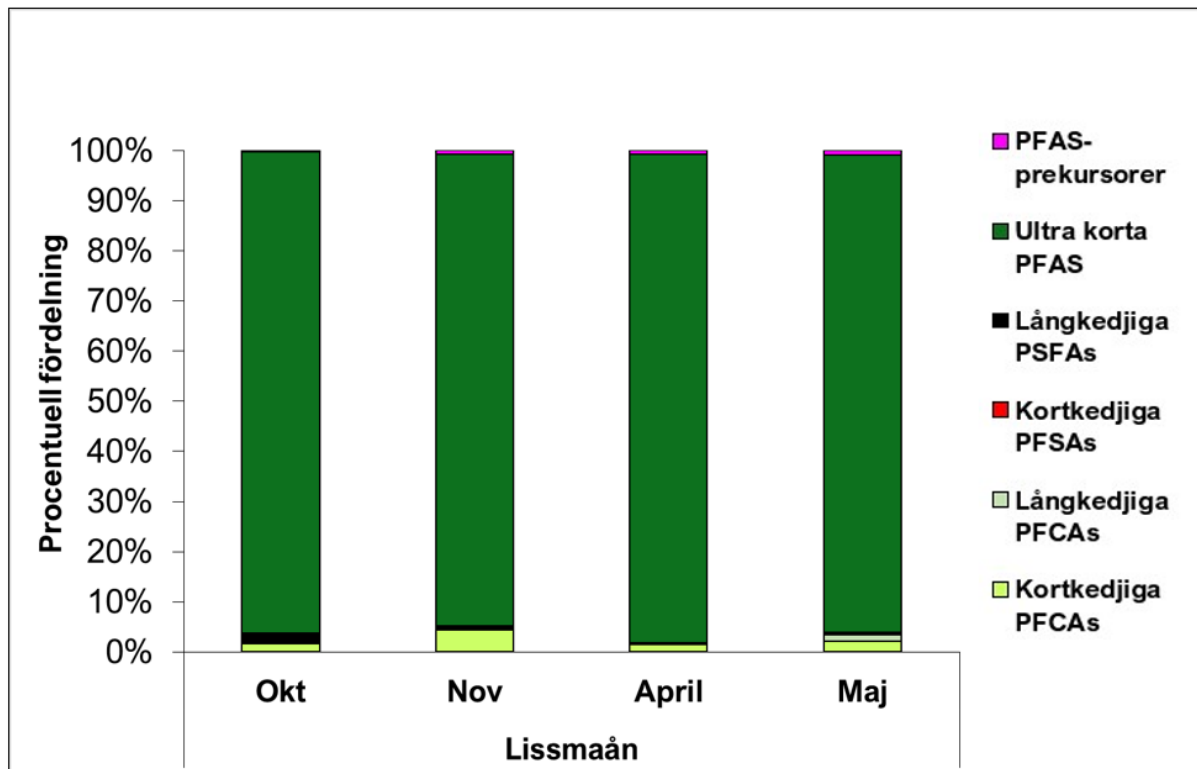
I Lissmaån mäts fyra ultrakorta PFAS, TFA, PFPrA, PFBS och TFMS under oktober till 1191 ng/L, 820 ng/L, 1,3 ng/L respektive 1,7 ng/L och under november till 533 ng/L, 8,3 ng/L, 1 ng/L respektive 1,6 ng/L, se Figur 48. I april mäts dessa till 260 ng/L, 0 ng/L, 0 ng/L och 1,1 ng/L respektive i maj, 530 ng/L, 130 ng/L, 0,89 ng/L och 3,6 ng/L.

I Lissmaån domineras de uppmätta halterna av ultrakorta PFAS som uppgår till 94–97% följt av perfluorerade karboxylsyror PFCA 1,7–4,7%, perfluorerade sulfonsyror PFSA 0,2–1,8% och PFAS-föreningar 0,2–0,9%. Av PFCA dominerar kortkedjiga PFCA som uppgår till >4,4% medan långkedjiga PFCA uppgår till $\geq 1,3\%$. Av PFSA dominerar långkedjiga PFSA-homologerna som uppgår till >1,4% se Figur 49.

I Lissmaån syns stor variation av både PFAS-halter och sammansättning mellan provomgångarna. En hypotes till detta är att det finns olika källor som inte kontinuerligt förorenar Lissmaån.



Figur 48. Visar de uppmätta halterna i [ng/L] av enskilda PFAS-substanser i Lissmaån under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.



Figur 49. Visar den procentuella fördelningen av kort/långkedjiga PFCA, PFSA, PFAS prekursorer och ultrakorta PFAS substanser i Lissmån under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.

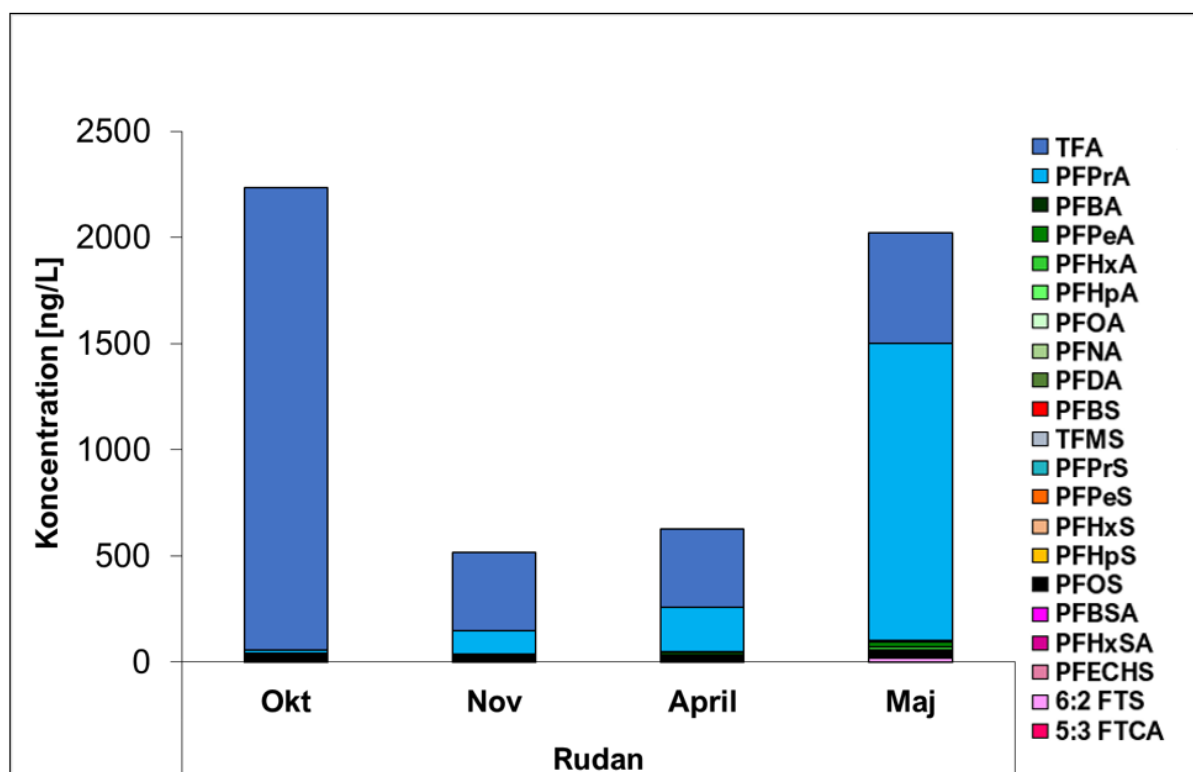
Rudan

Rudan provtogs i oktober och november 2022 samt april och maj år 2023. I Rudan mäts summan av PFAS-20 och PFOS under oktober till 2236 ng/L respektive 4,4 ng/L och under november till 517 ng/L respektive 4,4 ng/L. Under april till 627,3 ng/L respektive 0 ng/L och under maj till 2222,3 ng/L respektive 13 ng/L. PFOS-halten i Rudan överstiger miljö kvalitetsnormen för PFOS i ytvatten på 0,65 ng/L i sötvatten.

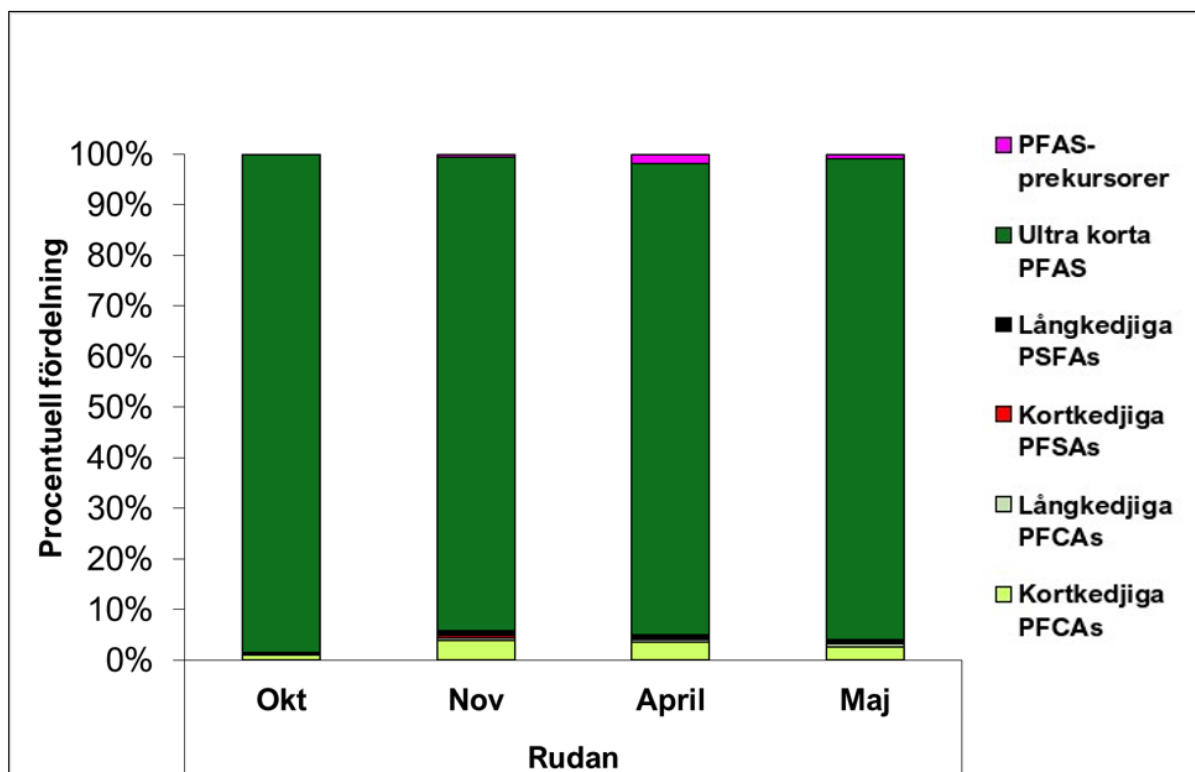
I Rudan mäts fyra ultrakorta PFAS, TFA, PFPrA, PFBS och TFMS under oktober till 2180 ng/L, 16,2 ng/L, 1,3 ng/L respektive 1,9 ng/L och under november till 370 ng/L, 110 ng/L, 1,2 ng/L respektive 2,4 ng/L, se Figur 50. I april mäts dessa till 370 ng/L, 110 ng/L, 1,2 ng/L och 2,4 ng/L respektive i maj, 520 ng/L, 1400 ng/L, 1,1 ng/L och 1,4 ng/L.

I Rudan domineras de uppmätta halterna av ultrakorta PFAS som uppgår till 93–98% följt av perfluorerade karboxylsyror PFCA 1,3–4,4%, perfluorerade sulfonsyror PFSA 0,3–1,4% och PFAS-förämnar 0,1–1,9%. Av PFCA dominerar kortkedjiga PFCA som uppgår till >4% medan långkedjiga PFCA uppgår till $\geq 0,5\%$. Av PFSA dominerar långkedjiga PFSA-homologerna som uppgår till >1% se Figur 51.

I Rudan syns stor variation av ultrakorta PFAS-halter och sammansättning mellan provomgångarna. En hypotes till detta är att det finns olika källor (möjligen tillfälliga utsläpp av avloppsvatten, lakvatten eller dagvatten) som inte kontinuerligt förorenar Rudan.



Figur 50. Visar de uppmätta halterna i [ng/L] av enskilda PFAS-substanser i Rudan under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.



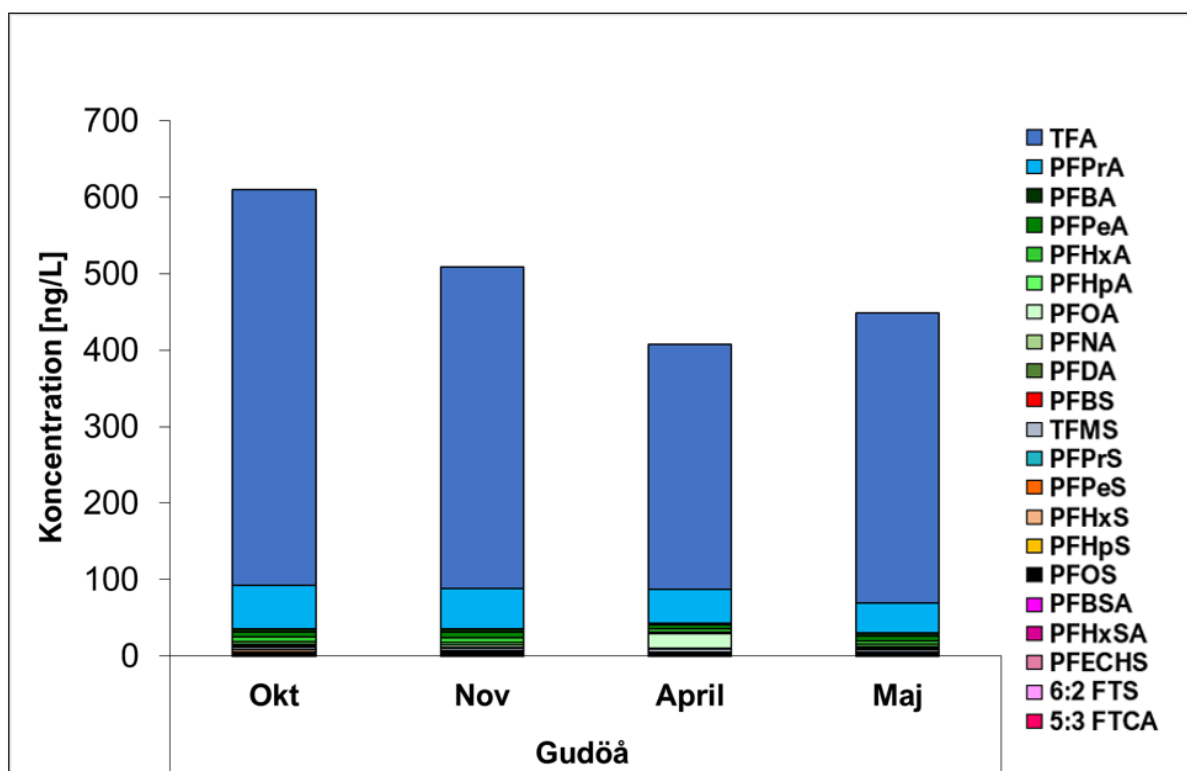
Figur 51. Visar den procentuella fördelningen av kort/långkedjiga PFCA, PFSA, PFAS prekursorer och ultrakorta PFAS substanser i Rudan under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.

Gudöån

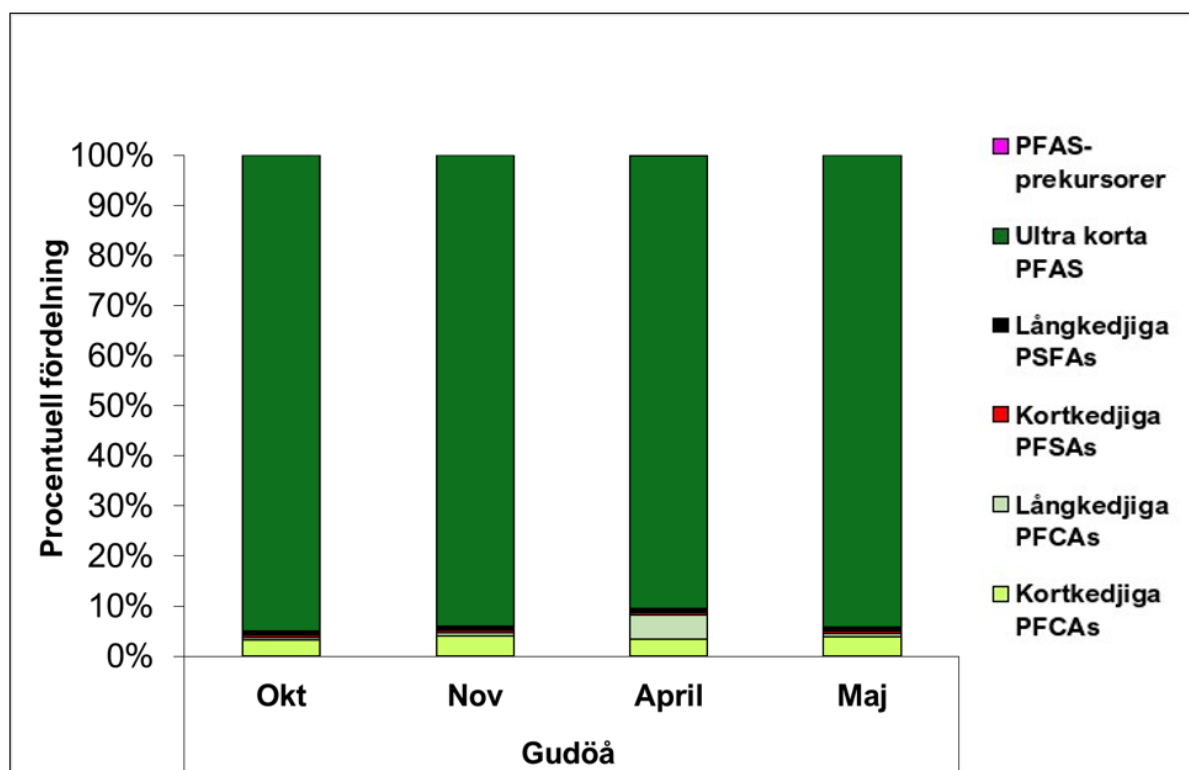
Gudöån provtogs i oktober och november 2022 samt april och maj år 2023. I Gudöån mäts summan av PFAS-20 och PFOS under oktober till 610,2 ng/L respektive 4,9 ng/L och under november till 508,6 ng/L respektive 4,2 ng/L. Under april till 407,1 ng/L respektive 3 ng/L och under maj till 449,1 ng/L respektive 3,1 ng/L. PFOS-halten i Gudöån överstiger miljö kvalitetsnormen för PFOS i ytvatten på 0,65 ng/L i sötvatten.

I Gudöån mäts fyra ultrakorta PFAS, TFA, PFPrA, PFBS och TFMS under oktober till 518 ng/L, 56,6 ng/L, 1,1 ng/L respektive 3,5 ng/L och under november till 420 ng/L, 53,5 ng/L, 1,4 ng/L respektive 3 ng/L, se Figur 52. I april mäts dessa till 320 ng/L, 44 ng/L, 0,92 ng/L och 3,3 ng/L respektive i maj, 380 ng/L, 39 ng/L, 1,2 ng/L och 3 ng/L.

I Gudöån domineras de uppmätta halterna av ultrakorta PFAS som uppgår till 90–95% följt av perfluorerade karboxylsyror PFCA 4–8%, perfluorerade sulfonsyror PFSA 1,2–1,3% och PFAS-förämnena 0–0,1%. Av PFCA dominerar kortkedjiga PFCA i alla månader utom april som uppgår till >4%. Av PFSA dominerar långkedjiga PFSA-homologerna som uppgår till >0,8% se Figur 53.



Figur 52. Visar de uppmätta halterna i [ng/L] av enskilda PFAS-substanser i Gudöån under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.

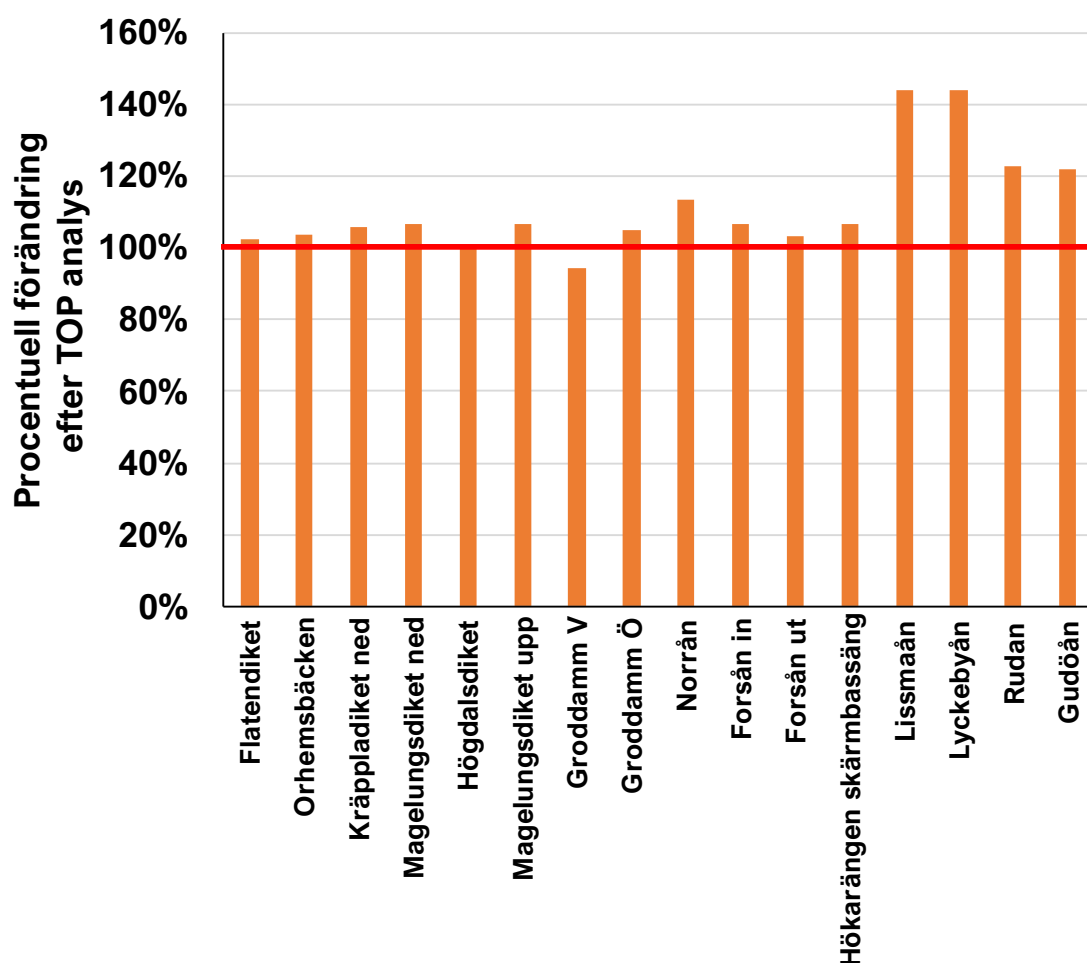


Figur 53. Visar den procentuella fördelningen av kort/långkedjiga PFCA, PFSA, PFAS prekursorer och ultrakorta PFAS substanser i Gudöå under oktober och november år 2022 samt april och maj år 2023.

9 TOP-analys av ytvatten

TOP (Total Oxidizable Precursors) är en metod att kemiskt oxidera PFAS-föreämnen till motsvarande perfluorerade karboxylsyror (PFCA). TOP analys utfördes på samtliga prov provtagna under april månad år 2023. Efter TOP-analysen uppvisade Lyckebyån, Lissmaån, Rudan och Gudöån en ökning >20%, se Figur 54. I de andra vattenförekomsterna uppmättes en betydligt mindre ökning av PFAS efter TOP-analys. Den största ökningen var generellt kortkedjiga PFCAs, vilket överensstämmer med nedbrytningsmönstret av PFAS-föreämnen med 6:2 karaktär t.e.x 6:2 FTS (Houtz m.fl. 2012). Efter TOP-analysen minskade mätbara PFAS-såsom 6:2 FTS med 85% eller mer, vilket tyder på att oxidationen i TOP-analysen i ytvatten har varit god. Liknande observationer gjordes i den tidigare undersökningen utförd hösten år 2022.

De utökade kemiska analyserna med TOP-analysen visar att förekomsten av PFAS-föreämnen inte är homogen i bäckarna/åarna. Den mest tydliga förekomsten är i bäckar och åar som mynnar ut i Drevviken. Förekomsten av PFAS ämnen som ingår i den konventionella analysen av 49 olika PFAS i ytvatten belyser en stor del av de oxiderbara PFAS-föreämnen i vattenförekomsterna.



Figur 54. Procentuell förändring av uppmätta PFAS efter TOP-analys. Alla staplar som är över 100% sträcket visar en förändring i PFAS-halt efter TOP-analysen.

10 Massflöden av PFOS och PFAS i Flaten, Drevviken och Magelungen

För Flaten, Drevviken och Magelungen beräknas massflöden av PFAS-20 (inkluderar PFOS och ultrakorta PFAS), PFOS, och ultrakorta PFAS. PFAS-halterna redovisas så att läsaren ska få en förståelse hur stor andel PFOS respektive ultrakorta PFAS utgör av summan PFAS-20. Resultaten visas i gram för en tvåmånadersperiod bestående av oktober/november månad år 2022 samt månadsvisa massflöden för april och maj månad år 2023.

Vid beräkning och utvärdering av massflöden används medelvärden av PFAS och medelvattenflöde från provtagningarna utförda oktober/november månad år 2022, massflöden beräknades månadsvis för april och maj månad, detta då stora variationer i vattenflöden mätts upp och bekräftats med modellerade data.

10.1 Flaten

I Flaten sker ett kontinuerligt inflöde av vatten från Flatendiket och utflödet av vatten sker via Orhemsbäcken till Drevviken. En analys med en förenklad vattenomsättningsmodell visar att den huvudsakliga tillförseln av PFAS-20, PFOS och ultrakorta PFAS domineras av inflöde från Flatendiket och beräknas belasta sjön med 27 g PFAS-20 varav 0,25 g PFOS och 24 g ultrakorta PFAS under oktober och november månad år 2022, Under april år 2023 tillförs 31 g PFAS-20 varav 0,19 g PFOS och 29 g ultrakorta PFAS. I maj är tillförseln lägre än april och beräknas till 11 g PFAS-20 varav 0,063 g PFOS och 9,7 g ultrakorta PFAS se Tabell 2 och Figur 55.

Ytavrinningen avser endast avledning av regn till recipient och beaktar ingen haltökning till följd av kontakt med jord, material och grundvatten. Utflöde från Flaten via Orhemsbäcken har beräknats utifrån modellerade flöden och uppmätta halter och uppgår till 18,4 g PFAS-20 varav 0,10 g PFOS och 16 g ultrakorta PFAS under oktober och november månad år 2022. Under april år 2023 beräknas ett utflöde om 31 g PFAS-20 varav 0,30 g PFOS och 28 g ultrakorta PFAS. I maj är utflödet högre än i april och beräknas till 36 g PFAS-20 varav 0,13 g PFOS och 34 g ultrakorta PFAS.

Inflödet av PFOS till Flatens avrinningsområde respektive recipient via atmosfärisk deposition beräknas till cirka 0,014 g/månad i oktober och november, 0,003 g/månad för april respektive maj år 2023. Direkt deposition på recipienten utgör cirka 4% av det totala PFOS-inflödet. För ultrakorta PFAS kommer atmosfärisk deposition och från avrinningsområdet från land att vara två viktiga transportvägar för TFA och PFPrA.

Trots att det har funnits en tidigare flygplats inom Flatens avrinningsområde uppmäts inga förhöjda PFAS-halter i Flatendiket som är ett dagvattendike. För Flaten är direkt ytavrinning från land samt direkt ytavrinning via Flatendiket två viktiga transportvägar för PFOS som tillsammans utgör ca 70% av det totala inflödet. Atmosfärisk deposition på recipient utgör ett mindre bidrag på 4% av inflödet. Under oktober och november månad görs bedömningen att PFOS-inflödet är högre än utflödet i Flaten. En observation är att vattenståndet i Flaten var lågt och att vattnet var stillastående vid Orhemsbäcken vid flödesmätningen. Troligtvis är flödesdynamiken annorlunda under året.

Tabell 3. Vattenflöden redovisas som m³ för månaderna oktober/november år 2022, april 2023 samt maj 2023.

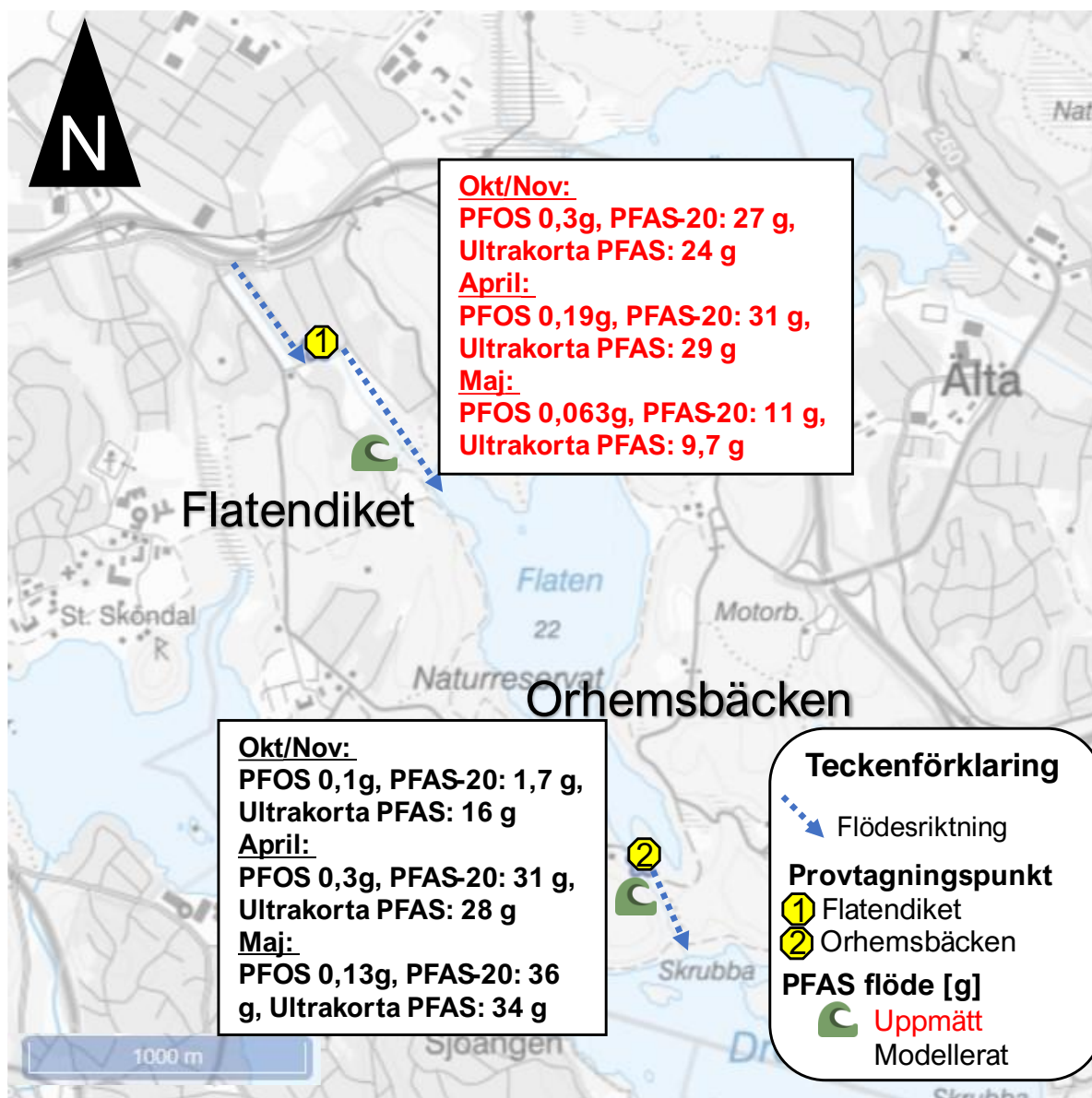
Massbalans Flaten	Flöden (Mm ³ okt/nov)***	Flöden (Mm ³ april)	Flöden (Mm ³ maj)
Atmosfärisk deposition på recipient	0,07	0,003	0,07
Atmosfärisk deposition på land*	0,71	0,033	0,71
Inflöde från Flatendiket	0,058	0,19	0,058
Ytavrinning från land**	0,43	0,020	0,425
Utflöde Orhemsbäcken	0,042	0,25	0,0415
Inflöde totalt	0,360	0,21	0,09
Utflöde totalt	0,042	0,26	0,12

*Endast en del av den atmosfäriska depositionen på land når recipienten. I aktuell massbalansberäkning utgörs denna del av "Ytavrinning från land". **Ytavrinningen är beräknad med antagandet att det faller 110 mm regn under oktober och november månad, estimat hämtade från SMHI samt att det sker 60% infiltration i området. En stor osäkerhet råder i denna beräkning då snösmältningen pågick under april och maj månad. ***Flöden för oktober och november månad avser flöden under en period av två månader.

Tabell 4. Massflöden inflöden/utflöden av PFOS i Flaten i gram för provtagningar utförda i oktober/november år 2022, april 2023 samt maj 2023.

Massbalans Flaten	PFOS (g/okt/nov)	PFOS (g/april)	PFOS (g/maj)
Atmosfärisk deposition på recipient	0,014	0,003	0,003
Atmosfärisk deposition på land*	0,159	0,033	0,033
Inflöde från Flatendiket	0,254	0,185	0,063
Ytavrinning från land**	0,095	0,020	0,020
Utflöde Orhemsbäcken	0,108	0,246	0,125
Inflöde totalt	0,363	0,205	0,086
Utflöde totalt	0,108	0,246	0,125

För ultrakorta PFAS verkar atmosfärisk deposition och ytavrinning från land att vara två viktiga transportvägar av TFA och PFPrA till Flaten. Under oktober och november månad görs bedömningen att inflödet för ultrakorta PFAS är betydligt högre än utflödet från Flaten.



Figur 55. Massflöden av PFOS, PFAS-20 och ultrakorta PFAS i gram för oktober och november år 2022 samt april och maj månad år 2023 inom Flaten.

10.2 Magelungen

En analys med en förenklad vattenomsättningsmodell visar att den huvudsakliga tillförseln av PFAS-20, PFOS och ultrakorta PFAS domineras av inflöde från Norrån och beräknas belasta sjön med i genomsnitt 437 g PFAS-20 varav 6 g PFOS och 413 g ultrakorta PFAS. Belastningen av ultrakorta PFAS var 503 g för oktober och november månad år 2022, se Figur 56. Under april månad ökade massflödena till 876 g PFAS-20 varav 10 g PFOS och 769 g ultrakorta PFAS och i maj 657 g PFAS-20 varav 7 g PFOS och 618 g ultrakorta PFAS.

Inom Magelungsdikets avrinningsområde har Snösätra industriområde identifierats som ett potentiellt källområde av PFAS till våtmark belägen i nordlig riktning och Magelungen (Liljemark Consulting AB, 2022b, 2022a). I denna undersökning provtogs två diken som från Snösätra industriområde som identifieras vara potentiella transportvägar som inte tidigare undersökts. Provtagning av två diken i nordlig och sydvästlig riktning mot anlagda groddammar utfördes. I Groddamm Ö belägen sydväst om Snösätra industriområde uppmättes de högsta halterna av PFAS-20 om 9638 ng/L varav 9606 ng/L utgörs av ultrakorta PFAS. Under april månad kunde flödesmätning utföras medan i maj fanns det ett lågt flöde som inte kunde kvantifieras. Detta tyder på att flödet i diken varierar men att av ett högt förorenat vatten mot två områden med känsliga biotoper. Under april månad kvantifierades massflödena till 20,5 g PFAS-20 varav 0,019 g PFOS och 20,4 g ultrakorta PFAS. Masstransporten av ultrakorta PFAS bedöms som väldigt högt.

Under oktober och november månad år 2022 mättes i Högdalsdiket höga halter av PFAS-20 till 3090 ng/L varav 2640 ng/L ultrakorta PFAS under höstprovtagningen. Under vårprovtagningen minskar PFAS-20 halterna troligtvis på grund av vatten som tillförs från snösmältningen. Under april månad uppmättes till 970 ng/L PFAS-20 varav 686 g ultrakorta PFAS och under maj uppmäts 1231 ng/L PFAS-20 varav 853,3 ng/L utgörs av ultrakorta PFAS. Under oktober och november månad år 2022 beräknas Högdalsdiket belasta våtmarken med i genomsnitt 5,49 g PFAS-20 varav 0,03 g PFOS och 5,4 g ultrakorta PFAS, under april 5,0 g PFAS-20 varav 0,0046 g PFOS och 3,5 g ultrakorta PFAS och i maj 3,8 g PFAS-20 varav 0,034 g PFOS och 2,6 g ultrakorta PFAS.

I en ny undersökning gällande PFAS förorening vid Högdalstippen uppmättes förhöjda halter av PFAS i grundvatten på området. Genom en interpolation av grundvattenytan kan spridning av PFAS via grundvatten förorena Magelungen (Rejlers, 2023). Våtmarken bedöms vara ett område där PFAS ansamlas, på grund av en större förekomst av organiskt kol inom området.

I Magelungsdiket nedströms Högdalsdiket uppmättes förhöjda PFAS halter under både höst och vårprovtagningen. Under provtagningen i april är halterna dock lägre än i under höstprovtagningen samt under maj månad. En förklaring kan vara att provtagningen är påverkad av en större utspädning av smältvatten. I den tidigare undersökningen av Sellén & Filipovic antogs att halterna i Magelungsdiket nedström har sitt ursprung i Högdalsdiket. En annan hypotes är att de förhöjda halterna härstammar från både Högdalsdiket och Snösätra industriområde belägen uppströms provtagningspunkten.

Massbalansen för Magelungen tyder på att utflödet under oktober och november månad är högre jämfört med inflödet. I en studie där PFAS tidstrender i recipienter inom Stockholms stad har utförts visar (Sellén and Sköld, 2021) att PFOS halterna i Magelungen minskar över tid. En osäkerhet i föreliggande massbalans är troligen att flödena ändras mycket under året.

Observationen visar dock att under oktober och november år 2022 samt under april och maj år 2023 sker ett nettoutflöde av PFAS-20 i vattenförekomsten. För ultrakorta PFAS kommer samtliga vattenförekomster vara viktiga för spridning. Under höst och vårprovtagningen görs bedömningen att utflödet av ultrakorta PFAS är betydligt högre än inflödet. Högdalsdiket som avvattnar Högdalstippen en källa för PFAS till våtmarken belägen norr om Magelungsdiket. Och Snösätra industriområde är en källa till ytvatten och grundvatten vilket observeras i de omgivande groddammarna.

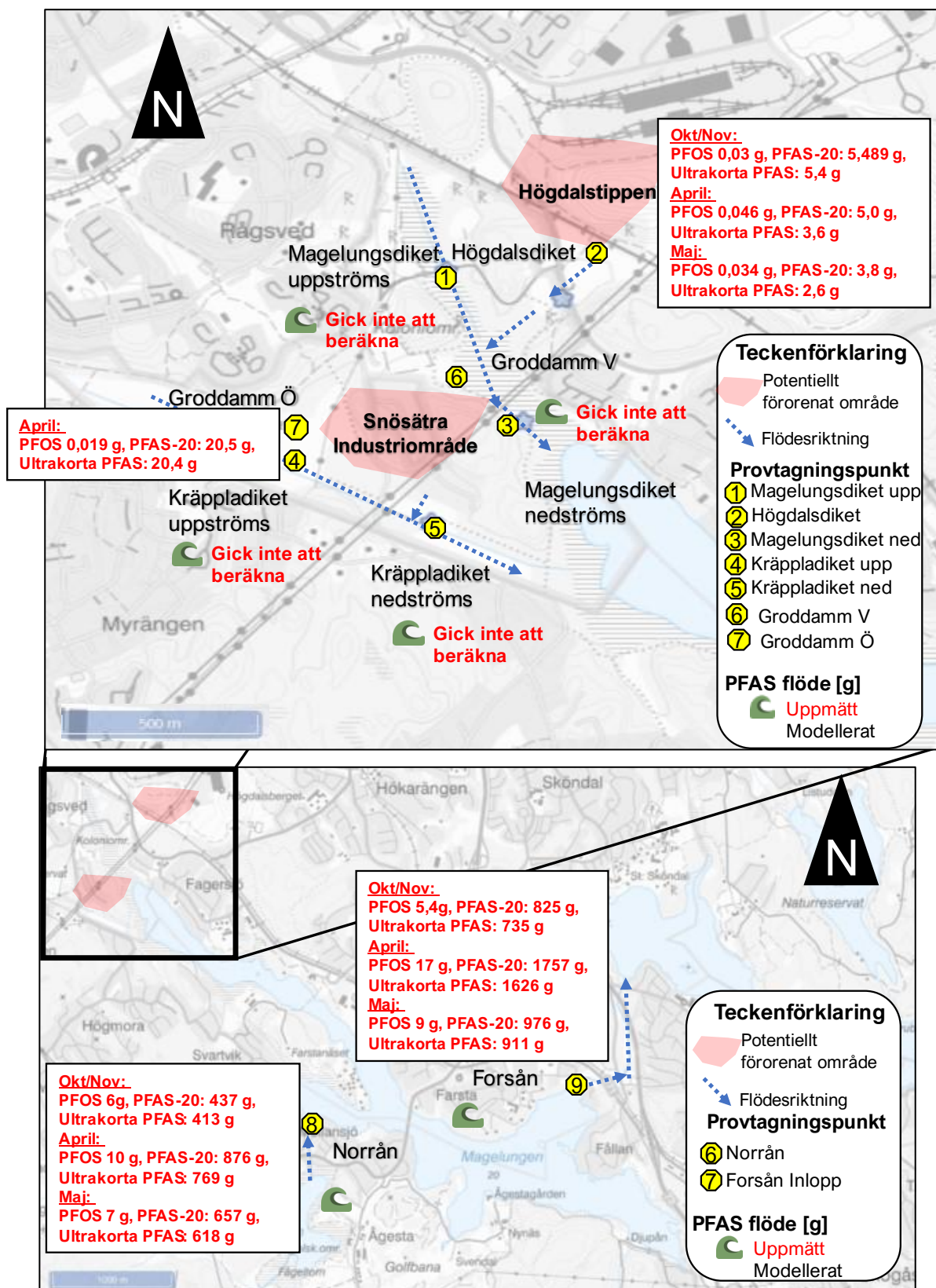
Tabell 5. Vattenflöden redovisas som m³ för månaderna oktober/november år 2022, april 2023 samt maj 2023.

Massbalans Magelungen	Flöden (Mm ³ okt/nov)***	Flöden (Mm ³ april)	Flöden (Mm ³ maj)
Atmosfärisk deposition på recipient	0,30	0,07	0,30
Atmosfärisk deposition på land*	2,1	0,5	2,1
Inflöde från Magelungsdiket och Kräppladiket	-	-	0,0
Inflöde från Norrån	0,8	2,6	1,3
Forsån inlopp (utflöde)	1,4	4,6	2,1
Inflöde totalt	1,1	3,17	1,6
Utflöde totalt	1,4	4,6	2,1

*Endast en del av den atmosfäriska depositionen på land når recipienten. I aktuell massbalansberäkning utgörs denna del av "Ytavrinning från land".

Tabell 6. Massflöden inflöden/utflöden av PFOS i Magelungen i gram för provtagningar utförda i oktober/november år 2022, april 2023 samt maj 2023.

Massbalans Magelungen	PFOS (g/okt/nov)	PFOS (g/april)	PFOS (g/maj)
Atmosfärisk deposition på recipient	0,1	0,014	0,1
Atmosfärisk deposition på land*	0,5	0,098	0,5
Inflöde från Magelungsdiket och Kräppladiket	-	0,000	0,0
Inflöde från Norrån	6	9,6	6,8
Forsån inlopp (utflöde)	5,4	17	8,6
Inflöde tot	6,1	9,6	6,7
Utflöde tot	5,4	17	8,6



Figur 56. Massflöden av PFOS, PFAS-20 och ultrakorta PFAS i gram för oktober och november månad inom Magelungen.

10.3 Drevviken

Drevviken är en större sjö med ett mer komplext avrinningsområde jämfört med Flaten. En analys med en förenklad vattenomsättningsmodell visar att den huvudsakliga tillförseln av PFAS-20, PFOS, och ultrakorta PFAS domineras av inflöde från Forsån och beräknas belasta sjön med i genomsnitt 1389 g PFAS-20 varav 11,4 g PFOS och 1297 g ultrakorta PFAS under oktober och november månad år 2022. Under april när snösmältningen observeras stora flödesändringar jämfört med höstprovtagningen år 2022 se Tabell 6.

Under april är belastningen 1559 g PFAS-20 varav 15,8 g PFOS och 1428 g ultrakorta PFAS och i maj minskar den till 447 g PFAS-20 varav 5 g PFOS och 412 g ultrakorta PFAS och Figur 57. Forsåns stora flöde gör att den blir en betydande transportväg för PFAS till Drevviken. Vatten i Forsån härstammar från Magelungen, därmed bidrar samtliga föroreningskällor i Magelungens avrinningsområde med >50% av all PFOS och PFAS transporteras till Drevviken.

Under höstprovtagningen identifierades andra viktiga transportvägar för PFOS som Lissmaån och Hökarängen skärmbassäng som bidrar med 17,6% respektive 12,4%. Dessa följs av Lyckebyån och Rudan som bidrar med 4,9% respektive 2,3%. Atmosfärisk deposition direkt på recipient bidrar med 1,1% av PFOS-inflödet. Belastning av PFOS under oktober/november år 2022 samt april och maj år 2023 från samtliga vattenförekomster visas i Tabell 7.

Utfödet från Drevviken sker via Gudöån via Tyresåns sjösystem mot Östersjön. Utfödet av PFAS-20, PFOS och ultrakorta PFAS beräknas till 725 g PFAS-20 varav 5,4 g PFOS och 626 g ultrakorta PFAS under oktober och november månad år 2022. Under april år 2023 beräknas utfödet av PFAS-20, PFOS och ultrakorta PFAS beräknas till 3925 g PFAS-20 varav 9,6 g PFOS och 3542 g ultrakorta PFAS. Under maj år 2023 beräknas utfödet av PFAS-20, PFOS, och ultrakorta PFAS beräknas till 1618 g PFAS-20 varav 100 g PFOS och 1520 g ultrakorta PFAS.

Massbalansen tyder på att inflödet under oktober och november månad är högre jämfört med utfödet. Under denna tidsperiod sker en ansamling av PFAS i Drevviken. Under april och maj månad är utfödet högre än inflödet. En av orsakerna är de högre flöden som mäts upp i de olika vattenförekomsterna. Att vattenflödet är en viktig faktor som påverkar PFAS massflöden har tidigare visats i (Filipovic, Berger and McLachlan, 2013). Det bör nämnas att de resultat som presenterats enbart är att betrakta som indikativa. I denna undersökning har provtagning och flödesmätning utförts under april och maj under snösmältningsperioden, båda tillfällena vid högre vattenstånd jämfört med höstprovtagningen. En årstidsvariation har observerats. Genom att inhämta ett empiriskt underlag när det gäller inflöden över tid i bäckar/åar skulle den prediktiva kraften i framtida modellberäkningar kunna förbättras.

Tabell 7. Vattenflöden redovisas som m³ för månaderna oktober/november år 2022, april 2023 samt maj 2023.

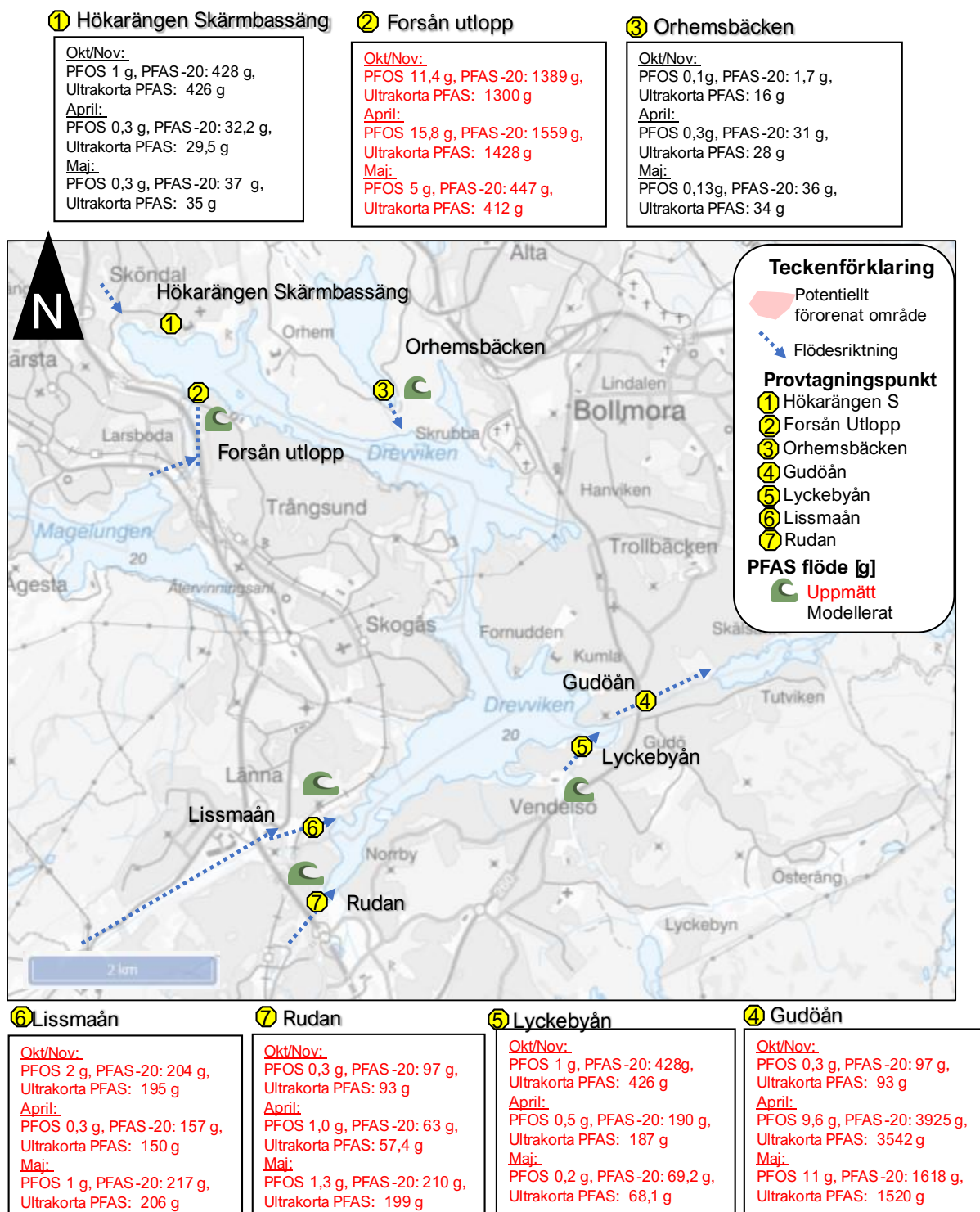
Massbalans Drevviken	Flöden (Mm ³ /okt, nov)	Flöden (Mm ³ /april)	Flöden (Mm ³ /maj)
Atmosfärisk deposition på recipient	0,63	0,14	0,14
Atmosfärisk deposition på land*	7,8	1,8	1,8
Inflöde från Forsån	2,4	4,4	1,1
Inflöde från Hökarängen skärmbassäng**	0,35	0,08	0,08
Inflöde från Lyckebyån	0,80	0,75	0,19
Inflöde från Rudan	0,069	0,098	0,104
Inflöde från Lissmaån	0,15	0,77	0,31
Utflöde Gudöån	1,2	9,6	3,6
Inflöde	4,4	6,7	2,4
Utflöde	1,2	9,6	3,6

*Endast en del av den atmosfäriska depositionen på land når recipienten. I aktuell massbalansberäkning utgörs denna del av "Ytavrinning från land". **Flödet i Hökarängen skärmbassäng är beräknat med antagandet att det faller 110 mm regn under oktober och november månad och 25 mm estimat hämtade från SMHI samt att det sker 20% infiltration i området, då området utgörs främst av hårdgjorda ytor.

Tabell 8. Massflöden inflöden/utflöden av PFOS i Drevviken i gram för provtagningar utförda i oktober/november år 2022, april och maj år 2023.

Massbalans Drevviken	PFOS (g/okt/nov)	PFOS (g/april)	PFOS (g/april)
Atmosfärisk deposition på recipient	0,1	0,0	0,0
Atmosfärisk deposition på land*	1,6	0,4	0,4
Inflöde från Forsån	11,4	15,8	5,0
Inflöde från Hökarängen skärmbassäng**	1,6	0,3	0,3
Inflöde från Lyckebyån	0,7	0,5	0,2
Inflöde från Rudan	0,3	1	1,3
Inflöde från Lissmaån	2,3	0,3	1,0
Utflöde Gudöån	5,4	28,9	11,2
Inflöde	12	22,7	13,4
Utflöde	5,4	28,9	11,2

För ultrakorta PFAS kommer samtliga vattenförekomster som mynnar ut i Magelungen bidra. Under oktober och november månad görs bedömningen att inflödet av ultrakorta PFAS är betydligt högre än utflödet från Drevviken.



Figur 57. Massflöden av PFOS, PFAS-20 och ultrakorta PFAS i gram för oktober och november månad år 2022 samt april och maj månad år 2023 inom Drevviken.

11 Slutsatser, rekommendationer och framtida studier

I denna studie har tre av Stockholms 21 vattenförekomster undersökts med en ny strategi för att öka förståelsen kring PFAS-källor och utbredning av förorening. Studien visar att massbalanser framtagna genom en kombination av miljöövervakningsdata och provtagning av viktiga inflöden till bäckar/åar kan användas som verktyg för att på ett snabbt och effektivt sätt skapa förutsättningar för att identifiera viktiga transportvägar för föroreningar till och från vattenförekomsterna. Strategin har visat goda resultat i denna studie och kan appliceras för de resterande 18 vattenförekomsterna för att öka förståelsen av hur PFAS sprids till, från och/eller mellan recipienterna, identifiera områden där åtgärder kan vidtas för att vattenförekomsterna ska uppnå god status i framtiden. Provtagningsmetodikerna i denna studie har utförts genom månadsvis provtagning under en period om fyra månader.

- Trots att provtagningen inte har pågått under en längre tid erhålls resultat som visar en tydlig variation av massflöden. Studien visar att denna metodik är lämplig men att det finns flera osäkerheter med den och med hur resultat tolkas.
- Genom att endast utföra stickprovtagningar fångas inte variationer i flöden in och information om hur dessa variationer påverkar de halter som mäts upp erhålls inte. Genom att utveckla provtagningsmetodikerna med passiva provtagare kan en bättre bild över variationer i flöde och halt erhållas.
- En viktig osäkerhet i aktuell studie är att provtagning utförts under en period med väldigt höga vattenflöden under april och maj månad år 2023. Uppmätta halter är inte med säkerhet representativa för generella halter i vattendragen då flöden påverkar i vilken grad föroreningar lakar och transporteras i suspension. Om halterna är över- eller underskattade kan inte avgöras. Detta provtagningsfel kan minskas med kontinuerlig provtagning eller passiv provtagning kombinerat med stationär flödesmätning samt modellerade data från SMHI.
- I samtliga vattenförekomster finns flödesmätare, dessa bör tas i bruk samt föreslås att tryckgivare installeras i utvalda områden för att komplettera flödesmätningarna. Genom att skapa en bättre förståelse för vattenmassbalansen i de olika vattenförekomsterna kommer och bättre förståelse gällande massflöden av kemikalier kunna upprättas.

Flera ultrakorta PFAS som trifluorsyra (TFA) har påvisats i väldigt höga halter (>100 ng/L) i atmosfärisk deposition i Sverige (Björnsdotter *et al.*, 2022). Under höstprovtagningen år 2022 utfördes den första studien avseende ultrakorta PFAS i bäckar/åar inom Stockholms stad (Sellén & Filipovic, 2023). Denna undersökning är en uppföljande studie bekräftar förekomsten av ultrakorta PFAS. TFA påvisas i halter om 230–9600 ng/L. I tidigare undersökningar har de högsta halterna av ultrakorta PFAS påträffats i närheten av deponier.

- Ultrakorta PFAS förekommer i högst halter i samtliga vattenförekomster.
- I Groddamm Ö nedströms Snösätra industriområde uppmäts de högsta halterna av TFA som påträffats i denna undersökning.
- Ytavrinning från Snösätra industriområde har identifierats som en viktig transportväg för ultrakorta PFAS till groddammar och slutligen Magelungen.
- I Högdalsdiken nedströms Högdalstippen uppmäts de näst högsta halterna av TFA som påträffats i denna undersökning. Högdalstippen identifieras därför som ett potentiellt källområde för ultrakorta PFAS till Magelungen, trots sitt låga flöde.

11.1 Flaten

Flaten är den minsta sjön i studien och den minst komplicerade tekniskt sett och ur ett massbalansperspektiv; den har endast ett större inflöde och ett större utflöde att beakta. Miljögiftsovervakning av PFAS i Flaten har utförts under en period av fem år. Det korta tidsspannet ger en osäkerhet vid bedömning av om halterna stiger eller minskar över tid (Sellén and Sköld, 2021). Flatens långa omsättningstid på fyra år gör att sjön är mer känslig för inflöde av föroreningar jämfört med Drevviken och Magelungen där omsättningstiden av vatten är några månader.

- I denna studie visas att snösmältningsperioden är tidsperiod där högre vattenflöden leder till ett större utflöde av PFAS jämfört med höstprovtagningarna år 2022.
- Flatendiket är den viktigaste transportvägen för PFAS till Flaten. All aktivitet som inkluderar PFAS-användning inom Flatens avrinningsområde kan påverka hur halterna i Flaten kommer att ändras över tid.
- Det bedöms vara viktigt att utföra miljöövervakning i Flatendiket som en strategisk punkt då det huvudsakliga inflödet av PFAS till Flaten sker via detta.
- Flödesmätning vid Flatendiket samt Orhemsbäcken föreslås för att upprätta en bättre hydrologisk modell.

11.2 Magelungen

I Magelungen kan PFAS-halterna härröras till både källområden inom Stockholms stad och till källområden i intilliggande kommun/er.

Inflöde via Norrån

- För Magelungen identifierades flera olika källområden, och att den huvudsakliga tillförseln av PFOS och PFAS härrör från inflöde via Norrån.
- Norråns avrinningsområde har en låg urbaniseringsgrad. Att betydande PFAS-mängder kvantifieras i utloppet tyder på att sjöarna uppströms som Trehörningen, Örlången och/eller Ågestasjön troligen är påverkade av PFAS.
- Ett liknande upplägg som används i denna studie rekommenderas att utföras för Örlången och Ågestasjön, så att transportvägar för PFAS identifieras och massflöden kvantifieras. På så sätt kan åtgärder för att minska belastningen på vattenförekomsterna och därmed Magelungen vidtas vid rätt område.

Inflöde via Magelungsdiket

- Genom att utföra provtagningar uppströms och nedströms Magelungsdiket konstaterades att påslaget i provpunkt Magelungsdiket nedströms främst härrör från Högdalsdiket där även denna studies högsta PFAS-halter mäts upp.

Högdalsdiket (uppströms Magelungsdiket)

Under både höst och vårväntagningen var vattenståndet generellt lågt i Högdalsdiket. Det observerades ingen tydlig ökning trots snösmältningen.

- I en fortsatt studie föreslås att Högdalsdiket undersöks mer detaljerat och att flödesmätning och provtagning av vatten utförs kontinuerligt under ett år för att skapa en bättre bedömning gällande vattenflöden och belastningen av PFAS som Högdalstippen via Högdalsdiket har på Magelungen. Genom att identifiera samtliga inflöden till Högdalsdiket som kan vara transportvägar för PFAS från Högdalstippen kan eventuellt PFAS-inflödet avgränsas (lokaliseras och kvantifieras). En bättre undersökning av Högdalsdiket skulle vara första steget för en åtgärdsförberedande studie då detaljerad kunskap om ytvattenföring kan användas för att ta fram förslag för att minska belastningen av PFAS från området.

Våtmark nedströms Högdalsdiket, uppströms Magelungsdiket

I denna studie utfördes provtagning av Högdalsdiket i en smal kulvert invid Magelungsvägen. Kulverten mynnar i sin tur i ett dike som rinner genom en våtmark som är tätt bevuxen med bladvass. Diket sträcker sig cirka 200 m genom våtmarken i sydlig riktning innan det mynnar ut i Magelungsdiket. Våtmarker har i flera vetenskapliga studier visats ha en stor fastläggningsförmåga för PFAS-ämnen. En av anledningarna är den höga förekomsten av organiskt kol (Arslan and Gamal El-Din, 2021).

- Det föreslås att våtmarken nedströms Högdalsdiket undersöks i yt- och djupled.
- I en tidigare undersökning har provtagning av bladvass i våtmarken har genomförts, och utvärdering av halter och bedömning av vidare undersökningsbehov är en redan planerad fortsättning på föreliggande studie (Sellén & Filipovic, 2023).
- Vidare föreslås att grundvattenrör sänks ner mekaniskt i våtmarken i en transekt för att få en överblick av om PFAS sprids via grundvatten till Magelungsdiket. Resultat från denna studie skulle kunna användas i en åtgärdsförberedande studie gällande planering av fytostabilisering/remediering av PFAS i våtmarken.
- Vidare arbete bör även omfatta bedömning av risker kopplade till PFAS-föroreningen i Högdalsdiket och våtmarken nedströms. Våtmarker utgör generellt värdefulla livsmiljöer för skyddsvärda arter, vilket innebär att det kan finnas behov av att snabbt sänka PFAS-halterna redan i det vatten som rinner in i våtmarken.

Avrinning från Snösätra industriområde mot Groddamm Ö och Groddamm V

I denna studie utfördes provtagning av två diken som för med sig vatten från Snösätra industriområde. Diket mot Groddamm V sträcker sig från industriområdet i nordlig riktning mot Magelungen. Groddamm Ö är belägen i sydvästlig riktning från Industriområdet mot Kräppladiket. Groddammarna är anlagda av staden och ska främja en god biodiversitet avseende groddjur i staden. Höga halter av PFAS och de hösta halterna av ultrakorta PFAS påträffas i Groddammarna. Bedömning görs att ett förorenat vatten

- Provtagning av ytvatten och sediment i Groddammarna föreslås att utförs.
- Vidare arbete bör även omfatta bedömning av risker kopplade till PFAS-föroreningen i vatten, sediment samt biota som lever i dammarna. Groddammarna är utformade för att främja skyddsvärda arter, vilket innebär att det kan finnas behov av att snabbt sänka PFAS-halterna redan i det vatten som rinner in till dessa.

11.3 Drevviken

- De uppmätta medelflödena i Forsåns inlopp och utlopp varierar nästan faktor två. De uppmätta flödena i utloppet är också en faktor två högre jämfört med SMHI:s modellerade värden. Under april månad var flödena höga så att flödesmätning inte kunde utföras. De modellerade data som används ses som en avvikelse och som en osäkerhet i beräkningarna.
- I Rudan och Lissmaån uppmättes en tydlig haltökning av ultrakorta PFAS i maj månad år 2022.
- Vid Lissmaån, som mynnar i Drevviken, uppmärksammades de näst högsta halterna av PFAS under höstprovtagningen. Lissmaån rinner genom två olika industriområden. Gräsvretens industriområde lokaliserat till sydliga delen av Lissmaån och Länna industriområde i den nordliga delen.
- I Lissmaån uppmättes förhöjda halter av PFAS vid två tillfällen (oktober och maj). Inom Lissmaåns avrinningsområde finns flertal industrier som kan bidra till de förhöjda halterna.
- Det föreslås att en provtagning av Lissmaån utförs i två steg. Steg 1; en första avgränsning av PFAS-förening utförs i flera punkter nedströms och uppströms Lissmaån där båda Industriområdena täcks in. Förhoppningen är att förhöjda halter ska mätas upp i delsträckor i Lissmaån. Då utförs Steg 2 där dagvatteninflöden identifieras längs sträckan/sträckorna med förhöjda PFAS-halter och provtagning av dagvatten utförs för att klarlägga varifrån PFAS-föreningen härstammar.

11.4 Övriga rekommendationer

Atmosfärisk deposition

I denna studie har uppmätta halter i atmosfärisk deposition från Stockholms stads undersökning från 2018–2019 använts. Då det inte utförs en kontinuerlig miljöövervakning av PFAS i atmosfärisk deposition är det möjligt att halter av PFAS har minskat eller ökat sen den tidigare utförda undersökningen. Det föreslås att fortsatt provtagning av atmosfärisk deposition utförs så att bättre bedömningar av inflöden till bäckar/åar och slutligen vattenförekomster kan utföras. Ämnen som TFA som har påvisats i väldigt höga halter i regn.

Ytavrinning

Ytavrinning bedöms vara en viktig transportväg för PFAS till vattenförekomsterna. I denna studie avser ytavrinningen endast avledning av regn till recipient och beaktar ingen haltökning till följd av kontakt med jord, material och grundvatten. I denna undersökning påvisas att avrinning i diken vid Snösätra industriområde är tydligt påverkade av PFAS. För att förbättra massbalanserna bör ytavrinning som inte erhålls med det flöde som mäts upp från bäckar och åar beaktas.

Sediment

PFAS-halter i sediment är inte väl undersökt i Flaten, Drevviken eller Magelungen. I en ny studie har sediment visat sig vara en potentiell källa av PFAS till vattenförekomster (Balgooyen and Remucal, 2022). För att få en bättre uppfattning om ackumuleringen av PFAS i sediment samt

eventuell påverkan på bottenlevande organismer inom vattenförekomsterna föreslås att provtagning av PFAS i ytsediment utförs. Då PFAS-halter generellt är väldigt låga i sediment föreslås att provtagningsmetodik tas fram av erfaren personal och att samtliga analyser utförs av laboratorier/universitet som har kapacitet att analysera ultra-låga halter.

2023-12-31

Marko Filipovic

Sellén & Filipovic AB

12 Referenser

12.1 Litteratur

- 2013/39/EU (2013) *EU*. Available at: <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2013:226:0001:0017:sv:PDF> (Accessed: 10 December 2020).
- Arp, H.P.H. and Schymanski, E. (2022) 'S100 | PFASREACH | List of PFAS identified in REACH 2019'. Zenodo. Available at: <https://doi.org/10.5281/zenodo.7426857>.
- Arslan, M. and Gamal El-Din, M. (2021) 'Removal of per- and poly-fluoroalkyl substances (PFASs) by wetlands: Prospects on plants, microbes and the interplay', *Science of The Total Environment*, 800, p. 149570. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149570>.
- Balگوoyen, S. and Remucal, C.K. (2022) 'Tributary Loading and Sediment Desorption as Sources of PFAS to Receiving Waters', *ACS ES&T Water*, 2(3), pp. 436–445. Available at: <https://doi.org/10.1021/acsestwater.1c00348>.
- Björnsdotter, M.K. *et al.* (2022) 'Mass Balance of Perfluoroalkyl Acids, Including Trifluoroacetic Acid, in a Freshwater Lake', *Environmental Science & Technology*, 56(1), pp. 251–259. Available at: <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04472>.
- Boucher, J.M. *et al.* (2019) 'Toward a Comprehensive Global Emission Inventory of C4–C10 Perfluoroalkanesulfonic Acids (PFASs) and Related Precursors: Focus on the Life Cycle of C6- and C10-Based Products', *Environmental Science & Technology Letters*, 6(1), pp. 1–7. Available at: <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.8b00531>.
- Buck, R.C. *et al.* (2011) 'Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: Terminology, classification, and origins', *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7(4), pp. 513–541. Available at: <https://doi.org/10.1002/ieam.258>.
- Ekman, F. and Ejhed, H. (2022) 'Källor till PFAS, massbalans för Mälaren-Görvåln'.
- Filipovic, M. *et al.* (2015a) 'Mass Balance of Perfluorinated Alkyl Acids in a Pristine Boreal Catchment', *Environmental Science & Technology*, 49(20), pp. 12127–12135. Available at: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03403>.
- Filipovic, M. *et al.* (2015b) 'Mass Balance of Perfluorinated Alkyl Acids in a Pristine Boreal Catchment', *Environmental Science & Technology*, 49(20), pp. 12127–12135. Available at: <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03403>.
- Filipovic, M. and Berger, U. (2015) 'Are perfluoroalkyl acids in waste water treatment plant effluents the result of primary emissions from the technosphere or of environmental recirculation?', *Chemosphere*, 129, pp. 74–80. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.07.082>.
- Filipovic, M., Berger, U. and McLachlan, M.S. (2013) 'Mass Balance of Perfluoroalkyl Acids in the Baltic Sea', *Environmental Science & Technology*, 47(9), pp. 4088–4095. Available at: <https://doi.org/10.1021/es400174y>.

Gleisner, M. (2019) 'Vägledning om att riskbedöma och åtgärda PFAS-föreningar inom förorenade områden'.

Houtz, E.F. and Sedlak, D.L. (2012) 'Oxidative Conversion as a Means of Detecting Precursors to Perfluoroalkyl Acids in Urban Runoff', *Environmental Science & Technology*, 46(17), pp. 9342–9349. Available at: <https://doi.org/10.1021/es302274g>.

HVMFS 2019:25 (2019) *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassning och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten, HVMFS*.

HVMFS 2019:25 (2020) *HVMFS*. Available at: <https://www.havochvatten.se/download/18.4705beb516f0bcf57ce1c145/1576576601249/HVMFS%202019-25-ev.pdf> (Accessed: 7 December 2020).

IARC Monographs Volume 110: *Perfluorooctanoic Acid, Tetrafluoroethylene, Dichloromethane, 1,2-Dichloropropane, and 1,3-Propane Sultone* – IARC (no date). Available at: <https://www.iarc.who.int/news-events/iarc-monographs-volume-110-perfluorooctanoic-acid-tetrafluoroethylene-dichloromethane-12-dichloropropane-and-13-propane-sultone/> (Accessed: 14 January 2023).

KEMI PM 1/21 (2021). Available at: <https://www.kemi.se/publikationer/pm/2021/pm-1-21-kunskapssammanstallning-om-pfas> (Accessed: 30 December 2023).

Liljemark Consulting AB (2022a) *Miljöteknisk markundersökning, Norra Snösätra*.

Liljemark Consulting AB (2022b) *Snösätra-Kompletterande provtagning av PFAS i grundvatten, ytvatten och sediment*.

NIRAS (2017) *Identifiering av direkta och diffusa PFAS-källor för spridning till Mälaren inom Stockholms stad – En litteraturstudie*. Available at: http://miljobarometern.stockholm.se/content/docs/tema/vatten/miljogifter/Litteraturstudie_PFA_S_Stockholmsstad_Slutrapport_NIRAS_2017.pdf (Accessed: 11 December 2020).

NIRAS (2019) *PFAS i atmosfärisk deposition inom Stockholms stad*.

OECD Portal on Per and Poly Fluorinated Chemicals - OECD Portal on Per and Poly Fluorinated Chemicals (2018). Available at: <https://www.oecd.org/chemicalsafety/portal-perfluorinated-chemicals/> (Accessed: 9 June 2021).

Rejlers (2023) *Översiktlig miljöteknisk mark- och grundvattenundersökning inom den nedlagda deponin Högdalstippen*.

Schellenberger, S. *et al.* (2019) 'Release of Side-Chain Fluorinated Polymer-Containing Microplastic Fibers from Functional Textiles During Washing and First Estimates of Perfluoroalkyl Acid Emissions', *Environmental Science & Technology*, 53(24), pp. 14329–14338. Available at: <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b04165>.

Sellén & Filipovic (2023) *Massbalans av PFAS i Flaten, Drevviken och Magelungen*.

Sellén, E. and Sköld, M. (2021) *PFAS TIDSTREND-Vetenskaplig sammanställning av Stockholms stads samlade miljögiftsövervakningsdata för PFAS i ytvatten och biota från insjöar, Mälaren och kustvattenförekomster i Stockholm*, pp. 1–105.

SGU-FS 2023:1 (2023). Available at: <https://apps.sgu.se/geolagret/GetMetaDataById?id=md-f1cfd1b7-796c-4225-a27e-d4d2d1817279> (Accessed: 30 December 2023).

Wang, Z., DeWitt, J.C., *et al.* (2017) 'A Never-Ending Story of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs)?', *Environmental Science & Technology*, 51(5), pp. 2508–2518. Available at: <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04806>.

Wang, Z., Boucher, J.M., *et al.* (2017) 'Toward a Comprehensive Global Emission Inventory of C4–C10 Perfluoroalkanesulfonic Acids (PFASs) and Related Precursors: Focus on the Life Cycle of C8-Based Products and Ongoing Industrial Transition', *Environmental Science & Technology*, 51(8), pp. 4482–4493. Available at: <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06191>.

Wang, Z. *et al.* (2021) 'A New OECD Definition for Per- and Polyfluoroalkyl Substances', *Environmental Science & Technology*, 55(23), pp. 15575–15578. Available at: <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c06896>.

12.2 Personlig kommunikation

Maria Pettersson, Åsa Andersson och Hillevi Virgin från Stockholms stad har bidragit med nödvändig information och rapporter gällande potentiellt förorenade områden samt urval av provtagningspunkter inom avrinningsområdet för vattenförekomsterna Flaten, Drevviken och Magelungen.

Fredrik Erlandsson från SVOA har bidragit till viktig information gällande hydrologi i det undersökta området.