Rapport

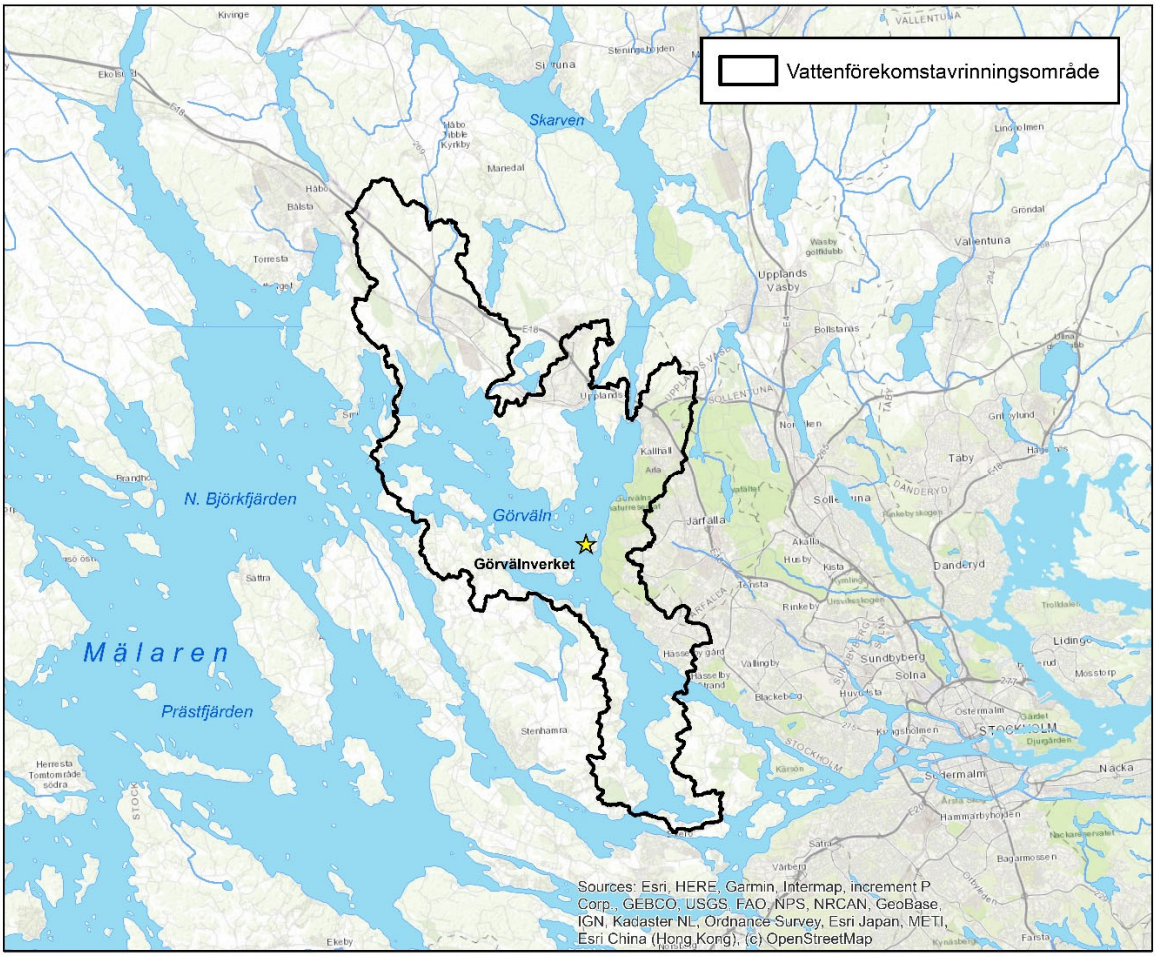
Diarienummer
NV Rapport 2022-05

Projektnummer

Källor till PFAS, massbalans för Mälaren-Görväln

Frida Ekman, Norrvatten/Stockholm Vatten och Avfall
Helene Ejhed, Norrvatten

2022-09-09



Sammanfattning

Målsättningen med det här arbetet var att kvantifiera källor till PFAS för att åtgärder ska kunna prioriteras så att den fortsatta spridningen av PFAS-föroreningar begränsas och att förekomsten av PFAS minskar i Stockholms viktigaste vattentäkt Mälaren-Görväln.

Per- och polyfluorerade ämnen (PFAS) är en grupp av syntetiskt framställda toxiska, persistenta och bioackumulerande ämnen som på grund av deras breda användningsområde idag förekommer överallt i miljön. PFAS når människokroppen primärt via mat, dricksvatten och luft. Då ämnena är extremt persistenta och kommer läcka ut i miljön under lång tid framöver är det mycket viktigt för både människors hälsa och för miljön att PFAS åtgärdas vid spridningskällorna. I östra och nordöstra Mälaren finns det kännedom om flertalet punktkällor som läcker stora mängder PFAS, dock är kunskapen begränsad gällande belastningen från dessa punktkällor i förhållande till andra PFAS-källor.

Norrvatten producerar idag dricksvatten till 700 000 människor i norra Stockholmsområdet och använder råvatten från Mälaren-Görväln, en delbassäng i östra delen av Mälaren. Norrvatten bedriver ett aktivt uppströmsarbete med syfte att öka kunskapen om Mälarens vattenkvalitet och bidra med kunskap om effektiva åtgärder för att skydda dricksvattentäkten. Detta projekt hade som mål att beräkna en massbalans för PFAS för vattenförekomstavrinningsområdet (VARO) Mälaren-Görväln så att Norrvatten kan bedriva kommunikativt uppströmsarbete och få till stånd åtgärder vid de största PFAS-källorna. Utöver massbalansen för VARO Görväln utfördes även en kartläggning av massflödena av PFAS mellan delbassänger och vattendrag i östra och nordöstra delen av Mälaren (flöden mellan Ekoln, Skarven, Görväln och Mälarens utlopp vid Norrström).

En röd tråd genom projektet har varit att alltid försöka uppskatta belastningen från olika källor trots bristande dataunderlag. Detta har medfört att förenklingar och generaliseringar gjorts vilket innebär att resultaten ska ses som indikationer på relativ betydelse och inte exakta siffror. Rapporten belyser behovet av utveckling och förbättring av data och metodik, men ambitionen har varit att arbetet ska bidra till en ökad förståelse för PFAS massflöden i Mälaren-Görvälns avrinningsområde.

Massbalansen för Görväln avgränsades geografiskt till VARO Görväln. Inflöden av PFAS beräknades från de uppströms delbassängerna Norra Björkfjärden, Skarven och Långtarmen och ytterligare belastning inom VARO Görväln beräknades från de landbaserade källorna enskilda avlopp, markanvändning (tätorter samt jordbruksmark och skogsmark), en avfallsanläggning, nederbörd samt platser där brandskum tidigare har använts. Inflödet av PFAS jämfördes med utflödet från Görvälnbassängen vid bassängens utlopp. Massflödena beräknades för summan av 9 stycken PFAS ämnen ($\sum_9$PFAS), summa av 4 stycken PFAS ämnen ($\sum_4$PFAS) respektive det enskilda ämnet PFOS, baserat på uppmätta PFAS-koncentrationer från tidigare studier. Vattenflöden i åar och mellan delbassänger baserades på modellerade flöden hämtade från SMHI:s modeller. Area markanvändning och antal enskilda avlopp inom VARO Görväln baserades på nationellt framtagna underlag från Svenska Miljöemissionsdata (SMED).

Resultaten för VARO Görväln visade att inflöden av PFAS från närliggande bassängerna stod för majoriteten av massflödet ut från Görväln, ca 90 %, 80 % och 55 % för $\sum_9$PFAS,

$\sum_4$PFAS och PFOS respektive. Massbalansen ger mycket skilda resultat för $\sum_9$PFAS och PFOS, där differensen (utflöde jämfört med inflöden) är 0 och 45 % respektive. Detta indikerar att massbalansen saknar belastning från källor inom VARO Görväln med hög andel PFOS. Summan av massflödena från landområden i VARO Görväln (brandskum, enskilda avlopp samt markanvändning) samt nederbörd på vattenytan stod endast för 1 % av det totala utflödet. Avfallsanläggningen stod för en betydande andel av utflödet (9 % för $\sum_9$PFAS) med reservation för stor osäkerhet i denna beräkning.

I avrinningsområdet till nordöstra Mälaren (bassängerna Skarven och Ekoln) finns det flertalet kända punktkällor av PFAS (ex. Ärna flygplats, Arlanda flygplats samt Rosersbergs räddningsskola med flera). Detta visade sig märkbart i massbalansen för PFOS genom att belastningen från Skarven var i samma storlek som från N. Björkfjärden (avvattnar västra Mälaren) trots att Skarven har hälften så stort vattenflöde till Görväln som N. Björkfjärden. Resultaten indikerar en relativt sett hög belastning av PFOS från Nordöstra Mälaren i relation till resten av Mälaren. Massflödena av PFOS beräknade för Ekoln och Skarven visade även markant högre inflöden än utflöden vilket indikerar att det möjligen sker en retention i dessa bassänger (exempelvis sedimentation).

Resultaten visar på vikten av att uppströmsarbete sker i hela Mälaren eftersom den dominerande mängden PFAS kommer från uppströms bassänger i Mälaren och mindre del från VARO Görväln. Den höga belastningen av PFOS från Ekoln och Skarven i relation till västra Mälaren visar vidare att det är mycket viktigt att åtgärder görs gällande de kända PFAS-källor som finns i dessa tillrinningsområden. Massbalansen visade exempelvis på mycket hög belastning från Fyrisån och Ärna flygplats, mer än dubbelt så stort som det från Märstaån där Arlanda flygplats ligger i avrinningsområdet. Resultaten från detta projekt indikerar att om allt läckage av PFOS från Ärna och Arlanda flygplats skulle stoppas, skulle i teorin, halten PFOS i Görväln kunna minskas med drygt 30 %. Det har mycket stor betydelse eftersom det då skulle kunna minska behovet av den framtida reningen för dricksvattenproduktionen ungefär lika mycket. Den stora differensen mellan massan i in- och utflöde gällande PFOS i VARO Görväln betonar vidare vikten av att fler mätningar och kartläggningar görs av PFAS-källor då det uppenbarligen finns ett stort mörkertal gällande PFOS-källor i detta område.

Abstract

The purpose of this work has been to quantify sources of PFAS to contribute to the prioritization of measures for reducing the continued PFAS pollution and reducing PFAS concentrations in Stockholms most important drinking water resource Mälaren-Görväln.

Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) are a group of man-made produced substances that are toxic, persistent and bio accumulative and that due to their wide range of uses, are now found everywhere in the environment. PFAS reaches the human body primarily via food, drinking water and air. As they are extremely persistent and will continue to leak into the environment for a long time, it is very important for both human health and the environment that PFAS are mitigated at the sources. In the eastern and northeastern part of Lake Mälaren, there are known large point sources that leak large amounts of PFAS, however, knowledge is limited regarding the load from these point sources in relation to other known point and diffuse PFAS sources.

Norrvatten produces drinking water to 700 000 people in the northern region of Stockholm and uses raw water from Mälaren-Görväln, a sub-basin in the eastern part of Lake Mälaren. Norrvatten works actively with upstream questions with the purpose to increase knowledge about the water quality of Lake Mälaren and to protect the raw water of Mälaren-Görväln. The aim of this project was to calculate a mass balance for PFAS for the catchment area (VARO) of Mälaren-Görväln so that Norrvatten can conduct communicative upstream work and so that PFAS hopefully can be mitigated at the most important sources. In addition to the mass balance for VARO Görväln, a calculation was also carried out to map the mass flows of PFAS between sub-basins and streams in the eastern and northeastern part of Lake Mälaren (flows between Ekoln, Skarven, Görväln and the outlet of Mälaren at Norrström).

A common thread throughout the project has been to always try to estimate the load from different sources despite the lack of data. This means that simplifications and generalizations have been made, which implies that the results should be interpreted as indications of relative quantities and not exact numbers. This report highlights needs of improved data and model development, but the ambition is that the project will contribute to a better understanding of the PFAS mass flows in the region of Mälaren.

The mass balance for Görväln was geographically limited to VARO Görväln, and inflows of PFAS therefore came from the upstream sub-basins Northern Björkfjärden, Skarven and Långtarmen and from the land areas within the catchment area. The land areas contributed with PFAS in terms of on-site wastewater treatment plants (OWTP), land use (urban areas and agricultural land and forestland), one landfill, precipitation, and places where firefighting-foam has previously been used. The inflow of PFAS was compared to the outflow from Görväln at its outlet. Mass flows were calculated for the sum of 9 PFAS substances ($\sum_9$PFAS), the sum of 4 substances ($\sum_4$PFAS) and the single substance PFOS respectively, based on measured PFAS concentrations from previous studies. Water flows in streams and between sub-basins were based on modeled water flows received from the Swedish meteorological and hydrological institutes (SMHI). Area of different land uses and

number of OWTP within VARO Görväln were based on national data from Svenska Miljöemissionsdata (SMED).

The results for VARO Görväln showed that inflows from the upstream sub-basins accounted for the majority of the mass flow of PFAS out from Görväln, about 90%, 80% and 55% for $\sum_9$PFAS, $\sum_4$PFAS and PFOS respectively. The mass balance gave very different results for $\sum_9$PFAS and PFOS, where the difference (inflows compared to outflow) was approximately 0 and 45%, respectively. This indicates that the mass balance lacks inflows with a high proportion of PFOS. The total load from land areas within VARO Görväln (firefighting foam, OWTP and land use) and precipitation on the water surface accounted for only 1% of the total outflow. The landfill accounted for a significant share of the outflow (9% for $\sum_9$PFAS), but this load was based on the average load of landfills in Sweden, which is why there is great uncertainty in this estimate.

In northeast Mälaren (sub-basins Skarven and Ekoln) there are several known point sources of PFAS (e.g. Ärna Airport, Arlanda Airport and Rosersberg firefighting training site). This was noticeable in the mass balance for PFOS since the load was the same size from Skarven as it was from N. Björkfjärden (drains the western part of Mälaren) despite Skarven having half the water flow into Görväln compared to N. Björkfjärden. This indicates a relatively high load of PFOS in Northeast Lake Mälaren in relation to the rest of Lake Mälaren. The mass flows calculated for Ekoln and Skarven further showed significantly higher inflows than outflows, which indicates that there may occur some type of retention in these basins (e.g. sedimentation).

The results regarding VARO Görväln show the importance of upstream work taking place throughout Lake Mälaren, as the largest amount of PFAS to Görväln comes from the adjacent sub-basins and only a small fraction from within VARO Görväln. The high load of PFOS from Ekoln and Skarven in relation to the western part of Lake Mälaren shows that it is very important that measures be taken at the known PFAS sources that exist in these catchment areas. The mass balance showed for example, a very high load from Fyrisån and Ärna Airport, more than twice as large as that from Märstaån where Arlanda Airport is located in the catchment area. The large difference between in- and outflow of PFOS in VARO Görväln further emphasizes the importance of more measurements and surveys being made of PFAS, as there is obviously a large number of unknown sources in this area.

Förord

Stort tack riktas till Lutz Ahrens (SLU), Karin Norström (Naturvårdsverket), Lars Rosenqvist (SGU) och Robin Vestergren (Kemikalieinspektionen) för värdefulla diskussioner kring projektet och metodiken.

Flertalet andra personer har varit involverad i att skaffa fram data och ett tack riktas även mot dessa då projektet inte hade gått att genomföra utan deras hjälp och tid:
Julia Säfström, Ragn-Sells
Jenny Pirard, Stockholm Miljöförvaltning
Mikael Olshammar, IVL
Katarina Hansson, IVL
Johan Temnerud, SMHI
Anders Gustafson & Anders Hagevi, Ragn-Sells
Elin Widén Nilsson, SLU
Daniel Malnes, SLU
Lisa Schild & Lena Löfdahl, Järfälla kommun
Henrik Rundquist & Dag Kempe, Ekerö kommun
Marcus Frenzel, Käppala
Anna Vestling, Svenskt vatten
Lars-Erik Kroon, Brandkåren Attunda
Erika Wester, Storstockholms Brandförsvar

Stort tack även för de data som har tillhandahållits från projektet Life IP Rich Waters.

Författarna
Frida Ekman, Norrvatten/Stockholm Vatten och Avfall*
Helene Ejhed, Norrvatten

*Stockholm Vatten och Avfall sedan februari 2022

Ordlista

AFFF	Aqueous film forming foam
A-verksamhet	Miljöfarlig verksamhet som är tillståndspliktig hos miljödomstolen
B-verksamhet	Miljöfarlig verksamhet som är tillståndspliktig hos länsstyrelsen
C-verksamhet	Miljöfarlig verksamhet som endast är anmälningspliktig hos miljö- och hälsoskyddsnämnden
Hydrofil	Ämnet löser sig i vatten
Lipofil	Ämnet löser sig i fett (ofta även hydrofobt: tenderar att inte komma i kontakt med vatten)
k_d	Fördelningskoefficient mellan jord och vatten
k_{oc}	Fördelningskoefficient mellan organiskt kol och vatten
LOQ	Limit of quantification
pe	Personekvivalenter
SUBID	Ett unikt nummer för ett delavrinningsområde
VARO	Vattenförekomstavrinningsområde

PFAS - terminologi

PFAS	Per- och polyfluorerade alkylsubstanser
PFAA	Perfluoreradealkylsyror (undergrupp av PFAS, innehåller de vanligaste PFAS)
PFCA	Perfluorerade karboxylsyror (undergrupp till PFAA)
PFSA	Perfluorerade sulfonsyror (undergrupp till PFAA)

Olika PFAS

PFBA	Perfluorbutansyra
PFBS	Perfluorbutansulfonsyra
PFDA	Perfluordekansyra
PFHpA	Perfluorpentansyra
PFHxA	Perfluorhexansyra
PFHxS	Perfluorhexansulfonsyra
PFNA	Perfluornonansyra
PFOA	Perfluoroktansyra
PFOS	Perfluoroktansulfonsyra
PFPeA	Perfluorpentansyra (PFPA)
6:2 FTS	6:2 fluortelomersulfonat

$\sum_{tot}$PFAS	Summan av alla mätbara PFAS
$\sum_{20}$PFAS	Summan av: De 11 PFAS beskrivna ovan + PFPA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFPS, PFNS, PFUnDS, PFDoDS, PFTrDS
$\sum_{11}$PFAS	Summan av: De 11 PFAS beskrivna ovan
$\sum_{10}$PFAS	Summan av: Alla i $\sum$PFAS$_{11}$ utom 6:2 FTS
$\sum_{9}$PFAS	Summan av: Alla i $\sum$PFAS$_{11}$ utom 6:2 FTS och PFBA
$\sum_{4}$PFAS	Summan av: PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS

Innehållsförteckning

Inledning 11
1.1. Mål och syfte 11
1.2. Avgränsningar 12
2. Bakgrund 13
2.1. PFAS kemiska och fysikaliska egenskaper 13
2.2. PFAS och dricksvatten 14
2.2.1. Gränsvärden för PFAS i dricksvatten 14
2.3. Kända källor till PFAS 15
2.3.1. Brandskum och brandövningsplatser 16
2.3.2. Avloppsreningsverk & enskilda avlopp 16
2.3.3. Nederbörd 16
2.3.4. Markanvändning 17
2.3.5. Avfallsanläggningar & deponier 17
2.3.6. Industrier 18
2.4. Kända PFAS-källor i Östra Mälaren 18
3. Metod 18
3.1. Del 1: Massflöden i nordöstra och östra Mälaren 20
3.1.1. Beräkning & data för vattendrag 21
3.1.2. Beräkning & data för uppströms delbassänger 23
3.2. Del 2: Massbalans Mälaren-Görväln 25
3.2.1. Nederbörd 25
3.2.2. Enskilda avlopp 26
3.2.3. Tidigare brandskums-platser 27
Koncentration PFAS i brandskum 28
Belastning från brandskum 29
3.2.4. Avfallsanläggningar, industrier & Deponier 31
Högbytorp 31
Lövstatippen 32
3.2.5. Markanvändning 32
Beräkningar och dataunderlag 33
Skog, Jordbruk och Övrig mark 33
Slamspridning 34
Tätorter: Boendeområden och Stad 35
3.3. Massflöden i Fyrisån 37

4. Resultat **40**
4.1. Del 1: Massflöden i nordöstra och östra Mälaren 40
4.1.1. Osäkerheter 43
4.2. Del 2: Massbalans Mälaren-Görväln 44
4.2.1. Sammanställning av resultat 44
4.2.2. Nederbörd 45
Osäkerheter *46*
4.2.3. Enskilda avlopp 46
Osäkerheter *46*
4.2.4. Tidigare brandskums-platser 46
Osäkerheter *47*
4.2.5. Högbytorp Avfallsanläggning 47
Osäkerheter *47*
4.2.6. Markanvändning 48
Osäkerheter *48*
4.2.7. Slamspridning 49
Osäkerheter *49*
4.3. Massflöden i Fyrisån 49
4.3.1. Osäkerheter 52
4.3.2. Jämförelse med Arlanda Flygplats 52
5. Diskussion **53**
5.1. Massflöden i nordöstra och östra Mälaren 53
5.2. Massbalans Mälaren-Görväln 54
5.2.1. Belastning från brandskum 55
5.2.2. Markanvändning 55
5.3. Massflöde för Fyrisån 55
5.4. Retention i delbassängerna 56
5.5. Flygplatserna 57
5.6. Rekommendationer & Åtgärder 57
5.7. Framtida studier 58
6. Slutsats **60**
Referenser **61**
7. Appendix **66**
7.1. Dataunderlag för PFAS 66
7.1.1. Ahrens et al. (2018) 66
7.1.2. Fyrisåns Vattenvårdsförbund 66

Positioner och flödesdata för Fyrisån *68*
7.1.3. Gago-Ferrero et al. (2017) 68
7.1.4. Haglund (2018) 68
7.1.5. Hansson et al. (2016) 69
7.1.6. Herzke et al. (2012) 69
7.1.7. KEMI (2015b) 69
7.1.8. Länsstyrelsen Stockholm (2019) 69
7.1.9. Malnes et al. (2021) 70
7.1.10. SMHI (2021b) 72
7.1.11. Rennerfeldh et al. (2020) 72
7.2. Vattenflöden för delbassänger och vattendrag 73
7.3. PFOS och $\sum_4$PFAS massflöden för östra och nordöstra Mälaren 74

1. Inledning

Per- och polyfluorerade ämnen (PFAS) är en grupp av ca 5000 syntetiskt framställda ämnen klassade som PBT:er, det vill säga persistenta (svårnedbrytbara), bioackumulerande och toxiska (Naturvårdsverket, 2021a). De började användas kring 1950-talet och har sedan dess på grund av deras fett-, smuts- och vattenavvisande och filmbildande egenskaper använts i så väl brandskum som kläder, kosmetika, teflon och andra hushållsprodukter. Deras breda användningsområden och deras vattenlösliga egenskaper har resulterat i en stor spridning av PFAS i miljön, både lokalt genom spridning via mark, grundvatten och ytvatten men också globalt genom spridning via atmosfären och nederbörd. Idag finns PFAS nästan överallt i miljön, även på platser som kan tyckas avlägsna och opåverkade (Gobelius et al. 2018) och på grund av att ämnena inte bryts ner i naturen kommer dessa att förbli ett problem under lång tid framöver. I takt med att kunskapen ökat om PFAS har två av de vanligaste ämnena (PFOS och PFOA) förbjudits. Detta har dock resulterat i att nya, mindre välkända PFAS framställts och använts i stället. Utmaningarna med PFAS är många och sedan 2011 uppmärksammades flertalet fall i Sverige där PFAS spridits från brandövningsplatser via grundvatten till dricksvattentäkter, vilket resulterat i stora kostnader för samhället och för de människor som druckit vattnet (Enander, 2015).

Idag är Mälaren den vattentäkt som förser flest människor i Sverige med dricksvatten vilket innebär att det är en vattenkvalitet som vi bör, av flera anledningar, vara rädd om. Utöver Görvälnverket (Norrvattens dricksvattenverk), som förser ca 700 000 människor i norra Stockholm med dricksvatten, nyttjas vattnet i östra Mälaren även av Lovö och Norsborg vattenverk (drivs av Stockholm Vatten och Avfall) som producerar dricksvatten till över 1 miljon människor i Stockholm stad. EFSA (European Food Safety Authority) har i slutet av 2020 skärpt det hälsobaserade riktvärdet för tolerabelt veckointag för $\sum_4$PFAS (summan av fyra olika PFAS) kraftigt. Dessutom har gränsvärden för dricksvatten (100 ng/l för $\sum_{20}$PFAS) införts i det reviderade dricksvattendirektivet (EU 2020/2184) som ska implementeras i svensk lagstiftning senast 12 januari 2023. I dagsläget gäller i Sverige en åtgärdsgräns (ej juridiskt bindande) på 90 ng/l för $\sum_{11}$PFAS för dricksvatten men Livsmedelsverket rekommenderar dricksvattenproducenter att minimera PFAS halten så långt under åtgärdsgränsen som möjligt. Livsmedelsverket har aviserat att gränsvärden för PFAS i kommande svenska föreskrifter kommer att ta hänsyn till både EFSA:s tolerabla veckointag och Dricksvattendirektivets gränsvärde. Norrvatten har i dagsläget ingen rening med avseende på PFAS i Görvälnverket men halten i råvattnet (ca 11 ng/l $\sum_{11}$PFAS) från Mälaren-Görväln ligger långt under dagens åtgärdsgräns. Med tanke på det nya gränsvärdet kan dock denna bild förändras och det är viktigt att det ständigt sker ett arbete med att minska PFAS spridning i miljön.

När det kommer till föroreningar är det ofta vanligt att referera till koncentrationer, men som SGI (Statens geotekniska institut) lyfter i sin rapport från 2021 *Bedömning av belastning från förorenade områden* borde även belastningen (massflödet) vara en del av bedömningen när föroreningskällor undersöks (Fröberg et al., 2021). Målet med det här projektet var därför att göra en kartläggning av PFAS massflöden uppströms Görvälnverket för att, liknande resonemanget fört av Fröberg et al. (2021), få en tydligare bild av belastningen av PFAS från olika källor och områden. Idag finns ingen fullständig kartläggning av PFAS-källor och storleken på dessa i relation till varandra i Mälaren eller i Mälaren-Görväln.

1.1. Mål och syfte

Syftet med projektet är att göra en kartläggning av PFAS-massflöden (kg PFAS/år) så att Norrvatten kan bedriva kommunikativt uppströmsarbete och få till stånd åtgärder vid de

största källorna, något som skulle gynna både ekosystem, råvattenkvaliteten och dessutom vara en kostnadseffektiv åtgärd. Syftet är även att med hjälp av denna kartläggning bidra med kunskap om hur PFAS tillförs Mälaren och hur tillflödena fördelar sig mellan olika källtyper. Projektet är indelat i två delprojekt med målet att:

1. **Kartlägga PFAS massflöden från större vattendrag och delbassänger i nordöstra och östra delen av Mälaren.**
   Området inkluderar flöden från vattendragen Fyrisån, Örsundaån, Oxundaån, Märstaån, Lövstaån och Bällstaån. Delbassängerna som inkluderats är Ekoln, Garnsviken, Skarven, N. Björkfjärden, Långtarmen och Görväln. Massflödet vid Mälarens utlopp är även inkluderat. Syftet är att få en övergripande bild av de stora massflödena av PFAS i området och vara till hjälp för att identifiera särskilt kritiska områden som bör undersökas vidare.
2. **Beräkna en PFAS massbalans för Mälaren-Görväln.**
   I massbalansen ingår större inflöden från uppströms delbassänger samt kända punkt- och diffusa källor till PFAS som ligger inom vattenförekomstavrinningsområdet (VARO) Görväln. Källtyper som ska undersökas utöver de större inflödena från närliggande bassänger är markanvändning (jordbruk, slamspridning, skog och dagvatten från tätorter), enskilda avlopp, nederbörd samt platser där brandskums har använts. Syftet är att få en tydligare bild av hur PFAS belastningen till Görväln fördelar sig mellan olika källtyper.

Ett tredje, sekundärt mål, är att på ett transparant sätt ta fram ett förslag på en metodik som förhoppningsvis kan användas av andra för kartläggning av PFAS massflöden, och även förfinas i framtida projekt. En utarbetad metodik för beräkning av PFAS massflöden från olika källor skulle underlätta det fortsatta arbetet med att kartlägga belastningen av PFAS även i andra områden.

1.2. Avgränsningar

Massflöden från delbassänger och större vattendrag avgränsas i norr av Fyrisån, i väst av inflödet från Norra Björkfjärden och Långtarmen och i sydöst av Mälarens utlopp vid Norrström.

Massbalansen för andra källor, utöver de större flödena från vattendrag och delbassänger, utgår från det område definierat som vattenförekomstavrinningsområdet (VARO) för Mälaren-Görväln enligt VISS vattenkarta för vattenförekomstavrinningsområden (VISS, n.d.) år 2016.

För projektet har inga nya mätningar av PFAS gjorts utan studien har utgått från de befintliga data som existerar för uppmätta koncentrationer PFAS i delbassänger, vattendrag, nederbörd, lakvatten etc.

Resultat är beräknade för $\sum_{11}$PFAS, $\sum_{4}$PFAS och PFOS i den mån dataunderlagen har tillåtit detta (se vilka PFAS detta inkluderar i *Ordlistan*). $\sum_{11}$PFAS är summan av de PFAS som Livsmedelsverket rekommenderar ska mätas (Livsmedelsverket, 2021) och $\sum_{4}$PFAS är de fyra PFAS (av $\sum_{11}$PFAS) som EFSA anser vara särskilt kritiska (EFSA, 2020).

2. Bakgrund

Under denna rubrik presenteras en kort bakgrund till projektet med relevant kunskap om PFAS relaterat till dess spridning i miljön med kopplingar till dricksvatten. I rapporten ”Kunskapssammanställning om PFAS” (KEMI, 2021a) ges en mycket bra sammanställning, och rekommenderas till de som vill ha mer ingående beskrivning av hur kunskapsbilden ser ut gällande PFAS.

2.1. PFAS kemiska och fysikaliska egenskaper

PFAS är en förkortning för per- och polyflourerade substanser och är en grupp på cirka 5000 olika ämnen som skiljer sig från varandra beroende på längd på kolkedjan, antal fluorerade kol, om kolkedjan är linjär eller grenad, och funktionell grupp (Ahrens and Bundschuh, 2014; Naturvårdsverket, 2021a). Det är mängden olika sätt som dessa parametrar kan kombineras på som gör att det finns så många olika PFAS och att de har ett så brett användningsområde. Kolkedjan (lipofil) i kombination med funktionella gruppen (hydrofil) gör att ämnena både är fett-, smuts- och vattenlösliga. Denna egenskap gör dem mycket användbara på grund av deras filmbildande egenskaper för till exempel brandskum eller för att få klibbfria pappersförpackningar för till exempel snabbmat (Naturvårdsverket, 2016). Variationerna mellan olika PFAS gör att de kan ha olika fysikaliska och kemiska egenskaper vilket medför att de sprids olika lätt och på olika sätt i miljön. Denna spridning påverkas ytterligare av miljöns innehåll av organiskt kol, temperatur, salinitet och innehåll av atmosfäriska oxidanter. Sammantaget kan det konstateras att den stora mängden olika PFAS, deras breda användningsområden och deras olikheter i fysikaliska och kemiska egenskaper medför att problematiken och spridningen av PFAS är ytterst komplex.

Två av de vanligaste PFAS är PFOS (perfluoroktansulfonsyra) och PFOA (perfluorokatansyra), vilka sedan en tid tillbaka har börjat fasas ut runt om i världen. I EU kom ett förbud mot produkter innehållande PFOS 2008 och i slutet av 2020 förbjöds PFOA globalt. Utfasningen har medfört en minskning av dessa två ämnen men det har i stället observerats en ökning av mer kortkedjiga PFAS, vilka inte är lika utforskade som PFOS och PFOA (Zheng et al., 2021).

PFAS är indelade i några undergrupper och en sådan är de så kallade PFAA:s (perfluorerade alkylsyror) som är organiska syror och är extremt persistenta. Den här gruppen innehåller de flesta av de mer välkända PFAS. PFAA:s kan sedan delas upp i två undergrupper: PFCA (Perfluorkarboxylsyror) som är en grupp med en karboxylsyragrupp (här ingår t.ex. PFOA), och PFSA (Perfluorsulfonsyror) som är en grupp med en sulfonsyra grupp (här ingår t.ex. PFOS). En annan grupp är de så kallade prekursorerna som kan brytas ned i miljön till mer persistenta PFAS. Prekursorerna är ofta mer volatila än PFAA:s vilket gör att de tenderar till att spridas lättare i atmosfären och där kan de även brytas ner till PFCA:s eller PFSA:s (Ahrens and Bundschuh, 2014; Gobelius et al., 2018). Prekursorernas volatila egenskaper är anledningen till att PFAS kan spridas långväga och har hittats även i Arktis (Garnett et al., 2021).

En annan egenskap som är av betydelse är kolkedjans längd. PFCA:s och PFSA:s som har korta kedjor ($<C_7$ och $<C_6$ respektive), och deras prekursorer, tenderar till att vara mer vattenlösliga och därmed mer mobila i miljön (Gobelius et al., 2018). Långkedjiga PFAS har

mer dominerande hydrofoba egenskaper och tenderar i stället att binda in till biota eller organiskt material i jorden och är därför generellt mindre mobila än kortkedjiga PFAS och har högre tendens till att bioackumuleras.

En grupp av PFAS som fått allt mer uppmärksamhet är de som kallas ultrakorta PFAAs, dessa har en kolkedja med 1-3 fluorinerade kol (Björnsdotter et al., 2020). Dessa är mindre utforskade men en studie för Vättern visar på betydande massflöde av Triflorättiksyra (TFA) från nederbörd (Björnsdotter, 2021).

2.2. PFAS och dricksvatten

PFAS är idag en utmaning för dricksvattenproducenter runt om i Sverige och världen. I en studie utförd 2021 av Livsmedelverket undersöktes förekomsten av PFAS i Sveriges kommunala rå- och dricksvatten, studien visade att PFAS detekterades i ca 50 % av både proverna i dricksvatten (n=154) och i råvatten (n=360), totalt undersöktes 580 st olika dricksvattenverk (Livsmedelsverket et al., 2021). PFAS persistenta egenskaper gör att det är mycket svårt att sanera eller rena förorenad mark och vatten, vilket bidragit till att PFAS idag fortsätter att cirkulera i ekosystemet via reningsverk, vattenverk, avfallsanläggningar och deponier (Winchell et al., 2022). Spridning av PFAS kan medföra inte bara stora ekonomiska kostnader för samhället utan resulterar i konsekvenser för ekosystem, människors hälsa och samhällens dricksvattenförsörjning. Ett sådant exempel är Kallinge, Ronneby, där höga PFAS-halter som upptäcktes i dricksvattnet vilket ledde till en uppmärksammad dom om dricksvattenproducenternas ansvar under produktansvarslagen under 2021. Detta innebär att dricksvattenproducenten ska ersätta de personer som lidit skada av att ha druckit vattnet och därmed fått mycket höga halter PFAS i blodet (Blekinge tingsrätt, 2021). Ett annat exempel är Uppsala kommun som sedan 2015 använder aktivt kol för att rena vattnet från PFAS efter att det upptäckts att grundvattnet blivit förorenat av PFAS från en militär brandövningsplats (Uppsala vatten och Avfall, n.d.). Reningen av PFAS uppgår till 10-12 miljoner kronor per år för Uppsala vatten och avfall AB. I Tullinge 2011 fick en vattentäkt tas ur bruk då den kontaminerats av PFAS från en brandövningsplats, en vattentäkt som nu inte kommer kunna användas under mycket lång tid eller för alltid (Enander, 2015).

Det är väl känt att klimatförändringarna orsakar stora utmaningar för samhällen och inte minst för dricksvattenförsörjningen. Torrare somrar och mer extremväder medför att marginalerna till maximal produktionskapacitet i vattenverken minskar och det blir därför mycket viktigt att ha fungerande reservvattentäkter (Sydvatten, 2019). Vi i Sverige har länge varit bortskämda med dricksvatten av både hög kvantitet och kvalitet men idag är situationen förändrad och samhället har inte råd att mista fungerande vattentäkter på grund av föroreningar (Enander, 2015). Det är därför av största vikt att arbeta förbyggande och att tidigt gå in med insatser där kända källor av PFAS finns för att minska risken för spridning till känsliga områden.

2.2.1. Gränsvärden för PFAS i dricksvatten

Idag finns det inget rättsligt bindande gränsvärde för PFAS i dricksvatten i Sverige men i samband med implementering av EU:s reviderade dricksvattendirektiv (EU 2020/2184) ska ett gränsvärde för PFAS införlivas i svensk lagstiftning senast 12 januari 2023, ett gränsvärde som kommer vara juridiskt bindande (Livsmedelsverket, 2021). EU-kommissionens gränsvärde för dricksvatten i det nya direktivet är ett minimivärde satt till

100 ng/l för $\sum_{20}$PFAS, och 500 ng/l för $\sum_{tot}$PFAS (EU, 2020/2184) och varje enskilt EU-land kan sätta skarpare gränsvärden. I Danmark har redan ett mycket strängare gränsvärde satts för $\sum_{4}$PFAS på 2 ng/l (DANVA, 2021).

I dagsläget gäller Livsmedelverkets åtgärdsgräns på 90 ng/l för $\sum_{11}$PFAS för dricksvatten. Detta kommer dock inom en snar framtid att sänkas efter att EFSA (European Food Safety Authority) i september 2020 satte ett nytt riktvärde för det tolerabla veckointaget (TVI) på 4,4 ng/kg kroppsvikt för $\sum_{4}$PFAS (EFSA, 2020). Beaktande av WHO guidelines (WHO 2017) rekommendationer om att allokera TVI för kemiska ämnen utan gränsvärden till dricksvatten (60 kg kroppsvikt, 2 liter vattenintag, 20% allokering av intag till dricksvatten) så kan man anta att rekommenderad halt i dricksvatten är max ca 4 ng/l $\sum_{4}$PFAS.

I Sverige har Livsmedelsverket gått ut med en remiss för implementeringen av EU:s revidering av dricksvattendirektivet i Sveriges dricksvattenföreskrifter och har där föreslagit ett nytt gränsvärde som ska gälla från och med 12 januari 2023 för $\sum_{4}$PFAS på 4 ng/l. Mer om vad som gäller för PFAS och nya gränsvärden går att läsa om på Livsmedelsverkets sida för *Riskhantering PFAS i dricksvatten och egenfångad fisk* (Livsmedelsverket, 2021) liksom på Kemikalieinspektionen sida *Guide om PFAS* (KEMI, 2021b).

2.3. Kända källor till PFAS

I kartläggningen av användningen av PFAS i KEMI (2015a) hittas att fler än 3000 PFAS finns i omlopp på världsmarknaden och för de flesta av dessa är användningsområdet oklart. Det totala förbudet mot användning av produkter innehållande PFOS som trädde i kraft under 2011 har bidragit till en minskning av PFOS-utsläpp från produkter, men detta medförde att kända PFAS-ämnen nu substitueras mot mindre kända PFAS med ännu ej kartlagda effekter (Naturvårdsverket, 2021a). PFAS finns idag i till exempel: Impregneringsämnen, färg, lim, polishämnen, brandskum, biocidämnen (bekämpningsmedel), hydrauloljeämnen, papper- och livsmedelsförpackningar, kosmetiska produkter, skidvalla, medicinska produkter och byggmaterial, för att nämna några (Svenskt Vatten, 2022). PFAS sprids genom tillverkning, användning och restflöden av produkterna i miljön och hamnar i bland annat mat och dricksvatten. Användningen av produkter med PFAS och förekomsten i livsmedel ger upphov till att PFAS återfinns i människokroppen och i till exempel bröstmjölk. I Sverige var det exempelvis en kartläggning över PFAS-tidstrender i blod och bröstmjölk hos förstföderskor i Uppsala som visade på förhöjda halter av PFHxS (Glynn et al., 2011), som ledde fram till upptäckten av det förorenade dricksvattnet i Uppsala 2012 (Enander, 2015). En liknande studie från 2021 undersökte PFAS i bröstmjölk i USA vilket visade på en ökning av nya kortkedjiga PFAS (en trolig effekt av utfasningen av mer kända långkedjiga PFAS som PFOS och PFOA) (Zheng et al., 2021). Studien visade också att 16 olika PFAS återfanns i varierande grad i bröstmjölken, där PFOS och PFOA var de mest vanligt förekommande. Resultaten, både från USA och Sverige, är oroande då det betyder att människor utsätts för PFAS redan som nyfödda (Zheng et al., 2021).

I rapporten KEMI (2015a) går att läsa om flera av de mer kända men också mindre välkända användningsområdena för PFAS - exempelvis att PFAS används i smutsavvisande ytbehandling för smartphones. Under det här avsnittet kommer de större, och mer kända källorna av PFAS att tas upp och kort beskrivas.

2.3.1. Brandskum och brandövningsplatser

På grund av sina filmbildande egenskaper och temperaturresistens har PFAS länge använts i brandskum, så kallat AFFF-skum (aqueous film forming foam), vilket blev uppmärksammat då flertalet dricksvattentäkter blivit förorenade av brandövningsplatser runt om i landet (Hansson et al., 2016; Naturvårdsverket, 2016). Brandskum antas i rapporten Hansson et al. (2016) vara den största punktkällan till PFAS i Sverige då ingen produktion av flourtelomerer funnits i Sverige – vilket annars är en stor källa av PFAS. Framför allt har PFAS spridits från brandövningsplatser där AFFF har tillförts en plats i stora mängder och under lång tid. I Sverige används två sorters skum, så kallat A- och B-skum. Det är B-skummet som innehåller PFAS och används främst på bränder i vätskor, medan A-skum används för till exempel träbränder. Det ska nämnas att trots att A-skum inte innehåller PFAS är inte heller det särskilt miljövänligt då det innehåller tensider som gör gifter i brandrester vattenlösliga vilket resulterar i att ämnena lättare kan spridas till grundvatten och jord (Kärrman och Wennström, 2016).

År 2008 blev PFOS förbjudet i varor och i kemiska produkter inom EU (Naturvårdsverket, 2021a), men det var tillåtet att fram till 2011 använda upp redan inköpta produkter som innehöll PFOS (exempelvis AFFF-skum/B-skum). Användningen av skum har ändrats mycket sedan 2008 då kunskapen om miljöeffekterna från brandskum ökat, men trots detta kan skumanvändning fortfarande lokalt resultera i mycket negativa konsekvenser på dricksvattenförsörjning, exempel på det är en villabrand i Hamre då det av misstag användes skum innehållande PFAS vilket resulterade i att flertalet brunnar i närområdet blev förgiftade (Rydell, 2019). Kunskapen om problemen med spridning av PFAS i miljön har ökat lett till att flera räddningstjänster antagit strategier för att minimera skumanvändning och har miljömedveten släckmedelsanvändning (t.ex. Attunda och Storstockholms brandförsvar).

2.3.2. Avloppsreningsverk & enskilda avlopp

Reningsverk tar emot avloppsvatten och dagvatten från städer men kan även ta emot spillvatten från industrier. Det breda upptagsområdet som reningsverk har gör att PFAS från många olika produktions- och användningsled samlas upp på en plats vilket resulterar i förhöjda halter av PFAS i både vattnet som lämnar anläggningen och slammet som blir restprodukten (Winchell et al., 2022). Vattnet släpps ut i recipienter så som sjöar och vattendrag, och slammet kan i vissa fall användas som gödsel och markförbättring på åkrar (KEMI, 2021a). Reningsverk räknas som en av de största spridningsvägarna av PFAS från samhället till miljön (Hansson et al., 2016).

Enskilda avlopp kan också vara en källa till PFAS men då enskilda avlopp endast tar emot vatten från hushåll skiljer sig utsläppen av PFAS troligen från utsläppen från avloppsreningsverken som tar emot blandat avloppsvatten.

2.3.3. Nederbörd

Nederbörd anses kunna vara en betydande diffus källa av PFAS både i Sverige och världen (KEMI, 2021a; Podder et al., 2021). I studier av KEMI (2021a) och Hansson et al. (2016) uppskattats att den globala användningen och produktionen av PFAS medför att en betydande andel PFAS tillförs Sverige via just atmosfärisk deposition.

Det finns lite dokumenterat om torrdeposition av PFAS (Potter et al., 2021) men efter konsultation med Lutz Ahrens bedöms torrdeposition vara försumbart i sammanhanget då det endast skulle kunna vara en källa av PFAS på mycket lokal skala orsakad av exempelvis damm.

2.3.4. Markanvändning

Studier har gjorts på hur PFAS-halter varierar i jord eller avrinning beroende på markanvändning, så som exempelvis jordbruk, bergsområden och skog kontra industriområden, deponi eller olika områden i städer (Gobelius et al., 2018; Sim et al., 2021; Winchell et al., 2022; Xiao et al., 2012). Det flertalet sett är att förhöjda halter PFAS återfinns i recipienter/områden som påverkas av industrier, lakvatten från avfallsanläggningar eller tungt trafikerade områden alternativt tätbefolkade områden (så som stadskärnor). En studie undersökte PFAS i material som sopats från vägar i städer och detekterade 37 olika PFAS i totalt 171 prover från olika städer (Ahmadireskety et al., 2021).

Områden så som jordbruksmark, skogsmark och bergsområden (som inte är påverkade av någon känd punktkälla) visar på låga halter jämfört med ovan nämnde områden. I studien Sim et al. (2021) är halterna mycket lika mellan jordbruksmark, skog och bergsområden, men den relativa koncentrationen mellan olika PFAS-ämnen skiljer sig mellan områdena. Jordbruksmark kan dock ha högre halter PFAS jämfört med skog och annan icke exploaterad mark då spridning av slam, förorenat vatten och bekämpningsmedel medför att PFAS kan ackumuleras på jordbruksmark (Costello och Lee, 2020).

2.3.5. Avfallsanläggningar & deponier

Avfallsanläggningar och deponier kan både agera som punktkällor, om lakvatten släpps ut direkt till omgivningen, eller som sekundär källa om lakvattnet i stället går via reningsverk. Det är väl känt att avfallsanläggningar är en spridningsväg av PFAS (Gobelius et al., 2018; Modin et al., 2018; Podder et al., 2021; Winchell et al., 2022) vilket inte heller är förvånande med tanke på att avfallsanläggningar just tar emot det avfall som samhället vill bli av med: exempelvis sanerade jordmassor förorenade med PFAS eller brandskum. Idag finns det inga krav satta på tolerabla halter PFAS i lakvatten som släpps ut i recipient från avfallsanläggningar (Naturvårdsverket, 2021b). Detta medför att det inte heller finns krav på att avfallsanläggningar mäter PFAS kontinuerligt, vilket i sin tur gör att det saknas data över utsläpp av PFAS från avfallsanläggningar. I studien Modin et al. (2018) undersöktes 18 större anläggningar i Sverige och där konstateras att det blir vanligare att krav ställs på utredning av PFAS, dock var det inga anläggningar i deras studie som hade utsläppsvillkor gällande PFAS och ingen hade heller någon rening, specifikt för PFAS, installerad.

I studien Gobelius et al. (2018) undersöks $\sum_{26}$PFAS i lakvatten från 10 deponier i Sverige, resultaten visade på medelhalter på 490 ng/l (median 440 ng/l) med ett maxvärde på 1300 ng/l (åtgärdsgränsen för dricksvatten ligger på 90 ng/l för $\sum_{11}$PFAS i dagsläget). Dessa värden var de högsta halter som uppmättes av de totalt 493 proverna (på ytvatten, grundvatten, referenssjöar, deponier och avloppsreningsverk) som undersöktes i studien. Proverna togs på platser som antingen antogs vara i närheten av en PFAS-hot spot, eller som var intressanta som dricksvattenkällor. Halter i samma storlek uppmättes i obehandlat lakvatten från avfallsanläggningar i Sverige i studien Modin et al. (2018) för PFOS på 120 ng/l, PFOA 300 ng/l, PFHxA 480 ng/l, PFPeA 410 ng/l och PFBA 230 ng/l.

2.3.6. Industrier

Flertalet industrier kan agera som punktkällor för PFAS då PFAS förekommer i många olika produkter eller processteg. Exempel på industrier som kan släppa ut PFAS är industrier som producerar/handskas med textilier, pappers- och livsmedelsförpackningar, skidvalla, rengöringsmedel, kosmetika, PTFE-produkter (exempelvis teflon), hårdförkromning, färg eller plast (KEMI, 2021a).

2.4. Kända PFAS-källor i Östra Mälaren

Det finns ett antal platser i östra och nordöstra Mälaren där det är väl känt att platser/verksamheter bidragit till höga halter i några av vattendragen. Några av dessa är:

- **Märstaån:** Ån har höga halter PFAS på grund av Arlandas brandövningsfält som under många år använt PFAS-innehållande brandskum som läckt till omgivande marker, grundvatten och ytvatten (Norström et al., 2015; Rosenqvist et al., 2017).
- **Fyrisån:** Höga halter PFAS har uppmätts i Fyrisån vilket till största del tros bero på Försvarets brandövningsfält vid Ärna flygplats norr om Uppsala (Johansson och Helldén, 2015). Andra punktkällor som också tillför PFAS är Uppsalas avloppsreningsverk Kungsängsverket som ligger strax söder om Uppsala samt ett brandövningsfält (Viktoria) som ligger öster om Uppsala.
- **Bällstaån**: Det verkar inte vara en enstaka punktkälla som bidragit till de höga halterna PFAS i Bällstaån som rinner genom nordvästra delen av Stockholm, utan bedömningen är att PFAS tillförs från ett stort antal punkt- och diffusa källor (exempelvis en deponi, dagvatten och en helikopterplatta) (Bjerking, 2015; Tyréns AB, 2016).

En annan välkänd plats är Rosersberg, som ligger söder om Märstaåns utlopp. Där har Räddningsverkets skola legat vilket användes för brandutbildningar för både räddningstjänst och försvarsmakten, vilket bidragit till höga utsläpp av PFAS i området (Enander, 2015). Troligtvis har mycket PFAS läckt ut direkt i Mälaren varför det till det här projektet inte finns någon mätpunkt som direkt mätt belastningen av Rosersberg specifikt.

3. Metod

Under denna rubrik kommer dataunderlag och beräkningar för varje delprojekt att presenteras:

- Del 1: PFAS massflöden i delbassänger och vattendrag i nordöstra och östradelen av Mälaren
- Del 2: PFAS massbalans inom Mälaren-Görvälns vattenförekomstområde (VARO) samt inflöden och utflöden ur området

För varje underrubrik presenteras data och beräkningar att för de olika typer av källor som undersökts. Det som är gemensamt för båda delprojekten är:

- Alla dataunderlag har inte mätt samtliga PFAS som ingår i $\sum_{11}$PFAS, ofta saknas 6:2 FTS och därför används i stället $\sum_{10}$PFAS. Om både 6:2 FTS och PFBA saknas

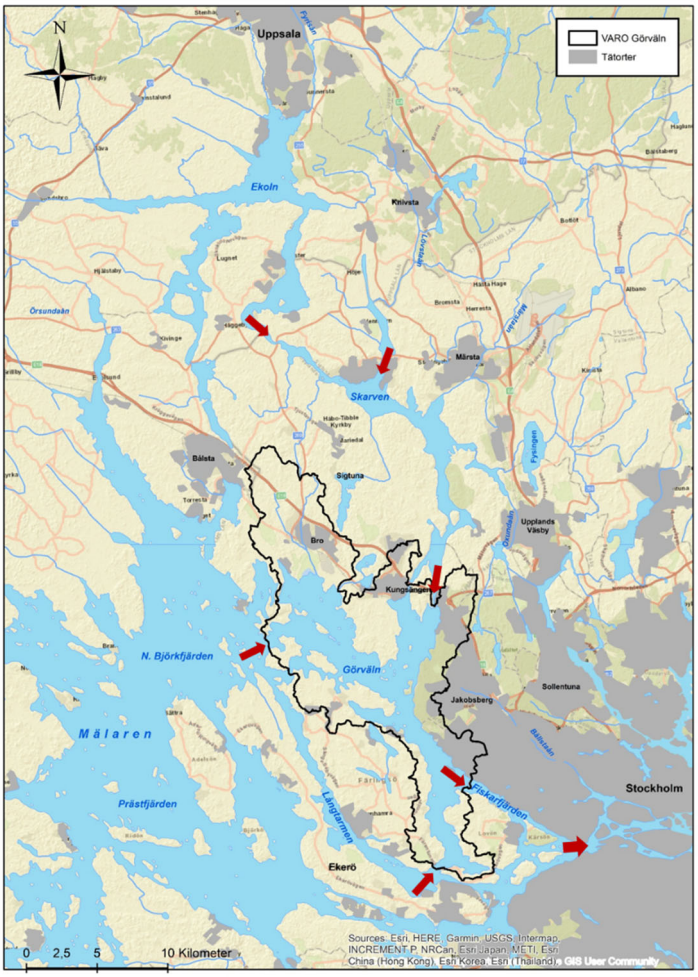
används $\sum_9$PFAS. Saknas någon annan PFAS noteras detta. I Appendix Tabell 29 finns alla dataunderlag som använts presenterade och vilka PFAS (av $\sum_{11}$PFAS) som har uppmätts.

- För alla mätresultat som är <LOQ (limit of quantification) eller < Rapporteringsgränsen så har koncentrationen satts till 0.
- Då flertalet dataunderlag innehåller begränsade antal mätningar används medianvärden för att minska risken för att extremvärden blir för betydande vid beräkning av massflöden. Om medelvärde i stället använts på grund av platsspecifika förhållande har detta noterats.
- Max-, medel, median- och minimivärden presenteras för att ge en bild av spridningen i dataunderlaget. Antal mätningar (n) presenteras även för att ge en bild av osäkerheten i dataunderlaget.

I Figur 1 visas en överblick över det område i nordöstra och östra delen av Mälaren som inkluderats i Del 1 av projektet, tillsammans med flödesriktningar mellan de större uppströms delbassängerna. Markerat i kartan finns även gränserna för VARO Görväln, vilket används som avgränsning för massbalansen i Del 2 och markerar de landytor som avrinner direkt till Mälaren-Görväln.

Samtliga kartor som presenteras i rapporten är framtagna med hjälp av det geografiska informationssystemet ArcGIS med programmet ArcMap. Med hjälp av programmet har även många geografiska avgränsningar gjorts.

I rapporten ”Sammanställning av befintlig kunskap om föroreningskällor till PFAS-ämnen i Svensk miljö” (Hansson et al., 2016) ges en bra överblick över massflöden av PFAS som tillförts miljön på nationell nivå, denna rapport har till stor del lagt grunden till det här projektet vad gäller PFAS-källor, en del data liksom metodik. I detta projekt så har dock både mängden PFAS som släppts ut i miljön uppskattats och även andelen PFAS som sedan lakas ut till Mälaren.



Figur 1. Karta över flödesriktningar i nordöstra och östra delen av Mälaren. Från utflödet från Ekoln i norr till Mälarens utflöde i kartans nedre högra hörn. Kartan visar även avgränsningen för vattenförekomstområdet (VARO).

3.1. Del 1: Massflöden i nordöstra och östra Mälaren

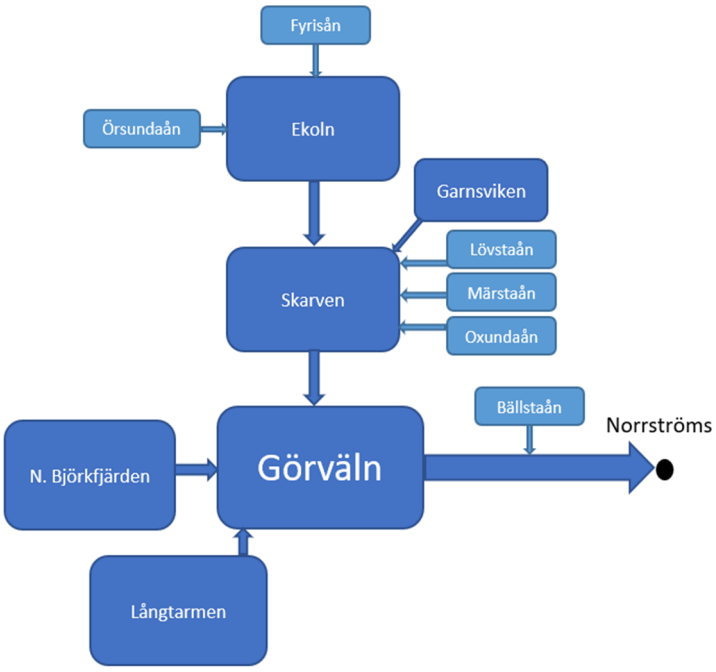
I detta avsnitt presenteras metod för massflödena i delbassänger och vattendrag i nordöstra och östra delen av Mälaren. Vattendragen som inkluderats i studien är Fyrisån, Örsundaån, Lövstaån, Märstaån, Oxundaån och Bällstaån, och bassängerna är Ekoln, Garnsviken, Skarven, Prästfjärden/Norra Björkfjärden, Långtarmen och Görväln. Norrström är även inkluderat vilket markerar hela Mälarens utlopp, se konceptuell bild över delbassängerna och vattendrag i Figur 2. För både vattendrag och delbassänger beräknades massflödet PFAS (kg/år) enligt:

$$PFAS\left[\frac{kg}{\text{år}}\right] = PFAS\left[\frac{ng}{l}\right] * (10^{-12} * 1000)\left[\frac{kg}{ng} * \frac{l}{m^3}\right] * vattenföring\left[\frac{m^3}{s}\right] * (3600 * 24 * 365)\left[\frac{s}{\text{år}}\right]$$

Där koncentrationen i vattendraget eller delbassängen, *PFAS [ng/l]*, är ett årsbaserat medianvärde från så nutida mätningar som möjligt (i den mån det varit möjligt) och där *vattenföringen* (vilken i fallet för delbassängerna är vattenflödet vid utloppen) representeras av ett årsmedelflöde. Massflödet blir därför ett mått på den mängd PFAS som flödar ut från vattendraget eller delbassängen ett medelår.

Generellt har så aktuella data som möjligt använts och mätprogram som tagit prov på många platser har använts där det varit möjligt för att analysmetoder och provtagningen ska vara jämförbar mellan olika platser. Där det har varit möjligt så har mätprogram som innehållit flera mätningar under en tidsperiod använts istället för mätningar vid enbart ett tillfälle. Det finns dock begränsat antal mätningar av PFAS i Mälaren och dess tillflöden.

Då det i majoriteten av dataunderlagen endast är analyserat 9 stycken PFAS ämnen (6:2 FTS och PFBA har ofta inte analyserats) så är det summan av dessa ($\sum_9$PFAS) som kommer användas i resultaten i stället för summan av de 11 stycken PFAS som ingår i Livsmedelsverkets gällande åtgärdsgränsvärde ($\sum_{11}$PFAS). Det innebär att 6:2 FTS och PFBA inte är inkluderade i beräkningarna av massflöden för ∑9PFAS. Notera att namnen Prästfjärden och N. Björkfjärden ibland kommer att användas synonymt för inflödet till Görväln från nordväst då det för beräkningarna är *vattenflödet* från N. Björkfjärden som använts, men *koncentrationen* PFAS som uppmätts kommer från Prästfjärden på grund av avsaknad av mätningar i N Björkfjärden.



.

Figur 2. Konceptuell bild över flödena mellan delbassänger i östra och nordöstra Mälaren. I bilden är vattendragen markerade med ljusblåa boxar och Mälarens delbassänger markerade med mörkblåa boxar.

3.1.1. Beräkning & data för vattendrag

I Tabell 1 presenteras de dataunderlag för PFAS som använts för beräkningarna för massflöden från vattendrag. Gällande mätningar av PFAS i vattendragen användes för alla vattendrag PFAS-koncentrationer hämtad från Malnes et al. (2021) förutom Fyrisån och Bällstaån. Malnes et al. (2021) har analyserat PFAS i flertalet vattendrag och delbassänger runtom Mälaren mellan november 2019 och april 2020. För Bällstaån inhämtades data från Stockholm Miljöförvaltning (Pirard, 2021) avseende mätningar mellan 2015-2019, vilket innefattar totalt 110 mättillfällen men där olika många PFAS mätts. För Fyrisån användes data från Gago-Ferrero et al. (2017) vilket motiveras längre ned. Detta dataunderlag mätte bland annat inte PFPeA varför $\sum_8$PFAS presenteras för Fyrisån. Utöver data från Malnes et al. (2021) kunde kompletterande data hämtas från Länsstyrelsen Stockholm (2019) som

inom ramen för EU-projektet LIFE IP Rich Waters mätte PFAS i flertalet vattendrag och sjöar i Stockholm två gånger under 2019, vilket inkluderade Märstaån och Oxundaån. Ytterligare data för Märstaån ska finnas hos Swedavia och hos Märstaåns vattenvårdsförbund för andra år, vilket vi dock inte fick ta del av för detta projekt.

Tabell 1. Dataunderlag för beräkning av massflöden för vattendragen: Fyrisån, Örsundaån, Lövstaån, Märstaån, Oxundaån och Bällstaån.

Datatyp	Vattendrag	Källa
PFAS	Alla utom Fyrisån & Bällstaån	(Malnes et al., 2021)
PFAS	Märstaån, Oxundaån	(Länsstyrelsen Stockholm, 2019)
PFAS	Fyrisån	(Gago-Ferrero et al., 2017)
PFAS	Bällstaån	Stockholm Miljöförvaltning (Pirard, 2021)
Vattenflöden	Alla	SMHI Vattenwebb (SMHI, 2021a)

För vattendragens flöden beräknades ett medelflöde baserat på modellerade årsmedelvärden från 16 år, 2004-2019, hämtat från SMHI Vattenwebb (SMHI, 2021a). Flöden för vattendragen är baserad på en så lång period som möjligt, optimalt hade dock varit att ha minst 20 år av data (Gustavsson et al., 2019). Ytterligare information gällande vattenflöden ut från vattendragen, koordinater som använts för utloppen, SUBID och källa går att hitta i Appendix Tabell 29.

I Tabell 2 presenteras de koncentrationer som använts för beräkningar av massflöden och även hur många mätningar värdena baseras på. Dessa koncentrationer är medianvärden av de dataunderlag som presenterats i Tabell 1. För vattendragen är koncentrationen $\sum_9$PFAS lägst i Örsundaån (5,4 ng/l) följt av Fyrisån (20 ng/l), Oxundaån (20 ng/l), Lövstaån (32 ng/l), Bällstaån (62 ng/l) och Märstaån (164 ng/l). För PFOS är koncentrationer i Örsundaån (0 ng/l, <LOQ), följt av Lövstaån (1,8 ng/l), Oxundaån (2,6 ng/l), Fyrisån (6 ng/l), Bällstaån (17 ng/l) och Märstaån (56 ng/l). Dessa halter kan jämföras med gränsvärdet som finns för PFOS i ytvatten vilket ligger på 0,65 ng/l (KEMI, 2021c) vilket innebär att endast Örsundaån ligger under det gränsvärdet. Observera att värden för Örsundaån och Lövstaån endast baseras på 2 mätningar, i övriga vattendrag har minst 4 mätningar gjorts. Det finns i dagsläget inget gränsvärde för andra PFAS än PFOS i ytvatten, däremot finns en åtgärdsgräns för dricksvatten på 90 ng/l för $\sum_{11}$PFAS (KEMI, 2021c) vilket Märstaån överskrider.

*Tabell 2. Medianvärden av koncentration PFAS för de olika vattendragen, värden i parentes är medelvärden. Till höger presenteras även antal mätningar (n) som är gjorda samt årsmedelvattenflöde (baserat på 16 år). *$\sum_8$PFAS*

Vattendrag Enhet: [ng/l]	$\sum_9$PFAS	min:max	$\sum_4$PFAS	min:max	PFOS	min:max	n	Flöde [m^3/s]
Fyrisån	**20*** (18)	8,1 : 24	**16** (14)	5,7 : 18	**6,0** (5,4)	2,3 : 7,5	4	12,6
Örsundaån	**5,4**	0,97 : 9,8	**1,1**	0,97 : 1,3	**0**	-	2	4,37
Lövstaån	**32**	9,7 : 54	**9,0**	4,7 : 13	**1,8**	0,68 : 3,0	2	0,65
Märstaån	**164** (158)	78 : 228	**117** (113)	49 : 172	**56** (60)	27 : 100	4	0,45
Oxundaån	**20** (20)	17 : 23	**7,2** (7,5)	6,1 : 9,3	**2,6** (2,5)	1,6 : 3,4	4	1,49
Bällstaån	**62** (68)	20 : 208	**30** (33)	3,2 : 115	**17** (20)	0 : 74	30-110	0,31

I fallet för vattendragen är Fyrisån ett specialfall. Då reningsverket Kungsängsverket (KV), som ligger uppströms Fyrisåns utlopp till Ekoln, släpper ut ett relativt jämt flöde med vatten med höga halter av PFAS, kan detta flöde dominera olika mycket beroende på flödet i Fyrisån under året. Trots hög koncentration i vattnet från KV blir massan tillförd PFAS låg från KV, då flödet är mycket lågt jämfört med Fyrisåns flöde. Detta gör dock att under

perioder av låga flöden i Fyrisån, sommarmånaderna, blir koncentrationerna mycket högre än vanligt på grund av ökad andel KV-vatten. När data för Fyrisån analyseras för åren 2013-2014 (data hämtad från Norström et al. (2015)) där mätningar finns för varje månad framkommer det att massflödet av PFAS framför allt korrelerar med förändringar i flödet i Fyrisån och inte koncentrationerna – det vill säga massan PFAS tillförd Ekoln är låg under sommaren på grund av låga flöden, trots höga koncentrationer. Det blir därför mycket viktigt att vid beräkning av en årsbelastning av PFAS från Fyrisån basera detta på så många mätningar som möjligt och att dessa är så jämt utspridda på året. Då dataunderlaget från Malnes et al. (2021) liksom ett kompletterande dataunderlag utfört av Fyrisåns vattenvårdsförbund (båda från 2019-2020) tillsammans hade mätningar där majoritet var gjorda under sommaren (med mycket höga koncentrationer) bedömdes det föreligga stora osäkerheter i att använda dessa data. Dataunderlaget från Norström et al. (2015) fanns inte separerat för de olika PFAS-ämnena och kunde därför inte användas (men kan användas som en referens), i stället användes data från Gago-Ferrero (2017) som medvetet mätte PFAS i Fyrisån under fyra olika tidpunkter för att se säsongsvariationerna (nov 2014, mars, juni och september 2015) dessa data bedömdes därför ge en mer representativ bild än dataunderlagen från 2019-2020.

Massflödet, kg PFAS/år, kan beräknas på många olika sätt och ge olika resultat, vilket i fallet för Fyrisån kan få lite extra stor betydelse. Massflödet blir olika beroende på om beräkningen utgår från en *medelbelastning* per dag (Ekvation 1) eller om den utgår från en *medelkoncentration* och ett *årsmedelflöde* (Ekvation 2). Då massflödena för övriga vattendrag beräknats med hjälp av ett medelflöde baserat på 16 år, bedöms det mest representativt att använda detta medelflöde även för Fyrisån (dvs Ekvation 2). En förändring som dock har gjorts för Fyrisån är att medelkoncentrationen har använts i stället för median (som för övriga vattendrag och delbassänger), detta eftersom det är känt att koncentrationerna i Fyrisån varierar kraftigt över året och därför inte är extremvärden på samma sätt som i andra vattendrag. Alltså kommer det i kommande resultat för Fyrisån alltid att presenteras medelkoncentration samt ett massflöde baserat på medelkoncentrationen. Det ska också poängteras att de antaganden som gjorts för Fyrisån (använda årsmedelflöde och medelkoncentration) medför att massflödet från Fyrisån presenterat i denna rapport skiljer sig från tidigare beräknade värden från exempelvis Norström et al. (2015) som räknat specifikt för 2013, baserat på *medelbelastning* för varje månad (deras: 4,6 kg/år $\sum_{12}$PFAS, kontra detta projekts: 7,9 kg/år $\sum_{8}$PFAS).

Ekvation 1

$$Massflöde = \left[\sum_{i=1}^{n} \frac{(x_i * Q_i)}{n}\right] * 365$$

Ekvation 2

$$Massflöde = \left[\sum_{i=1}^{n} \frac{x_i}{n}\right] * Q_{årsmedel} * 365$$

x=koncentration PFAS [kg/m^3]
Q=flöde [m^3/d]
i=mättillfälle
n=antal mättillfällen
Massflöde = [kg/år]

3.1.2. Beräkning & data för uppströms delbassänger

I Tabell 3 presenteras det dataunderlag som använts för beräkning av massflödet mellan Mälarens delbassänger. Koncentration PFAS i Ekoln, Skarven, Prästfjärden (Norra Björkfjärden) och vid Norrström (Mälarens utlopp) baseras på data från Malnes et al. (2021) och baseras på 4-8 mätningar från 2019-07 till 2020-04 (två mätningar för Norrström). Länsstyrelsen Stockholm (2019) mätte även PFAS i Garnsviken varför denna lades till utöver de delbassänger som analyserades i Malnes et al. (2021). För Görväln användes ett dataunderlaget sammanställt av Ejhed (2021) med data från 49 olika mätningar från olika

undersökningar mellan åren 2010-2020 (i den sammanställningen ingick även data från Malnes et al. (2021)). För massflödet från Långtarmen, i södra delen av Görväln, används samma koncentrationer som uppmätts i Prästfjärden av Malnes et al. (2021). Då endast två mätningar gjordes för Norrström, Mälarens utlopp, i Malnes et al (2021) kompletterades denna data med mätningar från Ahrens et al. (2018) som mätte PFAS fyra gånger mellan 2016-2017. Dessa mätningar utfördes specifikt för att fånga säsongsvariationer och är därför utspridda under året.

Tabell 3. Dataunderlag för beräkning av massflöden för Mälarens delbassänger och utlopp vid Norrström. De delbassänger som inkluderats i studien är Ekoln, Skarven, Garnsviken, Prästfjärden/Norra Björkfjärden och Långtarmen.

Datatyp	Delbassänger & utlopp	Källa
PFAS	Alla utom Garnsviken	(Malnes et al., 2021)
PFAS	Görväln	(Ejhed, 2021)
PFAS	Garnsviken	(Länsstyrelsen Stockholm, 2019)
PFAS	Norrström	(Ahrens et al., 2018)
Flöden	Alla	(Sahlberg och Gustavsson, 2010)

Flödet ut från och mellan bassängerna hämtades från SMHI som beräknat flöden med deras HOME-modell (Sahlberg and Gustavsson, 2010). Denna användes på rekommendation av SMHI då HOME-modellens flödesuppskattningar tar hänsyn till fler parametrar än modellen som används på SMHI vattenwebb (Temerud, 2021). Flödena som användes är nettoflöden mellan bassängerna och är ett medelvärde baserat på 18 år mellan 1990 – 2008. Observera att flödena som använts från modellen som beskrivs i Sahlberg och Gustavsson (2010) kan skilja sig något från de flöden som presenteras i deras rapport, detta då Norrvatten beställde nya flöden några år senare vilket resulterade i marginellt förändrade flöden, vilka är de som presenteras i Tabell 4. Ytterligare information gällande vattenflöden ut från delbassängerna, koordinater som använts för utloppen, SUBID och källa går att hitta i Appendix Tabell 29.

I Tabell 4 presenteras de koncentrationer som använts för beräkningar av massflöden och även hur många mätningar medianvärdet baseras på samt medelvattenflöden. Dessa koncentrationer är medianvärden av de dataunderlag som presenterats i Tabell 3. För delbassängerna är variationerna i koncentration för $\sum_9$PFAS inte lika stora som för vattendragen, vilket är förväntat med tanke på utspädningen som sker i och med omblandningen i de stora vattenvolymerna i bassängerna. Koncentrationerna $\sum_9$PFAS ligger mellan 8,8 ng/l i Ekoln och 12 ng/l i Garnsviken. Där emellan ligger Norrström (9,0 ng/l), Skarven (9,2 ng/l), Prästfjärden (9,6 ng/l) och Görväln (10,5 ng/l). Att ha i åtanke är att värdena för Garnsviken baseras på endast två mätningar, i övriga bassänger har minst 4 mätningar gjorts. Alla halterna är långt under dagens åtgärdsgränsen för dricksvatten på 90 ng/l (gäller dock för $\sum_{11}$PFAS).

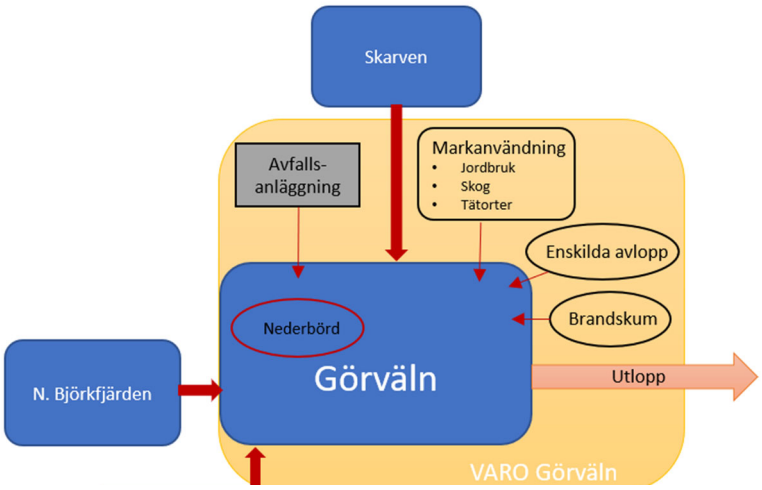
Tabell 4. Medianvärden av koncentration PFAS för de olika bassängerna, värden i parentes är medelvärden. Till höger presenteras även antal mätningar medianvärdet är baserat på. Observera att för Långtarmen används samma koncentrationer som uppmätts i Prästfjärden varför inga värden presenteras för Långtarmen.

Bassänger [ng/l]	$\sum_9$PFAS	min:max	$\sum_4$PFAS	min:max	PFOS	min:max	n	Flöde [m^3/s]
Ekoln	**8,8** (8,5)	4,6 : 12	**4,5** (4,9)	3,3 : 8,3	**17** (2,1)	0,8 : 4,4	6	19,2
Garnsviken	**12**	6,6 : 17	**4,7**	2,6 : 6,9	**2,1**	1,3 : 2,9	2	0,6
Skarven	**9,2** (10,0)	8,3 : 14	**6,5** (6,6)	5,4 : 8,1	**2,2** (2,5)	2,0 : 3,7	4	21,9
Prästfjärden/N. Björkfjärden	**9,6** (9,0)	4,6 : 16	**3,6** (4,0)	2,1 : 7,4	**1,0** (1,4)	0,7 : 2,8	8	54,6
Görväln	**10,5** (11,1)	4,4 : 19	**5,4** (5,3)	2,2 : 15	**2,2** (2,4)	0,49 : 5,2	49	92,9
Långtarmen	-	-	-		-	-	-	16,4
Norrström	**9,0**	7,0 : 10,9	**5,0**	3,5 : 6,6	**2,4**	0,6 : 3,8	6	150,1

3.2. Del 2: Massbalans Mälaren-Görväln

Utöver de större massflödena av PFAS från närliggande bassänger till Görväln som beskriv i del 1, har det under det här avsnittet beräknats en belastning av punkt- och diffusa källor från markområdena inom VARO Görväln liksom vad som tillförs från nederbörd på själva vattenytan, se konceptuell bild över inflöden av PFAS i Figur 3. De källtyper som massflöden har beräknats för, vilka presenteras i kommande sektioner, är:

- Nederbörd på vattenytan
- Enskilda avlopp (inga Avloppsreningsverk ligger inom VARO Görväln)
- Brandskum från tidigare räddningsinsatser
- En avfallsanläggning
- Markanvändning separerat för: skog, jordbruk, övrig mark, tätorter (underkategorier: boendeområden och stad)
- Slamspridning på jordbruksmarkerna



Figur 3. Konceptuell bild över inflöden av PFAS till Vattenförekomstavrinnignsområdet (VARO). Mörkröda pilar, eller ring, representerar inflöde av PFAS till Görväln, den rosa pilen indikerar utflödet från Görväln

Majoriteten av dataunderlagen som använts för massbalansen i Del 2 omfattar mätningar av 10 stycken PFAS (enbart 6:2 FTS saknas av de PFAS som ingår i Livsmedelsverkets $\sum_{11}$PFAS). Men eftersom massflödena för delbassängerna från Del 1 (dvs inflödena till Görvälnbassängen) är beräknade för $\sum_{9}$PFAS så har även massflöden inom VARO Görväln beräknats för $\sum_{9}$PFAS, så att massflöden i samma storleksordning ska gå att jämföra.

3.2.1. Nederbörd

För beräkning av massflödet PFAS från nederbörd användes en årsnederbördsmängd, samt koncentrationen PFAS uppmätt i nederbörd, båda dataunderlagen hämtades från SMHI, se Tabell 5. Data över nederbördsmängd för området har hämtats från SMHI från de två

stationer som ligger närmast Görväln och som har mätdata fram till 2019 och 2020 och 20 år tillbaks i tiden (SMHI, 2021b). Detta medför att två stationer är aktuella: Adelsö (fram till 2020) och Sätra Gård station (fram till 2019), se Tabell 6. Ett årsmedel beräknas från varje station baserat på de senaste 20 åren, och detta anpassas till Görväln (som ligger ungefär mitt emellan stationerna) genom att ta ett medelvärde mellan de två stationerna. Detta resulterade i ett årsmedelvärde för Mälaren-Görväln på 501 mm/år. Koncentrationen PFAS i regn hämtas från SMHI från ”datavärdskap luft – halter i nederbörd” från stationen Norunda, Stenen (SMHI, 2021c). Medianvärdena som står presenterade i Tabell 7 är baserat på 24 mätningar gjorda mellan december 2017 – november 2019. För nederbörd har halter under detektionsgränserna räknats som detektionsgränsen, dvs värden<LOQ = LOQ. Detta då halterna i nederbörden vid denna station är mycket låga, och betydligt lägre än exempelvis halter uppmätta i Vättern (Björnsdotter, 2021).

Tabell 5. Dataunderlag för beräkning av massflöden från nederbörd

Datatyp	Källa
PFAS i nederbörd	(SMHI, 2021c)
Nederbördsmängd	(SMHI, 2021b)

Tabell 6. Stationsinformation för de två nederbördsstationerna hämtade från SMHI (SMHI, 2021b).

Stationsnamn	Longitud	Latitud	Avstånd till Görvälnverket	Årsmedel
Adelsö	17,5213	59,3579	19 km	465 mm
Sätra Gård	17,8446	59,5335	14 km	536 mm
Medel (Görväln):				501 mm

Tabell 7. Koncentration PFAS i nederbörd.

[ng/l]	Median (medel)	min:max	n
$\sum_{10}$**PFAS**	**1,5** (1,8)	1,4 : 2,9	24
$\sum_{4}$**PFAS**	**0,49** (0,54)	0,21 : 1,2	24
PFOS	**0,10** (0,13)	0,05 : 0,5	24

För att beräkna belastningen av PFAS från nederbörd tas det endast hänsyn till nederbörden som faller på vattenytan inom VARO Görväln, detta eftersom nederbörden som faller på land kommer att tas med när belastningen från markanvändningen beräknas. Arean av vattenytan beräknas i ArcMap till 72 575 190 m^2. För att beräkna belastningen multipliceras koncentrationerna (median) med arean och medelnederbörden.

3.2.2. Enskilda avlopp

Inga mätningar har hittats för PFAS från enskilda avlopp i Sverige varför mätdata i utgående avloppsvatten har använts för att uppskatta belastningen från enskilda avlopp. Då avloppsreningsverk kan ta emot spillvatten från industrier eller dagvatten från mer eller mindre förorenade områden utöver hushållens avloppsvatten, användes data för ett reningsverk som endast tar in vatten från hushåll. Detta erhölls från Haglund (2018), en miljöövervakning av utgående vatten och slam för ett antal reningsverk utspridda i Sverige, för reningsverket Bergkvara. Detta reningsverk var det enda som inte tog emot vatten från industrier, dock uppskattas mängden ovidkommande vatten/dagvatten till verket vara 46 %, i övrigt tar det endast emot vatten från hushåll. Två mätningar gjordes på olika PFAS under 2016 och 2017, medelvärdet av dessa två mätningar presenteras i Tabell 8. Visserligen mättes samtliga PFAS i $\sum_{11}$PFAS men då båda mätningarna för 6:2 FTS var under LOQ är $\sum_{11}$PFAS = $\sum_{10}$PFAS i just detta fall. I Tabell 8 presenteras även vad belastningen av PFAS blir per personekvivalent (pe) för Bergkvara, detta beräknades med hjälp av flödet som

Bergkvara tar emot per år och anslutna personekvivalenter vilka är 0,7 Mm^3/år och 3000 respektive (Haglund, 2018).

Tabell 8. Koncentration PFAS i vattnet Bergkvara avloppsreningsverk. Till höger i tabellen framgår även vad belastningen blir per personekvivalent (pe) baserat på mediankoncentrationer. I fallet för Bergkvara är $\sum_{11}$PFAS = $\sum_{10}$PFAS då 6:2 FTS var under LOQ vid båda mättillfällena.

	Median [ng/l]	min:max [ng/l]	n	Belastning per pe [kg/(pe år)]
$\sum_{11}$PFAS ($\sum_{10}$PFAS)	**28,5**	27,8 : 29,1	2	**$6,6*10^{-6}$**
$\sum_{4}$PFAS	**23,9**	21,9 : 26,0	2	**$5,6*10^{-6}$**
PFOS	**10,4**	9,15 : 11,6	2	**$2,4*10^{-6}$**

Tre kommuner (Järfälla, Ekerö och Upplands-Bro kommun) ligger inom VARO Görväln och dessa kontaktades för att få tillgång till koordinater för enskilda avlopp. För Ekerö kunde detta erhållas men specifikt endast för fastigheter med slambrunnar. För Järfälla erhölls detta för ett antal fastigheter, dessa var dock inte uppdaterade varför det är möjligt att siffran har ändrats. För Upplands-Bro erhölls koordinater från 2016. I ArcMap kunde antal fastigheter med enskilt avlopp som ligger inom VARO Görväln plockas ut vilket står presenterat i Tabell 9 för varje kommun. I tabellen står även presenterat antal pe som i medel är anslutna till ett enskilt avlopp för vardera kommun, vilket beräknats med hjälp av totala antalet pe samt enskilda avlopp för vardera kommun (Olshammar och Svanström, 2020). Notera att det i detta fall är räknat på enskilda avlopp som är registrerade för både permanent boenden och fritidsboenden.

Tabell 9. Enskilda avlopp som ligger inom VARO Görväln för vardera kommunen samt det totala antalet pe detta resulterar i.

Kommun	Enskilda avlopp inom VARO	Medel pe/Avlopp	Total antal pe inom VARO
Järfälla	18	3,0	55
Ekerö	621	2,3	1411
Upplands-Bro	236	2,4	572
Totalt	875	-	2037

Genom att multiplicera totala antalet pe (Tabell 9) med den beräknade belastningen per pe (kg PFAS/(pe år), Tabell 8) erhölls den totala belastningen från enskilda avlopp, vilket alltså är summan av belastningen från samtliga tre kommuner inom VARO Görväln.

3.2.3. Tidigare brandskums-platser

Inkluderat i beräkningen för massflöden från brandskum är alla platser där det är känt att det tidigare har använts brandskum. Detta baseras på ett dataset sammanställt i Rosenqvist (2020) som kartlagt platser där brandskum använts mellan 1998 och 2015 i hela Sverige. För varje insats finns angivet mängd skum som använts (om detta funnits angivet), koordinater, samt tidpunkt. Samtliga platser angivet i Rosenquist (2020) som låg inom VARO Görväln (detta selektionssteg utfördes i ArcMap) har använts i detta projekt, totalt innefattade detta 98 platser vilka täcker en period mellan 2002-2015. Mängd skum som använts varierar stort, med minsta giva på 1 liter, maxgiva på 300 liter, majoriteten av platserna har dock relativt låg mängd då medianvärdet är 5 liter.

Platser och händelser som kartlagts är räddningsinsatser där brandskum använts, brandstationer och brandövningsplatser. Vad som är känt inför detta projekt ligger dock inga större brandövningsplatser inom VARO Görväln men däremot två brandstationer (Upplands-Bro och Järfällas brandstation). Brandstationerna ägs av brandkåren Attunda och efter att ha haft kontakt med miljösamordnaren för dessa brandstationer bedöms dessa inte tillföra PFAS

från brandskum på dessa platser (Kroon, 2021). Stationerna har visserligen så kallat B-skum men detta har inte använts på mycket länge och håller på att fasas ut. B-skum är mycket dyrt varför det inte använts i stora mängder och inte heller används för brandövningar längre. Den brandövningsplats de tidigare använt sanerades efter att de lämnade den (Kroon, 2021).

För att beräkna belastningen från brandskum har det först bestämts en medelkoncentration PFAS i brandskum (sektion *Koncentration PFAS i brandskum*) för att sedan utifrån detta beräkna totala belastningen av samtliga platser där brandskum har använts (sektion *Belastning från brandskum*). Dataunderlaget som använts för dessa beräkningar står presenterat i Tabell 10.

Tabell 10. Dataunderlag för beräkning av belastning från brandskum inom VARO Görväln.

Datatyp	Innehåll	Källa
Brandplatser	Koordinater för brandsläcknings-insatser, mängd skum och tidpunkt	(Rosenqvist, 2020)
Brandstationer	Koordinater	(MSB, 2021)
Konc. i brandskum innan 2011	Uppmätta halter i ett AFFF-skum i Norge	(Herzke et al., 2012)
Konc. i brandskum efter 2011	Uppmätta halter i B-skum på Svenska marknaden 2014	(KEMI, 2015b)

Koncentration PFAS i brandskum

För att bestämma koncentrationen av olika PFAS i brandskum har två dataunderlag använts, dels från KEMI (2015b) som analyserade ett antal olika brandskum som fanns på den svenska marknaden 2014, dels data från Herzke et al. (2012) som analyserat olika AFFF-skum innehållande PFOS i Norge. Innehållet i brandskum har förändrat genom åren och framför allt förändrades det efter 2008 och 2011. 2008 förbjöds PFOS-innehållande skum på marknaden men det var tillåtet att använda upp lager av PFOS-innehållande skum fram tills 27 juni 2011. Därav har en tidsgräns satts vid 27 juni 2011, då brandskum innan dess innehåller PFAS-koncentrationer enligt Herzke (2012) och brandskum som använts efter 2011 innehåller PFAS-koncentrationer enligt KEMI (2015). Att notera är att halterna i KEMI (2015) anges i µg/kg skum, men då mängden skum sammanställd av Rosenquist (2020) är i liter skum har en relativ densitet antagits på 1 kg/liter för skummet enligt DAFO (2015) vid omräkning från µg/kg till µg/l. Anledningen till att innehållet i brandskum måste beräknas med hjälp av studier som analyserat deras innehåll är att producenterna av brandskum inte tillhandahåller en förteckning av de exakta innehållen.

I Herzke et al. (2012) undersöktes tre sorters olika AFFF skum: en sort (omnämns som AFFF2 i deras rapport) som innehöll höga koncentrationer av PFOS och som fasats ut i Norge efter förbud mot PFOS i produkter, och två nya sorter som inte innehöll PFOS. Baserat på deras studie uppskattas allt brandsläckningsskum som använts innan 27 juni 2011 innehålla deras uppmätta koncentrationer av AFFF2, se Tabell 11, vilket är samma värden som Hansson et al. (2016) använt för deras beräkningar av PFAS utsläpp från brandskum innan 2011.

Tabell 11. Medelkoncentrationer PFAS i B-skum som används i det här projektet för brandskum som släppts ut i miljön innan och efter 27 juni 2011. n är antal prover som medelvärdena är baserade på.

	För brandskum använt innan 27 juni 2011 [ug/l]	**För brandskum använt efter 27 juni 2011 [ug/l]**
Källa:	(Herzke et al., 2012)	(KEMI, 2015b)
n	1	5
$\sum_8$PFAS	974 047	12901
$\sum_4$PFAS	938 000	1884
PFOS	568 000	1358

För brandskum som använts efter 2011, används data från KEMI (2015b), se Tabell 11. Även denna sammanställning, trots att den testar produkter som finns på marknaden efter 2011, finner de PFOS i ett fåtal produkter inskickade från användare. Detta beror troligtvis på att rester finns kvar från äldre skum-medel och författarna diskuterar att det troligtvis är ett utbrett problem att PFOS-rester finns kvar. För att få en representativ bild av den faktiska koncentrationen PFAS i skum i de specifika områden som täcks av VARO Görväln efterfrågades av Storstockholms brandförsvar (Wester, 2021) och Brandkåren Attunda (Kroon, 2021) vilka skum de använt efter 2011. Dessa brandskum var ARC Miljö och One Seven B (vilka båda undersöktes av KEMI (2015)), varför koncentrationen PFAS i skum efter 2011 är ett medelvärde av dessa två märken, se Tabell 11. Viktigt att notera är att då Herzke et al. (2012) mätte 9 PFAS av $\sum_{11}$PFAS, och att KEMI (2015b) mätte 10 av $\sum_{11}$PFAS – användes summan av $\sum_{8}$PFAS (de som inte mätts är PFBS, PFPeA och PFDA) vilket innefattade de PFAS som överlappade mellan studierna.

Belastning från brandskum

Svårigheten i att uppskatta belastningen från brandskum till Görväln-bassängen är att uppskatta hur mycket av PFAS som tillförs en plats, som kommer att laka ut och slutligen nå Mälaren. Vid beräkning av utlakning av en förorening på en specifik plats är det flertalet aspekter som behöver tas hänsyn till. Utlakningen, i det här fallet av PFAS, från utsläppskällan till ytvatten är ytterst komplex och platsspecifik (mer utförligt om hur platser där brandskum har använts kan riskbedömas går att läsa om i Rosenquist (2020)). Vad som faktiskt når ytvattnet, i det här fallet från en plats där brandskum har använts, kan sammanfattas bero av följande faktorer:

- **Jordart** på området, och **jordlagerföljden** – exempelvis halt organiskt material liksom markens genomsläpplighet. Detta påverkar hur bra PFAS kommer binda till jorden (k_d och k_{oc}-värden kommer variera), liksom om det kommer kunna infiltrera ner till grundvattnet (i jord med hög genomsläpplighet) eller i högre grad transporteras bort via ytvatten (i jord med låg genomsläpplighet).
- **Avståndet** till grundvattenyta eller närmsta ytvattenrecipient.
- **Riktning på avrinning** – lokalt har detta en stor inverkan på hur föroreningen kommer att transporteras.
- **Tidpunkten** för då utsläppet skedde – hur mycket av den tillförda PFAS har lakats ut/finns ännu kvar
- **Retention** i jorden på väg mot grundvatten/ytvattenrecipient – PFAS kommer genom marken växla mellan att binda till partiklar eller att vara i vattenfas, vilket gör att utlakningen till exempel kan ske långsammare om PFAS även kan binda till organiskt material på vägen mot recipient.
- **Typ av Brandskum** – det är stor variation i vad olika B-skum innehåller vad gäller PFAS, likaså är det inte alltid som det framkommer om det har använts A- eller B-skum på en plats, endast att skum har använts.
- **Kolkedjans längd** – påverkar PFAS tendens till att adsorberas till organiskt material kontra tendens till att lösa sig i vatten (dvs k_d-värden för olika PFAS varierar kraftigt), vilket gör att den relativa koncentrationen mellan olika PFAS kommer att förändras från det att skummet tillfördes platsen och att PFAS når Mälaren.
- **Nedbrytning** – en del precursorer kan brytas ner till andra mer välkända PFAS och kan på så vis öka halten av potentiellt farliga PFAS, vilket alltså kan bidra till en förändring i den relativa koncentrationen mellan olika PFAS-ämnen.

- **Släckvatten** – mängd släckvatten som använts vid eftersläckningsarbetet. Stor mängd släckvatten kan skynda på en transport till ytvatten eller grundvatten.

Då det skulle kräva ett enormt arbete att undersöka alla dessa parametrar för varje enskild plats var det nödvändigt att hitta ett sätt att förenkla uppskattningen av bidraget från brandskumsplatser. Det bedömdes att trots att en sådan förenkling skulle medföra stora osäkerheter kan det ändå vara av stort värde att få en grov uppskattning på belastningen från brandskum. Då fler parametrar att ta med i beräkningen (exempelvis att försöka ta hänsyn till jordarten på varje specifik plats eller ett avstånd till ytrecipient) inte nödvändigtvis bedömdes minska osäkerheten i den slutgiltiga siffran bedömdes det mest rimligt, med tanke på tidsbegränsning i projektet, att göra en så enkel beräkning som möjligt. Den slutgiltiga beräkningen fick därför baseras på resultat från studien av utlakningen från Arlandas brandövningsplats (Norström et al., 2015; Rosenqvist et al., 2017).

Vid Arlanda utfördes både utförliga mätningar liksom en uppskattning av utlakningen med hjälp av en modelleringsstudie (Norström et al., 2015). Baserat på deras långsiktiga modellering minskade PFOS i området med 0,5-1kg per år, detta är beräknat efter toppen i mitten av 90-talet då det är uppskattat 27 kg PFOS fanns på platsen. Detta medför att i medel (minskning på 0,75 kg PFOS/år) lakades det ut ca 3% av den ursprungliga mängden PFOS i mitten av 90-talet varje år. Om det antas att den relativa koncentrationen mellan de olika PFAS är konstant genom tid och rum innebär det att även $\sum_{11}$PFAS, och $\sum_{4}$PFAS minskar med 3 %/år. Dessa mycket grova förenklingar gällande utlakning av PFAS från brandskum, gör att siffran som kommer presenteras vad gäller belastningen av $\sum_{11}$PFAS, $\sum_{4}$PFAS och PFOS från brandskum beror av dessa antaganden och förenklingar:

- Antar att utlakningen är linjär i tiden och endast beror av den mängd PFAS som ursprungligen släpptes ut på platsen, dvs utlakad mängd/år = 3 % av ursprungliga tillförseln av PFAS.
- Att alla platser där brandskum har använts har samma platsspecifika förhållande som Arlanda vad gäller jordart (lera som underlagras av sandig morän) och halt organiskt material (ca 1% i det grundvattenförande mineraljordarna). Detaljer kring de platsspecifika förhållandena vid Arlanda går att läsa mer om i Rosenqvist et al. (2017).
- Att på alla platser där det angivits att skum har använts antas det att B-skum innehållande PFAS har använts enligt koncentrationerna som presenteras i Tabell 11.
- Att ingen nedbrytning eller retention i marken sker och att alla PFAS lakar ut lika fort, dvs den relativa PFAS koncentrationen mellan olika PFAS är konstant i tid och rum.

I en studie som undersökt utlakningen av PFAS från en jord kontaminerad av AFFF skum visade experimentet att sorptionen för PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFBS, PFHxS, 6:2 FTSA, PFOS och PFOA signifikant ökade med tiden, en ökning som inte visade någon tendens på att avta (Sörengård et al., 2021). Dessa resultat visar att långkedjiga PFAS troligtvis kommer att lakas ut i små mängder under väldigt lång tid. Då PFOS är klassad som en långkedjad PFAS kan det antas att utlakningen på 3 % (vilket baseras just på PFOS utlakning) appliceras relativt väl på andra långkedjiga PFAS, men mindre väl för kortkedjiga (som tenderar till att lakas ut lättare än långkedjiga). Troligtvis kommer majoriteten av de kortkedjiga PFAS ha lakats ut mycket kort efter utsläppet.

Total mängd tillförd PFAS baseras alltså på koncentrationerna som presenterades i avsnittet ovan samt de volymangivelser av skum som angivits i Rosquist (2020), och att allt skum varit B-skum.

3.2.4. Avfallsanläggningar, industrier & deponier

Information om vilka avfallsanläggningar och deponier som ligger inom VARO Görväln hämtades från Käppalaförbundet som äger avloppsreningsverket som tar in avloppsvatten i området runt Görväln. De tillhandahöll adresser till de avfallsanläggningar och deponier de hade inlagda i deras system. Dock kunde information eventuellt saknas gällande äldre, nedlagda deponier. Utifrån detta dataunderlag kunde det konstateras att 5 C-verksamheter (endast anmälningspliktiga) en avfallsanläggning (A och B-verksamhet, tillståndspliktiga) och en deponi låg inom VARO Görväln. Av dessa platser bedöms avfallsanläggningen (Ragn-Sells avfallsanläggning i Högbytorp) och deponin i Lövsta (Lövstatippen) vara av intresse vad gäller PFAS, vilka diskuteras under kommande sektioner. Övriga industrier ansågs inte vara potentiella källor av PFAS.

Från ett annat dataunderlag upptäcktes Görväln Återvinningscentral, en anläggning som ligger precis på gränsen till VARO Görväln. Det är svårbedömt hur avrinningen från anläggningen går och bedömningen gjordes att majoriteten av anläggningen ligger utanför VARO. Det har uppmätts $\sum_{11}$PFAS i grundvattenrör söder om anläggningen (utanför VARO) och medelhalten från dessa mätningar (n=6) ligger på 147 ng/l vilket tyder på att anläggningen mycket troligen läcker PFAS (SÖRAB, 2020). Det är dock okänt vad bakgrundshalten i området är då det inte fanns någon referenspunkt. Halter av PFOS i grundvattnet låg i genomsnitt på 4,6 ng/l, vilket är under gränsvärdet för grundvatten på 45 ng/l (KEMI, 2021c)). Anläggningen tar bara emot hushållsgrovavfall och trädgårdsavfall och bedöms av den anledningen inte utgöra en hotspot vad gäller PFAS, men det är mycket möjligt att det läcker ut PFAS till närområdet. Anläggningen är dock inte vidare inkluderad i massbalansen då flöden från anläggningen inte bedöms rinna till Görväln, detta bör dock undersökas vidare.

Högbytorp

Ragn-Sells avfallsanläggning Högbytorp tar bland annat emot brandskum innehållande PFAS, förorenade jordar och är även en mellanlagring för farligt avfall (Blomdahl, 2017; Ragn-Sells, n.d.). I studien av Blomdahl (2017) togs ett stickprov av PFOS och PFOA i Sätrabäcken som rinner förbi Högbytorp avfallsanläggning och som senare rinner ut i Mälaren. I bäcken togs ett prov uppströms anläggningen 10 mars 2017 (antogs vara opåverkad av anläggningen) och ett prov nedströms anläggningen 6 december 2016 (antogs ta emot majoriteten av föroreningar från anläggningen). Halterna för PFOS och PFOA uppströms anläggningen var båda under detekteringsgränsen på < 1 ng/l, i punkten nedströms var halten för PFOS 72 ng/l (ingen halt för PFOA i punkten nedströms kunde erhållas på grund av en miss av laboratoriet). En massbalans gjordes för PFOS, baserad på stickprovet för en månad, och visade att 7,7 g PFOS/mån lämnade Sätrabäcken i mätpunkten nedströms anläggningen (där bidraget från Sätrabäckan uppströms anläggningen var försumbart relativt bidraget från anläggningen).

Efter konsultation med Högbytorp avfallsanläggning (som valde att inte lämna ut någon ytterligare data) korrigerades denna siffra till 5,5 g PFOS/månad när de tog hänsyn till att flödet i Sätrabäcken vid mättillfället som gjordes i Blomdahl (2017) var ovanligt högt (Hagevi, 2021). Då ingen annan data för övriga PFAS finns tillgänglig från Högbytorps avfallsanläggning bedöms denna studie, tillsammans med de nya beräkningarna utförda av Hagevi (2021), vara den bästa uppskattningen av tillförsel av PFOS från anläggningen. Baserat på detta blir massflödet av PFOS i bäcken nedströms anläggningen 0,066 kg/år, vilket är det som också antas nå Görväln.

För att uppskatta mängd $\sum_{10}$PFAS och $\sum_{4}$PFAS som lakas ut från Högbytorp till Mälaren används resultat från Modin et al. (2018) som undersökte PFAS i lakvatten från avfallsanläggningar i Sverige (totalt 63 och 12 mätningar för obehandlat och behandlat lakvatten). Om det antas att medelfördelningen mellan olika PFAS som existerar i data från Modin et al. (2018) gäller även för Högbytorp, och att fördelningen även är representativ i Sätrabäcken (då bakgrundskoncentration antas vara försumbar jämfört med bidraget från anläggningen) fås att PFOS står för ca 2,4 % av $\sum_{9}$PFAS och 15,7 % av $\sum_{4}$PFAS (dvs halten $\sum_{9}$PFAS och $\sum_{4}$PFAS är ca 42,4 och 6,4 gånger högre än halten PFOS, respektive). För att få fram dessa förhållanden beräknades medelhalten av $\sum_{9}$PFAS, $\sum_{4}$PFAS och PFOS från behandlat, förbehandlat och obehandlat lakvatten och dagvatten från Modin et al. (2018). Medelhalten baserades på de uppmätta medianvärdena för respektive vatten och relativt till uppmätt halt i Högbytorp. Detta är alltså mycket grova uppskattningar av belastningen från Högbytorp. För denna beräkning var det möjligt att beräkna $\sum_{11}$PFAS, men då koncentrationerna är så pass höga och massflödet skulle komma nästan samma storlek som från vattenflödena, användes $\sum_{9}$PFAS för att kunna jämföra massflödet från avfallsanläggningen med flödena från de närliggande bassängerna.

Lövstatippen

Lövstatippen som ligger strax söder om Görväln är en intressant plats vad gäller miljöföroreningar. Sedan slutet av 1800-talet har tippen använts som deponi och de tre olika delområden har i omgångar sluttäckts mellan 2000 och 2011 (Stockholms Stad, 2015). Sluttäckningen innebär att tippen nu i teorin inte ska läcka men två av tipparna angränsar till Mälaren och viss utlakning kan därför ske via stranden. Höga halter av spårmetaller samt organiska miljöföreningar har hittats i sedimenten i Mälaren runt tippen (Cato and Kjellin, 2012; Serti och Löfgren, 2013). Stockholm vatten och Avfall AB utför ett kontrollprogram vid platsen och mäter då även PFAS i grundvatten, ytvatten samt referenspunkter vid platser (Serti, 2021). Vi har fått ta del av dessa data men då de allra flesta mätpunkter hade halter under detektionsgränsen, vilken för PFOS och PFOA var 5 ng/l och för resterande $\sum_{11}$PFAS 10 ng/l, är det svårt att dra några slutsatser från dessa data.

I och med Stockholms Exergis ansökan om tillstånd att uppföra ett värmeverk i området vid Lövstatippen (Mål nr 1167-20) togs även flertalet prover av PFAS i grundvattnet i hela området. Där uppgick halterna till 1000 ng/l för $\sum_{11}$PFAS i en provpunkt och i flertalet andra punkter uppgick halterna till 300 ng/l. Observera att även i denna undersökning var LOQ i analysmetoden mycket hög; mellan 10-50 ng/l.

Lövstatippen är med all sannolikhet en intressant punktkälla vad gäller PFAS men i dagsläget går det inte att säga något om storleken på massflödet av PFAS från platsen på grund av knapphändigt dataunderlag och svårigheten i att bedöma storleken på läckaget.

3.2.5. Markanvändning

Vad gäller beräkning av belastningen av PFAS från olika markanvändningar har den stora svårigheten varit att hitta data för PFAS i avrinningen från olika markanvändningar. Flertalet studier har visserligen gjorts gällande PFAS i olika marktyper, men det är då koncentrationen i jord som undersökts, vilket är svårt att överföra till en koncentration i avrinningen. Något som försvårar ytterligare är att koncentrationer PFAS i avrinningen från olika markområden domineras olika mycket av det som tillförs från nederbörden, som i sin tur, beroende på närheten till städer och industrier kan skilja sig mycket mellan olika områden. Det som flertalet studier visar är dock att det generellt sätt är högre halter PFAS (i jord eller vatten) i områden kring industrier, deponier eller centrala stadsdelar (Sim (2021),

Xiao (2012), Gobelius (2018)) jämfört med skog- och jordbruksmark eller mindre tätbebyggda områden.

Då få studier gjorts specifikt i området kring Görväln har det inte alltid varit möjligt att använda faktiska mätdata för de olika marktyperna. Däremot kan resultat från studier användas för att resonera kring rimliga värden och antaganden gällande koncentrationer i avrinningen i området. Nedan följer först en sektion med en sammanställning av de dataunderlag som har använts samt hur beräkningarna har gått till, sedan följer sektioner som går in i detalj på koncentrationen PFAS i avrinningen för specifika markanvändningar.

Beräkningar och dataunderlag

Data gällande areafördelningen mellan olika markanvändningar inom VARO Görväln hämtades från Plc7 rapporten från 2017 *Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2017 - Sveriges underlag till HELCOM:s sjunde Pollution Load Compilation*, (Hansson et al., 2019). I detta dataunderlag presenteras arean för olika markanvändningar per SUBID (unikt nummer för delavrinningsområden) och är indelad i marktyperna: skog, tätort, jordbruk (med olika typer av grödor), vatten, hyggen, öppen mark, sankmark och hagar. Dessa marktyper har använts för att definiera de klasser/kategorier av marktyper som använts för det här projektet vilka är: *Tätort* (underkategorier: *boendeområden* & *stad*), *Skog*, *Jordbruk* (vilket inkluderar alla områden som odlar någon form av gröda, inklusive vall) och *Övrig mark* (inkluderar hygge, öppen mark, sankmark och hagar). Från Plc7 rapporten finns även avrinningen per SUBID i l/s/km^2. Med denna data tillsammans med koncentrationen PFAS i avrinningen från respektive marktyp (vilket presenteras i kommande avsnitt) beräknades belastningen för en marktyp inom ett SUBID enligt ekvationen nedan, där *m* är någon av marktyperna och *s* är det specifika SUBID. Då avrinningen ges för varje SUBID beräknades belastningen först för varje marktyp inom en SUBID för att sedan slås ihop och ges som en total belastning för varje marktyp inom VARO Görväln.

$$PFAS_{m,s}\left[\frac{kg}{år}\right] = Area_{m,s}[km^2] * Avrinning_s\left[\frac{l}{s\ km^2}\right] * PFAS_m\left[\frac{ng}{l}\right] * 10^{-12} * (3600 * 24 * 365)$$

De data som låg till grund för beräkning av belastning av PFAS från olika markanvändningar presenteras i Tabell 12. Mer utförligt om dataunderlagen gällande koncentrationen från olika marktyper beskrivs i sektionerna nedan.

Tabell 12. Dataunderlag för beräkning av belastning av PFAS från markanvändning.

Typ av Data	Källa
Indelningen av SUBID i VARO	(Hansson et al., 2019)
Area marktypen /SUBID	(Hansson et al., 2019)
Areaandel för olika typer av tätorter	(Hansson et al., 2019)
Konc. PFAS i avrinning från skogs-, jordbruks- och övrig mark	(SMHI, 2021c)
Konc. PFAS i slam	(Hansson et al., 2016)
Konc. PFAS i dagvatten från boendeområden	(Rennerfelt et al., 2020)

Skog, Jordbruk och Övrig mark

Om det bortses från de punktkällor på landytan som redan har tagits hänsyn till i den här studien (brandskum och avfallsanläggningar), så bör den största tillförseln av PFAS på skogsmark, jordbruksmark och övrig mark (hygge, öppen mark, sankmark och hagar) vara nederbörd. Med tanke på att regn tillförs kontinuerligt borde det vara ett rimligt antagande att koncentrationen i avrinningen från dessa områden på lång sikt borde konvergera mot koncentrationer som tillförs markytorna, dvs koncentrationen PFAS i nederbörden. Så

resonerar även Xiao (2012) som avslutar deras rapport med att föreslå att bakgrundskoncentrationen PFAS i avrinningen från marker som kan antas vara opåverkade av städer och industrier till största del borde kunna förklaras av nederbörden. Baserat på detta resonemang kommer därför beräkningen för belastningen av markytor som ej är klassade som någon form av tätort antas ha en avrinning med samma koncentration PFAS som i nederbörden som används i den här studien (se sektionen 2.3.3 Nederbörd).

Att anta att bakgrundskoncentrationen i området är lik den koncentration som mätts i nederbörden kan jämföras med resultaten från studien Gobelius et al. (2018) som undersökte totalt 493 olika prover tagna under 2015 runt om i Sverige från yt- och grundvatten, lakvatten från deponier, avloppsvatten från reningsverk och referenssjöar. Av de fem kategorier som undersöktes visade proverna från referensjöarna (n=10) lägst halter, med medianvärde på 1,4 ng/l för $\sum PFAS_{26}$ (medelvärde 3,4 ng/l) vilket ger en fingervisning om någon form av bakgrundskoncentration på platser som inte kan antas vara påverkade av några punktkällor. Det värdet kan jämföras med medianvärdet av $\sum PFAS_{10}$ i nederbörden som används i det här projektet som ligger på 1,5 ng/l, vilket alltså används för avrinningen från jordbruksmark, skog och övrig mark.

Slamspridning

Jordbruksmark är ett specialfall med avseende på PFAS då det är mark som kan ackumulera PFAS, och där med läcka PFAS i högre grad. Detta eftersom jordbruksmark kan tillföras PFAS, utöver nederbörd, från kontaminerat vatten från bevattning, bekämpningsmedel och slam (Costello and Lee, 2020). Hansson et al. (2016) undersökte tillförseln av PFAS från slam i Sverige och deras data kunde därför användas för att uppskatta mängd PFAS som potentiellt kan tillföras området från slam.

Koncentrationen PFAS (ng/g TS slam) hämtades från Hansson et al. (2016) och deras Tabell B3. Deras data presenterar genomsnittlig koncentration PFAS ng/g TS slam i Sverige mellan 2004-2013. När halterna plottas över tid kan det konstateras det är en stor skillnad mellan halter i början av denna period kontra den senare halvan, generellt verkar halterna minska. För att få ett så aktuellt värde som möjligt baseras därför det slutgiltiga medianvärdet på de senaste 5 årens mätningar (2009-2013), se Tabell 13.

Tabell 13. Mediankoncentrationer PFAS i slam baserat på data från Hansson et al. (2016).

ng/g TS	Median (medel)	Min : max	n
$\sum_{10}$**PFAS**	**28,4** (28,5)	22,6 : 34,3	5
$\sum_{4}$**PFAS**	**19** (19,7)	15,9 : 22,5	5
PFOS	**11,4** (12,3)	10,3 : 16,2	5

För att uppskatta mängd slam som tillförs varje år på åkermark inom VARO Görväln kontaktades Ragn-Sells som är en distributör av slam för åkermark. Ragn-Sells distribuerar REVAQ certifierat slam vilket medför krav på slammets kvalitet, exempelvis vad gäller gränsvärden för tungmetaller. Genom kontakt med Julia Säfström på Ragn-sells togs ett beräkningsätt fram (Säfström, 2021). Den generella givan är 10-15 ton slam/ha (blötvikt) var femte år och torrsubstansen för slam ligger typiskt mellan 20-25 % vilket medför en medelgiva på 625 kg TS/ha per år (räknat på 12,5 ton blötvikt med 25 % TS, som sprids var femte år). Genom REVAQ-portalen kunde information gällande arealer och givor hämtas för de åkrar som sprider REVAQ-certifierat slam. Andelen åkrar som sprider slam som ej är REVAQ-certifierade i Mälarområdet bedöms vara försumbar (REVAQ, 2020). För beräkning av utlakning mellan åkermark och Mälaren användes samma metodik som för brandskumsplatser, att 3 % av den ursprungliga mängden PFAS som tillförts platsen lakas ut

per år, se utförligare resonemang kring detta under sektionen 2.3.1 Brandskum och brandövningsplatser.

Tätorter: Boendeområden och Stad

PFAS i avrinning/dagvatten från tätorter påverkas i stor grad av vilken typ av tätort dagvattnet kommer ifrån. De förhöjda halterna PFAS som kan förkomma i mer tätbefolkade delar av städer tros bero på trafik och användning av produkter innehållande PFAS (Xiao et al., 2012). På grund av dessa faktorer bedömdes det relevant att särskilja mellan mer tätbefolkade och trafikerade områden från mindre tätbefolkade områden (med mer grönområden). Två nya kategorier konstruerades därför: *Boendeområden* som innefattar områden som är mindre tätbefolkade, har låg trafikbelastning och har många grönområden, och kategorin *Stad* som innefattar de ytor som är mer tätbefolkade, har få grönytor, innefattas av industrier och kan antas vara mera trafikerade ytor inom städer.

Denna uppdelning kunde göras med hjälp av ytterligare ett dataunderlag från Plc7 rapporten där mer specifika underkategorier fanns definierade för de olika markanvändningarna (Hansson et al., 2019). För kategorin *Stad* plockades ytor ut som innefattades av beskrivningen (benämnd som SMD-klassen): ” Industri, handelsenheter, offentlig service, mm”, ” Orter >200 invånare och mindre omr av grönt” och ” Tät stadsstruktur”. Detta medförde att all annan yta inom tätorter (som inte innefattades av ovan nämna SMD-klasser) därmed fick falla under kategorin *Boendeområden*.

Det är svårt att mäta halter i dagvatten då halter varierar stort både i tid och rum efter ett nederbördstillfälle, det är därför viktigt att hitta representativ (aktuell för området och Sverige) och tillförlitliga data (väl genomförd provtagning som baseras på många mätningar utspritt över året). I studien Rennerfelt et al. (2020) görs en noggrann studie av PFAS i dagvattnet i Stockholm i tre olika boendeområden med målet att få representativa årsmedelvärden av PFAS. Resultaten baseras på totalt 29 flödesviktade samlingsprover utspridda över året och fördelade mellan de tre platserna (Rennerfelt et al., 2020). Dessa halter bedöms därför vara mycket representativa för VARO Görväln och tillförlitliga och används för avrinningen i områden i kategorin *Boendeområden*.

Då ingen liknande data, som den för boendeområden (Rennerfelt et al., 2020) kunde hittas för stadskärnor eller mer trafikerade områden, bestämdes att halter i dagvatten i områden klassade som *Stad* ska relatera till de halter som uppmätts i boendeområden i Stockholm. Studier visar att halter är högre i stadskärnor än i boendeområden, detta har visats dels i Xiao et al. (2012) som undersökte dagvatten i Minnesota, USA, dels i arbetet Henriksson (2011) som mätte halter i Stockholm (dock endast PFOS och PFOA, och endast 1 gång). Båda studierna visar att halter i dagvatten från stadskärnor (eng. downtown area) är ca 2-3 gånger högre än de halter som mätts i boendeområden. I Henriksson (2011) mäts halter i dels boendeområden, trafikerade områden och stadsområden i Stockholm och i genomsnitt är halterna i trafikerade områden och stadsområden 2,3 gånger (baserat på medianvärden) högre än halterna i boendeområden (för både PFAS och PFOA). Observera dock att dessa siffror, för de mer trafikerade och tätbefolkade områdena baseras på ett mättillfälle 2011, men från 7 platser. I den mer omfattade studien utförd i Minnesota, USA (Xiao et al., 2012) var halterna i medel ca 3 gånger högre i stadskärnan än i boendeområden (summan av 6 PFAS: PFOS, PFOA, PFNA, PFUnDA, PFDA och PFHpA), mätningarna baserades på tre nederbördstillfälle. Baserat endast på dessa två studier som mätt halter både i bostadsområden och i städer antas att halter i mer tätbefolkade områden även i VARO Görväln är ca 2,65 gånger högre än halterna i bostadsområden (medel mellan Henriksson (2011) och Xiao et al. (2012)). Med antagandet följer att den relativa koncentrationen mellan

olika PFAS är konstant mellan *Boendeområden* och *Stad*. De slutgiltiga koncentrationer som används i projektet presenteras i Tabell 14.

Tabell 14. Koncentrationer PFAS i dagvatten/avrinning från boendeområden och stad. Notera att värdena för stad är de samma som för boendeområden men en faktor 2,65 gånger större. Data kommer studien Rennerfelt et al. (2020).

Kategori	**Boendeområden**		**Stad**		
[ng/l]	**median (medel)**	**min:max**	**median (medel)**	**min:max**	**n**
$\sum_{10}$PFAS	**22** (22)	8,1 : 36	**58** (58)	21 : 96	29
$\sum_{4}$PFAS	**13** (12)	4,3 : 18	**34** (31)	11 : 47	29
PFOS	**3,2** (2,9)	1,2 : 4,2	**8,4** (7,6)	3,2 : 11	29

Samtliga data som användes i det här projektet för att resonera kring koncentrationer i dagvatten, och som är mätt i Stockholm, presenteras i Tabell 15. Där finns utöver de redan nämnda studierna, presenterat medianvärden från en COHIBA rapport (Control of Hazardous Substanseces in the Baltic Sea Region) från 2011 då två provtagningar av dagvattnet i Stockholm togs (Kaj et al., 2011). I rapporten framgår inte exakt var proverna togs annat än att dagvattnet anses vara trafikrelaterat och att vattnet togs från en utjämningsreservoar. Dessa data bedöms därför inte vara tillräckligt tillförlitliga att basera en massbalans på. I denna COHIBA studien undersöktes enbart 4 PFAS: PFOS, PFOA, PFHxA och PFDA och då inte mycket information finns används dessa data endast som en referens, men det kan konstateras att de värdena är markant högre (för alla PFAS utom PFOS) än de som beräknats för stadsområden för den här studien (dvs 2,65 gånger högre än halterna i Rennerfelt et al. (2020)).

Ett viktigt antagande som också gjorts gällande dagvatten är att all avrinning från ytorna inom tätorter avleds till recipient och inte till reningsverk. Detta antagande medför att den totala belastningen mest troligen överskattas.

Tabell 15. Sammanställning över data för städer och boendeområden från olika studier. De fetmarkerade värdena är de som användes i det här projektet. Samtliga värden är medianvärden. Data för Stad/trafik från Henriksson 2011 är median av alla mätningar gjorda för stad och trafikområden. Samtliga dataunderlag förutom SMHI nederbördsdata (gjorda vid Norunda, Stenen) är uppmätta i Stockholm.

	Nederbörd		**Boendeområden**		**Stad/Trafik**		
Källa:	SMHI, vattenwebb	Henriksson (2011)	Henriksson (2011)	**Rennerfelt (2020)**	Henriksson (2011)	Stockholm, dagvatten, Kaj (2011)	**2,65 x Rennerfelt (2011)**
n	24	1	2-4	29	7	2	
År	2018-2019	2011	1 mättillfälle 2011	-	1 mättillfälle 2011	2009-2010	
ng/l							
PFOS	0,1	0,39	7,8	**3,2**	18	5,0	**8,4**
PFOA	0,1	1,7	6,2	7,4	14	27	20
PFDA	0,075		-	2,2	-	11	5,7
PFHxA	0,2		-	1,4	-	13	3,8
$\sum_{10}$PFAS	1,5		-	**22**	-	-	**58**
$\sum_{4}$PFAS	0,49		-	**13**	-	-	**34**

Resultat från Xiao et al. (2012) presenteras inte här då halterna skiljer sig avsevärt i både regn och dagvatten från det som mätts i Stockholm. Ett intressant resultat från Xiao et al. (2012) var dock att de inte fann någon signifikant skillnad mellan koncentrationen i regn och i dagvattnet från bostadsområdena. Detta bedöms dock inte vara applicerbart på området

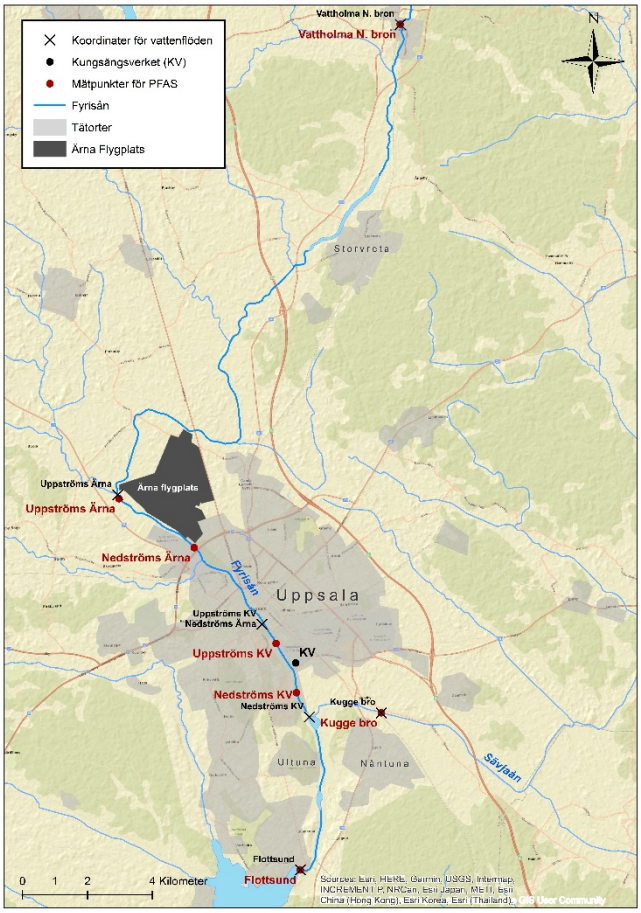
VARO Görväln med tanke på att koncentrationerna i regnet i Xiao (2012) är i storleksordningen ca 25 ng/l ($\sum_6$PFAS), vilket kan jämföras med nederbördsdata från SMHI som används i det där projektet där halten för $\sum_{10}$PFAS ligger på 1,5 ng/l.

3.3. Massflöden i Fyrisån

Då det från Del 1 av projektet identifierats att Fyrisån bidrar med ett stort massflöde av PFAS jämfört med andra vattendrag, gjordes en kort undersökning av massflöden till Fyrisån med hjälp av mätningar gjorda av Fyrisåns vattenvårdsförbund (VVF). Ekoln är en välstuderad sjö och det har bland annat utförts ett antal examensarbeten som undersökt PFAS-flöden i Ekoln med hjälp av en hydrodynamisk modell. Det senaste undersökte specifikt spridningen av PFOS och PFHxS in till Ekoln och konstaterade att Ekoln är starkt påverkad av Fyrisåns inflöde av PFAS (Prajapati, 2022). Då det sedan tidigare är känt att Ärna flygplats är en källa till PFAS till Fyrisån liksom avloppsreningsverket Kungsängsverket, mättes PFAS av Fyrisåns VVF i punkter direkt uppströms och nedströms dessa platser (observera att inga exakta koordinater finns för dessa platser). Utöver dessa platser mättes PFAS även i Vattholma (knappt 2 mil norr om Uppsala) och Flottsund (Fyrisåns utlopp till Ekoln, söder om Uppsala). Samtliga av dessa punkter ligger alltså längs med Fyrisån. En punkt var även i Sävjaån som är ett tillflöde till Fyrisån som rinner in efter Kungsängsverket, men innan Flottsund. Mätningarna utfördes mellan juni-september 2020, en mätning per månad, för Vattholma togs dock endast mätningar i juni och september. Medianvärden för koncentrationerna presenteras Tabell 16 och då PFBA och 6:2 FTS inte mättes presenteras $\sum_9$PFAS. I tabellen står även med månads-medelflödet, hämtat från SMHI:s vattenwebb (SMHI, 2021a), exakta positioner för dessa punkter finns i Appendix i Tabell 30. I Figur 4 visas en karta med provpunkterna, liksom lokaliseringen av Ärna flygplats och Kungsängsverket.

*Tabell 16. Koncentrationer PFAS i punkterna som mätts av Fyrisåns VVF, enhet ng/l, mellan juni och september 2020. Observera att flödet Q är medelflödet för alla fyra månader hämtade från SMHI vattenwebb. Värdena som är fetmarkerade är medianvärden, och medelvärden står inom paratesen. * Värden då mätningen i juni togs bort för Flottsund, detta då den mätningen bedöms vara felaktig.*

Plats	$\sum_9$PFAS	min:max	$\sum_4$PFAS	min:max	PFOS	min:max	n	Q [m³/s]
Vattholma N. bron	**72** (-)	49 : 96	**19** (-)	0 : 37	**3,9** (-)	0 : 7,7	2	0,21
Uppströms Ärna	**10** (9)	0 : 16	**0,95** (2,5)	0 : 8,0	**0** (0,48)	0 : 1,9	4	1,1
Nedströms Ärna	**99** (105)	74 : 147	**81** (89)	58 : 134	**20** (22)	11 : 37	4	1,4
Uppströms KV	**74** (75)	51 : 100	**63** (63)	40 : 89	**16** (16)	9,1 : 23	4	1,4
Nedströms KV	**83** (86)	55 : 122	**72** (76)	47 : 113	**15** (16)	9,6 : 24	4	1,9
Kugge bro, Sävjaån	**55** (58)	44 : 78	**41** (42)	31 52	**12** (13)	7,4 : 22	4	0,54
Flottsund	**37** (34)	0 : 61	**31** (26)	0 : 44	**11** (13)	0 : 17	4	2,5
Flottsund*	***48** (45)*	*27 : 61*	***38** (35)*	*23 : 44*	***15** (13)*	*6,1 : 17*	*3*	*2,5*



Frida Ekman
Datum: 2021-06-10

Figur 4. Karta över var mätningar av PFAS har skett (röda prickar) liksom vilka mätstationer från SMHI vattenwebb som använts för att uppskatta flödet vid dessa mätningar (kryss). Observera att inga exakta koordinater kunde erhållas för punkter direkt uppströms och nedströms Ärna och Kungsängsverket (KV), varför dessa endast uppskattats.

När dataunderlaget för Fyrisån undersöktes upptäcktes ett antal mätningar som möjligen kan vara felaktiga. En av dessa mätningar var uppmätt i september vid Vattholm N. Bron. I mätningen uppmättes inte någon PFAS över detektionsgränsen förutom för PFBS, som hade en mycket hög koncentration (96 ng/l) jämfört med punkter som ”ska” vara relativt opåverkade av PFAS-utsläpp (uppströms Ärna och Sävjaån). Detta är underligt med tanke på halterna som uppmättes i det andra provet taget i juni som hade halter på 7,7, 37 och 49 ng/l för PFOS, $\sum_4$PFAS och $\sum_9$PFAS respektive. Det är svårt att bedöma trovärdigheten i en mätning, men då endast två mätningar togs för Vattholma, och dessa mätningar skiljer sig avsevärt från varandra togs Vattholma bort som en provpunkt inför analysen av massflöden – för att undvika ett tvivelaktigt och missvisande resultat.

En annan mätning som bedöms vara felaktig är en av mätningar gjorda i Flottsund, vid Fyrisåns utlopp. I mätningen gjord i juni uppmättes ingen PFAS över detekteringsgränsen, det är underligt med tanke på att andra mätningar av PFAS (Malnes et al. (2021), Gago-Ferrero et al. (2017) Norström et al. (2015)) har mätt halter av PFOS och andra PFAS över detektionsgränsen i samtliga mätningar (n = 2, n = 4, n = 14 respektive). Dessa resultat, från provet i juni för Flottsund, bedöms därför mest troligen bero på ett mätfel. För vidare analys av massflödet togs därför denna mätning bort och halterna för juni uppskattades med halterna mätta i juli. De värden som används, dvs då mätningen i juni togs bort, visas som kursivt längst ner i Tabell 16.

Ännu en punkt som kan vara förenad med felaktigheter är mätningen i juni för punkten direkt uppströms Ärna. Även då uppmättes ingen PFAS över detekteringsgränsen. Det är dock svårt i detta fall att bedöma om dessa värden endast beror på mätfel eller om det

faktiskt var mycket låga halter av PFAS i provet vid den tidpunkten, detta då det är den provpunkt som har lägst koncentrationer av alla provpunkter. Dessutom uppmätts låga halter även i mätningen för september för punkten uppströms Ärna. På grund av dessa faktorer får samtliga mätningar gå vidare för beräkning av massbalansen för denna provpunkt. Det är dock värt att notera att halterna möjligen har underskattats för den här mätpunkten, med tanke på de avvikande mätningarna som redan har identifierats i dataunderlaget.

Data erhölls även från Kungsängsverket, med koncentrationer uppmätta i utgångsvattnet varje månad (totalt 4 mätningar för hela perioden) tillsammans med det totala flödet ut från anläggningen för varje månad, se Tabell 17.

Tabell 17. Data för Kungsängsverket varje månad juni - september 2020. Observera att flödet är det totala flödet ut från anläggningen för varje månad.

	$\sum_9$PFAS [ng/l]	$\sum_4$PFAS [ng/l]	PFOS [ng/l]	Q [m^3]
2020 juni	68,62	21,85	10,6	1 252 600
2020 juli	37,31	19,67	9,42	1 269 700
2020 aug	23,36	19,99	10,2	1 268 300
2020 sep	23,36	19,99	10,2	1 268 300

Beräkningen av massflöden uppströms Fyrisån skiljde sig något från tidigare beräkningar. Då mätningar endast fanns för fyra sommarmånader, dock gjorda samma dag på alla platser för samma månader, bedömdes minst osäkerheter erhållas i massflöden som beräknats specifikt för dessa fyra månader – i stället för att data ska ligga till grund för en uppskattning av massflödet för ett år. Alltså beräknades massflödena genom att summera massflödet för varje månad enligt ekvationen nedan, där *i* är månaderna juni till september, *[PFAS]* koncentrationen PFAS i ng/l, *Q* månads-medelvattenflöde i m^3/s. Det användes att det i genomsnitt är 30 dagar per månad.

$$PFAS\ [kg] = \sum_{i=juni}^{sep} [PFAS]_i * 10^{-9} * Q_i * 3600 * 24 * 30$$

För Kungsängsverket användes i stället ekvationen nedan, eftersom Q är i enheten m^3, vilket är det totala vattenflödet för hela månaden.

$$PFAS\ [kg] = \sum_{i=juni}^{sep} [PFAS]_i * 10^{-9} * Q_i$$

4. Resultat

4.1. Del 1: Massflöden i nordöstra och östra Mälaren

I Tabell 18 presenteras de beräknade massflödena från de olika vattendragen och delbassängerna. För att få en klarare bild av massflödena i relation till varandra visas de i en kartbild för $\sum_9$PFAS i Figur 5 och Figur 6 för massflöde och koncentration respektive. Liknande kartbilder finns för $\sum_4$PFAS (Figur 12 och Figur 13) och PFOS (Figur 14 och Figur 15) i Appendix sektion 7.3. Från kartbilden av koncentrationerna av $\sum_9$PFAS (Figur 6), framgår att Märstaån är det vattendrag med markant högst koncentration (164 ng/l), vilket är 8 gånger högre än koncentrationen i Fyrisån (20 ng/l) som är det vattendrag som har näst lägst koncentration efter Örsundaån (5,4 ng/l). Då massflödet studeras (Figur 5) för vattendragen ges en annan bild, då är Fyrisån (7,9 kg/år) det vattendrag med markant störst belastning med ett massflöde som är drygt två gånger större än det från Märstaån (3,3 kg/år). Denna skillnad är en effekt av att Fyrisåns vattenflöde är cirka 30 gånger större än det i Märstaån.

*Tabell 18. Massflöden av PFAS från vattendrag och delbassänger baserat på mediankoncentrationer. För att få en uppskattning av osäkerheten och spridningen i dataunderlaget presenteras även massflöden baserat på max- och minimikoncentrationer. *Baserat på medelkoncentration istället för median och är beräknat för $\sum_8$PFAS.*

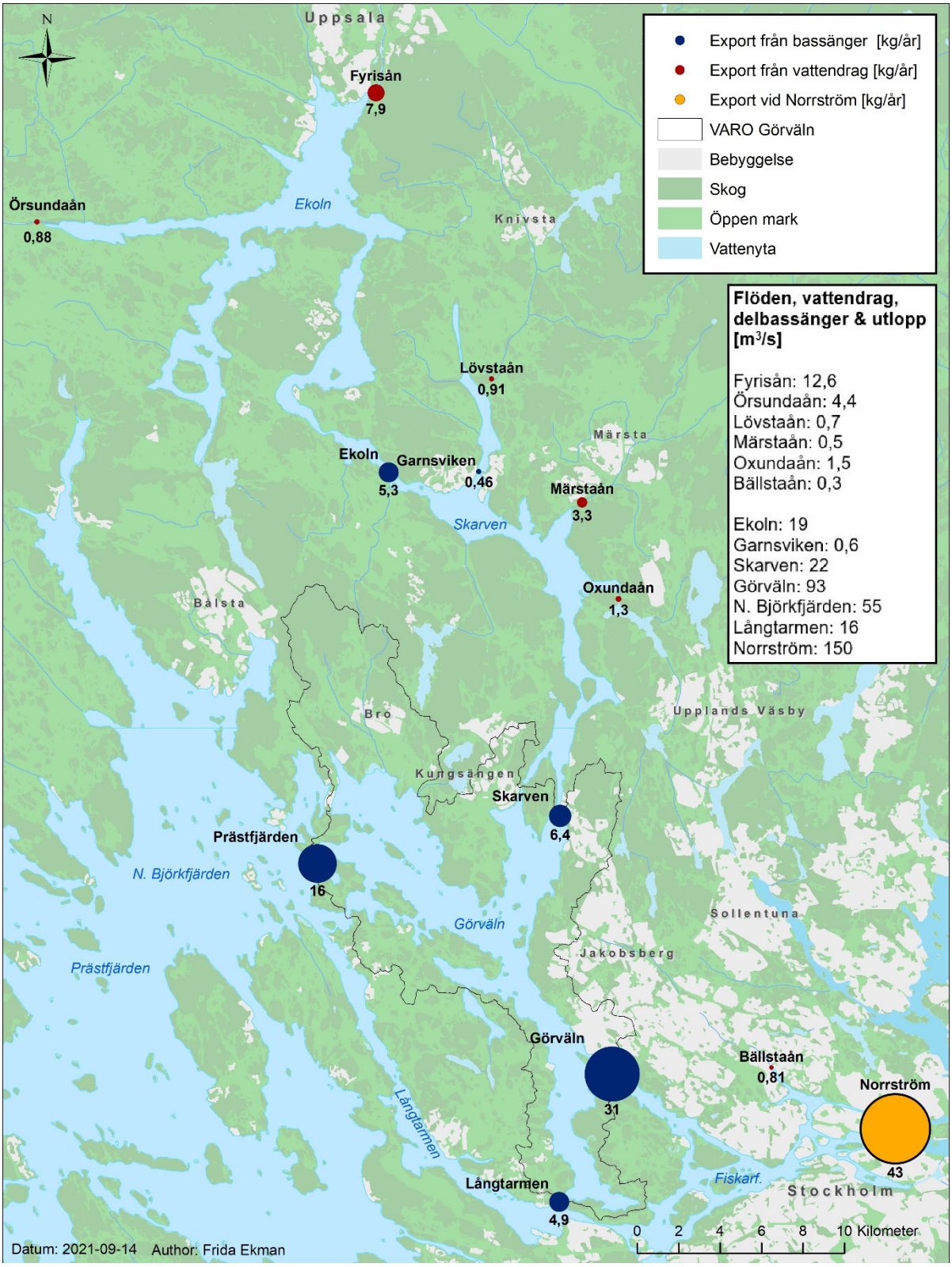
Vattendrag Enhet: [kg/år]	$\sum_9$PFAS	Min	max	$\sum_4$PFAS	Min	max	PFOS	Min	max	% PFOS av $\sum_9$PFAS
Bällstaån	**0,8**	0,3	2,7	**0,4**	0,0	1,5	**0,2**	0,0	1,0	27
Fyrisån	***7,9**	3,5	10,4	***6,0**	2,5	7,8	***2,4**	1,0	3,3	30
Lövstaån	**0,9**	0,3	1,5	**0,3**	0,1	0,4	**0,1**	0,0	0,1	6
Märstaån	**3,3**	1,7	4,8	**2,3**	1,0	3,5	**1,1**	0,5	2,0	34
Oxundaån	**1,3**	1,0	1,6	**0,4**	0,4	0,5	**0,2**	0,1	0,2	10
Örsundaån	**0,9**	0,2	1,6	**0,18**	0,16	0,20	**0,0**	-		8
Delbasänger										
Ekoln	**5,3**	2,8	7,0	**2,7**	2,0	5,0	**1,0**	0,5	2,7	19
Görväln	**30,6**	13,0	55,4	**15,9**	6,4	42,9	**6,4**	1,4	15,2	21
Långtarmen	**4,9**	2,4	8,0	**1,9**	1,1	11,1	**0,5**	0,4	1,4	10
Prästfjärden	**16,5**	7,8	26,7	**6,2**	3,5	12,8	**1,6**	1,3	4,8	10
Skarven	**6,4**	5,7	9,3	**4,5**	3,8	5,6	**1,5**	1,4	2,6	23
Garnsviken	**0,5**	0,3	0,7	**0,2**	0,1	0,3	**0,1**	0,1	0,1	18
Norrström	**42,6**	32,9	51,8	**23,7**	16,8	23,7	**11**	2,6	18	26

I Tabell 18 har även andel PFOS beräknats och för vattendragen kan det konstateras att Fyrisån, Märstaån och Bällstaån utmärker sig med andelar på ca 30, 34 och 27 % respektive, detta indikerar att dessa vattendrag har en stor belastning från utsläpp med hög andel PFOS. Detta kan jämföras med andelen för Örsundaån, Lövstaån och Oxundaån som ligger på 0, 6 och 13 % respektive (se Tabell 18). Det är känt för samtliga åar med hög andel PFOS att brandövningsplatser eller deponier ligger inom området och har lakats ut i vattendragen (Fyrisån: Ärna flygplats, Märstaån: Arlanda flygplats, Bällstaån: Deponi, Bromma flygplats m.fl.). I det AFFF skum som använts i det här projektet (för brandskum innan 2011) är andelen PFOS 46 % av $\sum_9$PFAS och 61 % av $\sum_4$PFAS.

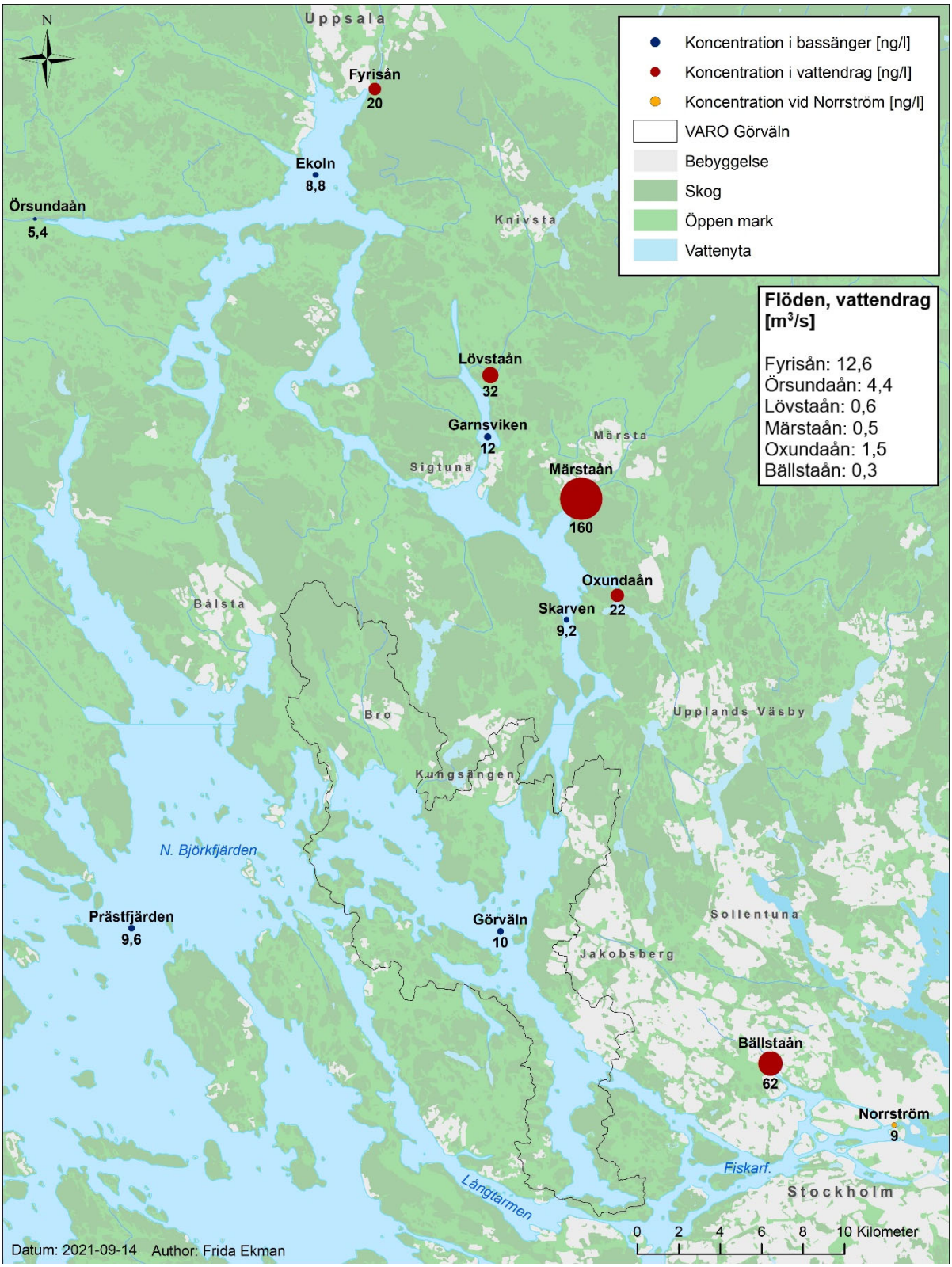
För bassängerna är det framför allt de nordliga bassängerna och Norrström som har hög andel PFOS, högst andel har Norrström (26 %), följt av Skarven (23 %), Görväln (21 %), Ekoln (19%) och Garnsviken (18 %). Den lägsta andelen återfinns i Prästfjärden (och där med också Långtarmen) som har en andel PFOS på 10 %.

Gällande massflödena för bassängerna (Figur 5) bör det noteras att massbalanserna för Ekoln och Skarven indikerar att det kommer in mer PFAS än vad som åker ut (i medel ungefär 2,5 kg i differens mellan in- och utflöde). För Görväln är förhållandena det omvända, det saknas ett inflöde på ca 3 kg - notera att inflödet till Görväln består av flöden från N. Björkfjärden/Prästfjärden, Skarven och Långtarmen och det enda utflödet från Görväln är flödet mot Fiskarfjärden. Det stora massflödet ut från Norrström beror främst på det markant högre flödet på 150 m^3/s jämfört med det näst högsta flödet på 93 m^3/s för Görväln och 55 m^3/s från N. Björkfjärden. Detta eftersom Norrströms utöver flödet från Görväln, även har ett inflöde söderifrån på ca 60 m^3/s från Rödstensfjärden och Långtarmen (Rödstensfjärden står för ca 58 m^3/s).

För några vattendrag/bassänger fanns dataunderlag som även hade mätt 6:2 FTS och PFBA (vilket inte mätts i Malnes et al. (2021) som majoritet av dataunderlaget baseras på) men då har dessa tagits bort så att massflödena ska gå att jämföra. Observera att inflödet av PFAS västerifrån till Görväln beräknades med hjälp av flödet in från N. Björkfjärden och med koncentrationen som uppmätts i Prästfjärden, därav att både N. Björkfjärden och Prästfjärden används för att beskriva massflödet västerifrån. Liknande gäller för Långtarmen där koncentrationen som använts är från mätningar gjorda i Prästfjärden men flödet är mellan Långtarmen och Görväln.



Figur 5. Kartbild över massflöden av $\sum_9$PFAS, enhet kg/år, i vattendrag och delbassänger i östra och nordöstra delen av Mälaren.



Figur 6. Kartbild över koncentrationer $\sum_9$PFAS, enhet ng/l, i vattendrag och delbassänger i östra och nordöstra delen av Mälaren.

4.1.1. Osäkerheter

Utöver osäkerheten och variationen i dataunderlagen för PFAS-koncentrationer som använts (vilket har illusterts med att presentera max- och minimivärden) är vattenflödet som använts

för bassängerna en stor osäkerhet som ger ett stort utslag på det slutgiltiga massflödet. Vattenflödena mellan bassängerna är jämfört med vattendragens flöden mycket stora och några procents osäkerhet i dessa flöden kan därför i grova drag generera massflöden med en felmarginal på några kilon PFAS per år. Då modellen som används på SMHI:s vattenwebb (som använts för vattendragens vattenflöden) inte rekommenderas av SMHI att användas för flöden mellan bassänger går det inte heller att presentera ett alternativt scenario.

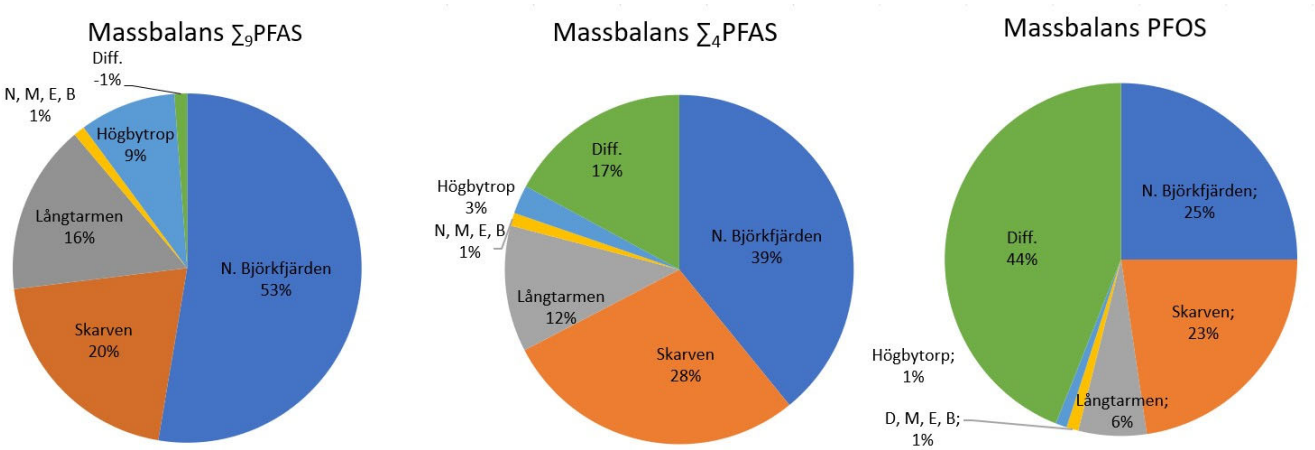
För delbassängerna är det även mycket viktigt att observera att utflödet baseras på den koncentration som uppmätts i mitten av bassängen, se Figur 6. Kartbild över koncentrationer $\sum_9$PFAS, enhet ng/l, i vattendrag och delbassänger i östra och nordöstra delen av Mälaren. Detta innebär att massflödet ut från bassängerna, se Figur 5, mest troligen inte inkludera eventuella tillflöden av PFAS nedströms punkten där koncentrationen mätts och därmed kan vara underskattat.

4.2. Del 2: Massbalans Mälaren-Görväln

Under denna sektion presenteras först en sammanställning av samtliga inkluderade massflöden för VARO Görväln, därefter följer sektioner med detaljer om de specifika källorna.

4.2.1. Sammanställning av resultat

I sammanställningen nedan, se Figur 7 och
Tabell 19, presenteras hur stor andel av utflödet av PFAS från Görväln som representeras av olika inflöden. Detta betyder att en differens även presenteras (Diff.) vilken alltså representeras storleken på den PFAS-mängd som inte kan förklaras komma från någon av de inkluderade källorna i denna massbalans. Massbalansen för VARO Görväln visar att massflödet från punkt- och diffusa källor från landområdena och nederbörd (”N,M,E,B” = Nederbörd, Markanvändning, Enskilda avlopp, Brandskum) tillsammans bidrar med en försumbar belastning (1 %) jämfört med belastningen från närliggande bassängerna (ca 90, 80 och 45 % för $\sum_9$PFAS, $\sum_4$PFAS och PFOS respektive).



Figur 7. Massbalanser för $\sum_9$PFAS, $\sum_4$PFAS och PFOS för Mälaren-Görväln. ”N, M, E, B” står för bidraget från Nederbörd, Markanvändning, Enskilda avlopp och Brandskum, för dessa är $\sum_{10}$PFAS beräknat i stället för $\sum_9$PFAS.

Tabell 19. Sammanställning av belastningen av PFAS från olika källtyper till Görväln-bassängen. Notera att bidraget från brandskum är beräknat för $\sum_8$PFAS, övriga är beräknade för $\sum_{10}$PFAS.

Källtyp	$\sum_9$PFAS [kg/år]	% av Tot. UT	$\sum_4$PFAS [kg/år]	% av Tot. UT	PFOS [kg/år]	% av Tot. UT
N. Björkfjärden / Prästfjärden	17	**54**	6,2	**41**	1,6	**25**
Skarven	6,4	**21**	4,5	**29**	1,5	**23**
Långtarmen	4,9	**16**	1,9	**12**	0,4	**6**
Markanvändning	0,21*	**0,7**	0,11	**0,7**	0,031	**0,5**
Nederbörd	0,055*	**0,2**	0,018	**0,1**	0,0036	**0,1**
Brandskum	0,054**	**0,2**	0,051	**0,3**	0,031	**0,5**
Enskilda avlopp	0,014*	**0,05**	0,011	**0,1**	0,0049	**0,1**
Högbytorp	2,8	**9,1**	0,42	**2,6**	0,066	**1,0**
Totalt IN	31	**101**	13	**83**	3,6	**56**
Tot. UT från Görväln	31		16		6,4	
Diff.	0	**-1**	2,5	**17**	2,8	**44**

**$\sum_{10}$PFAS **$\sum_8$PFAS*

Vad som även framgår av cirkeldiagrammen i Figur 7 är att avfallsanläggningen Högbytorp bidrar med en betydande andel PFAS. Bidraget av PFOS från anläggningen är i samma storlek som bidraget från nederbörd, markanvändning, brandskum och enskilda avlopp tillsammans, för $\sum_9$PFAS är bidraget ca 10 gånger högre. Som tidigare nämnts ska det dock observeras att $\sum_9$PFAS och $\sum_4$PFAS endast är uppskattningar baserad på data från andra anläggningar i relation till det uppmätta massflödet av PFOS vid Högbytorp. Belastningen ger därför en bild av en medel-anläggning i avseende på massflödet för $\sum_9$PFAS och $\sum_4$PFAS.

Vid jämförelse av massbalanserna för $\sum_9$PFAS, $\sum_4$PFAS och PFOS framkommer att differensen, andelen oförklarat inflöde till Görväln, ökar då andelen PFOS ökar: ca 0, 17 och 44 % för $\sum_9$PFAS, $\sum_4$PFAS och PFOS respektive. Liknande sker även en förändring i bidraget från N. Björkfjärden i relation till Skarven när massbalansen för $\sum_9$PFAS och PFOS jämförs. För $\sum_9$PFAS är belastningen från N. Björkfjärden dubbelt så stor som Skarvens, vilket är proportionerligt mot att vattenflödet från N. Björfjärden är det dubbla mot Skarvens, för PFOS är bidraget i ungefär samma storlek från de två bassängerna.

4.2.2. Nederbörd

I Tabell 20 presenteras belastningen från nederbörd på Görvälns vattenyta.

Tabell 20. Belastning från nederbörd som faller på vattenytan inom VARO Görväln.

[kg/år]	$\sum_{10}$PFAS	min : max	$\sum_4$PFAS	min : max	PFOS	min : max
Nederbörd	**0,055**	0,051 : 0,11	**0,018**	0,0078 : 0,042	**0,0036**	0,0018 : 0,018

Osäkerheter

För nederbörden approximerades koncentrationer under detektionsgränsen (<LOQ) med detektionsgränsen, detta innebär att bidraget hade blivit mindre om värden <LOQ antagits vara 0 som för övriga massflöden. Halterna som uppmätts vid Norunda Stenen är dock redan mycket låga i jämförelse med koncentrationer uppmätta vid Vättern (Björnsdotter, 2021) som för motsvarande area och nederbördsmängd skulle resultera i massflöden på 0,3, 0,08 och 0,01 kg/år för $\sum_{10}$PFAS, $\sum_{4}$PFAS respektive PFOS, i detta fall baserat på mediankoncentrationer då värden <LOQ har satts som 0. Denna variation indikerar på att halter i nederbörd kan vara mycket platsspecifika och därmed bidra till osäkerhet i resultaten.

4.2.3. Enskilda avlopp

I Tabell 21 presenteras belastningen från enskilda avlopp inom VARO Görväln.

Tabell 21. Belastning från enskilda avlopp från Upplands-Bro, Järfälla och Ekerö kommun som ligger inom VARO Görväln.

[kg/år]	$\sum_{11}$PFAS ($\sum_{10}$PFAS)	min : max	$\sum_{4}$PFAS	min : max	PFOS	min : max
Enskilda avlopp	**0,014**	0,0132 : 0,0139	**0,011**	0,010 : 0,012	**0,0049**	0,0043 : 0,0055

Osäkerheter

För denna beräkning användes data från två mätningar gjorda vid ett mindre avloppsreningsverk som endast tar emot vatten från hushåll och dagvatten. Fler mätningar skulle bidra till en ökad säkerhet i resultaten. I detta fall kan även dagvattnet, beroende på varifrån det kommer, bidra till en missvisande koncentration när datat appliceras på enskilda avlopp. I detta fall är det inte känt om dagvattnet primärt kommer från exempelvis stadsområden eller grönområden. Det kan även konstateras att detektionsgränsen var mycket hög för en del PFAS vilket kan bidra till en underskattning av belastningen.

Det framgick även från kontakt med kommunerna att antalet enskilda avlopp mest troligen är underskattad då underlaget delvis var dåligt uppdaterat.

4.2.4. Tidigare brandskums-platser

Utsläpp som skedde innan 2011 står för ca 99 % av den totala belastningen per år. Som framgår från Tabell 22 innebär detta att 55 % av den PFAS som släppts ut från brandskum fortfarande är kvar i marken. Den slutgiltiga belastningen baseras på att 3 % av den tillförda PFAS (från brandskum) utlakas per år.

Tabell 22. Beräknad belastning från platser från brandskum. Detta baseras på data för 98 platser där utsläppen skett mellan 2002 och 2015. Procentangivelserna anger hur mycket av det PFAS som tillförts platserna som har hunnit lakats ut

	$\sum_{8}$PFAS	$\sum_{4}$PFAS	PFOS
Totalt mängd tillförd platserna [kg]	1,8	1,7	1,0
Total mängd som lakats ut [kg]	0,8 (45 %)	0,78 (45 %)	0,47 (45 %)
Belastning [kg/år]	**0,054**	**0,051**	**0,031**

Osäkerheter

Då många förenklingar har gjorts för att beräkna belastningen från brandskum är det svårt att bedöma exakt vilken effekt dessa har på den slutgiltiga belastningen som presenteras i den här rapporten. Några av förenklingarna indikerar dock att siffran är överskattad:

- Arlanda-jorden som utlakningshastigheten på 3 % baseras på, har relativt låg halt organiskt material vilket bör bidra till en överskattning av utlakningen relativt jordar med högre halt organiskt material.
- Antagandet om att allt skum som har använts är B-skum bör resultera i en överskattning av belastningen.
- Antagandet om att 3 % utlakning gäller för samtliga PFAS kan medföra en relativt god uppskattning av utlakning av långkedjiga PFAS, men en feluppskattning av utlakningen av kortkedjiga. Denna utlakning kommer sannolikt vara markant högre än 3 % direkt efter utsläppet, och nära 0 en längre tid efter utsläppet.

Det är även viktigt att poängtera analysdata för PFAS-halter i brandskum är begränsat, framför allt för perioden innan 2011. Detta eftersom det exakta innehållet inte framgår från säkerhetsdatabladen och därför måste analyseras. För detta projekt hittades endast en sådan analys gjord på AFFF skum, varför en stor osäkerhet även ligger i den beräknade belastningen från brandskum innan 2011.

4.2.5. Högbytorp Avfallsanläggning

För Högbytorp fanns endast en mätning av PFOS i ett närliggande vattendrag, men med hjälp av data från andra anläggningar (Modin et al., 2018) kunde massflödet för $\sum_9$PFAS och $\sum_4$PFAS också uppskattas, se Tabell 23. Massflödena ger därför en bild av hur en belastning ser ut om Högbytorp antas bete sig som en ”medel-avfallsanläggning” i avseende på $\sum_9$PFAS och $\sum_4$PFAS. Samma beräkningssätt gav att $\sum_{10}$PFAS var 3 kg och $\sum_{11}$PFAS 3,1 kg/år, men för att kunna jämföra flödet med övriga källor användes $\sum_9$PFAS i resultatet.

Tabell 23. Belastning från Ragn-Sells avfallsanläggning Högbytorp till Görväln. Observera att massflödet av PFOS baseras enbart på ett stickprov, och att massflödena ”” uppskattats baserat på PFOS halten och resultat från Modin et al. (2018) och alltså inte baseras på faktiska mätningar vid anläggningen.*

kg/år	$\sum_9$PFAS	$\sum_4$PFAS	PFOS
Högbytorp Avfallsanläggning	2,8*	0,42*	0,066

Osäkerheter

I rapporten Modin et al. (2018) undersöks lakvatten från flertalet avfallsanläggningar och där ligger medelhalter av PFOS på 120 ng/l (max: ca 10 000 ng/l) och 63 ng/l (max: ca 2000 ng/l) för obehandlat respektive behandlat lakvatten. Dessa värden baseras på totalt 63 och 12 mätningar för obehandlat och behandlat lakvatten respektive och författarna resonerar att de generellt sett inte kan se en stor skillnad i halter mellan behandlat och obehandlat lakvatten annat än mellan maxhalter och för enskilda PFAS. Detta kan jämföras med de halter som uppmättes i lakvatten från Högbytorp i Blomdahl (2017) som i medel låg på 9890 ng/l och 442 ng/l för obehandlat respektive behandlat lakvatten (baserat på två mätningar vardera från olika platser på anläggningen). Datat från Modin et al. (2018) bedöms därför vara applicerbart på Högbytorp eftersom mätningarna i Högbytorp ligger inom Modin et al (2018) variationen, men det föreligger dock stora osäkerheten i resultaten i och med att

halterna från Högbytorp är baserade på stickprover, tagna vid ett mättillfälle, vilket även gäller för vattenflödet i Sätrabäcken.

4.2.6. Markanvändning

I Tabell 24 presenteras belastningen från PFAS från olika markanvändningar. Belastningen av PFAS från avrinningen från skogsmark, övrig mark, jordbruksmark har alla beräknats med hjälp av koncentrationen PFAS som uppmätts i nederbörd, därav presenteras även belastningen av nederbörd på vattenytan för att ställa dessa källor i relation till varandra. Då ingen åkermark sprider slam finns alltså ingen ytterligare belastning från slam med. Som framgår av tabellen kommer den största belastningen från *Stad* och därefter *Boendeområden*, *Vattenytan* (från nederbörd), *Skog, Jordbruk* och sist *Övrig mark*. I Tabell 25 framgår även att trots att områden klassade som *Stad* endast står för 3 % av ytan inom VARO Görväln står de för 35, 41 och 49 % av den tillförda belastningen av $\sum_{10}$PFAS, $\sum_{4}$PFAS och PFOS respektive. Likande står *Boendeområden* för 17 % av ytan men står för 31, 35 och 33 % av PFAS-belastningen ($\sum_{10}$PFAS, $\sum_{4}$PFAS och PFOS respektive).

Tabell 24. Beräknad belastning av PFAS från olika typer av markanvändning. Notera att slamspridningen här presenteras för sig, men bidraget adderas i verkligenheten till det jordbruksmarker bidrar med.

Marktyp	$\sum_{10}$PFAS	min:max	$\sum_{4}$PFAS	min:max	PFOS	min:max
Stad	**0,091**	0,034 : 0,15	**0,053**	0,018 : 0,074	**0,017**	0,0049 : 0,0109
Boendeområden	**0,081**	0,030 : 0,15	**0,046**	0,015 : 0,063	**0,011**	0,0002 : 0,0018
Vattenyta (nederbörd)	**0,054**	0,051 : 0,11	**0,019**	0,008 : 0,042	**0,004**	0,0018 : 0,018
Skog	**0,021**	0,020 : 0,041	**0,007**	0,003 : 0,016	**0,0014**	0,0007 : 0,0070
Jordbruk	**0,009**	0,008 : 0,017	**0,003**	0,001 : 0,007	**0,0006**	0,0003 : 0,0029
Övrigt Mark	**0,008**	0,007 : 0,015	**0,002**	0,001 : 0,006	**0,0005**	0,0003 : 0,0025
Totalt	**0,26**	0,15 : 0,48	**0,13**	0,046 : 0,21	**0,034**	0,012 : 0,064
Tot. utan Vattenytan	**0,21**	0,098 : 0,37	**0,11**	0,038 : 0,17	**0,031**	0,011 : 0,046

Tabell 25. Belastning från olika typer av markanvändningar i relation till ytan de upptar i VARO Görväln.

Marktyp	Area [km2]	%-andel area inom VARO	%-andel av den totala PFAS belastningen		
			$\sum$PFAS$_{10}$	$\sum$PFAS$_{4}$	PFOS
Stad	7	3	35	41	49
Boendeområden	17	8	31	35	33
Skog	68	31	8	2	2
Jordbruk	28	13	5	4	4
Övrigt	25	11	3	2	1
Vattenyta	73	34	21	15	10

Osäkerheter

Stor osäkerhet föreligger i resultaten för *Stad* och *Boendeområden* då dessa baseras på mätningar av PFAS i dagvatten. Dels är det mycket svårt att få ett representativt medelvärde för halter i dagvatten då dessa mätningar är svåra att utföra, dels uppskattades koncentrationen i *Stad* som 2,65 gånger högre än den i *Bostadsområden*, vilket bedöms vara en mycket grov uppskattning.

4.2.7. Slamspridning

Med hjälp av REVAQ-portalen där lantbrukare registrerar vilka åkrar som slamspridning sker på kunde det konstateras att inga åkrar inom VARO Görväln sprider slam. Det är däremot många åkrar runtom Mälaren som använder slam varför det inför framtida undersökningar av massflöden är relevant att beräkna massflödet av PFAS från slamspridning. En möjlig anledning till att så få jordbruk runt Görväln sprider slam beror på att slam inte sprids på åkermark som ligger nära tätbebyggda områden på grund av lukt. För att få en storleksordning på belastningen från slam sett ur ett större perspektiv presenteras i Tabell 26 ett riskscenario, om slam skulle ha spridits på all åkermark inom VARO Görväln. För riskscenariot är det antaget en giva på 15 ton blötvikt/ha var femte år med TS 30 % och att all åkermark sprider slam. Detta skulle ge ett bidrag av $\sum_{10}$PFAS på ca 2 g och för PFOS knappt 1 g, detta kan jämföras med bidraget från nederbörd som ligger på 55 och 4 g för $\sum_{10}$PFAS och PFOS respektive. Observera att detta riskscenario alltså inte är inräknat i den slutgiltiga massbalansen för Görväln.

Tabell 26. Riskscenario för slamspridning. Scenariot baserat på en giva av 15 ton blötvikt slam var femte år med en TS på 30 % och att slam spridits på all åkermark inom VARO. Det har antagits att ca 3 % PFAS lakas ut per år.

	Riskscenario	
	Tot. Tillfört [kg]	Utlakat [kg/år]
$\sum_{10}$PFAS	0,073	**0,0022**
$\sum_{4}$PFAS	0,050	**0,0015**
PFOS	0,031	**0,0009**

Osäkerheter

Osäkerheter att beakta gällande belastningen är utlakningen på 3 %, denna osäkerhet har bemötts i samband med resultaten för belastning från brandskum, sektion 4.2.4.

4.3. Massflöden i Fyrisån

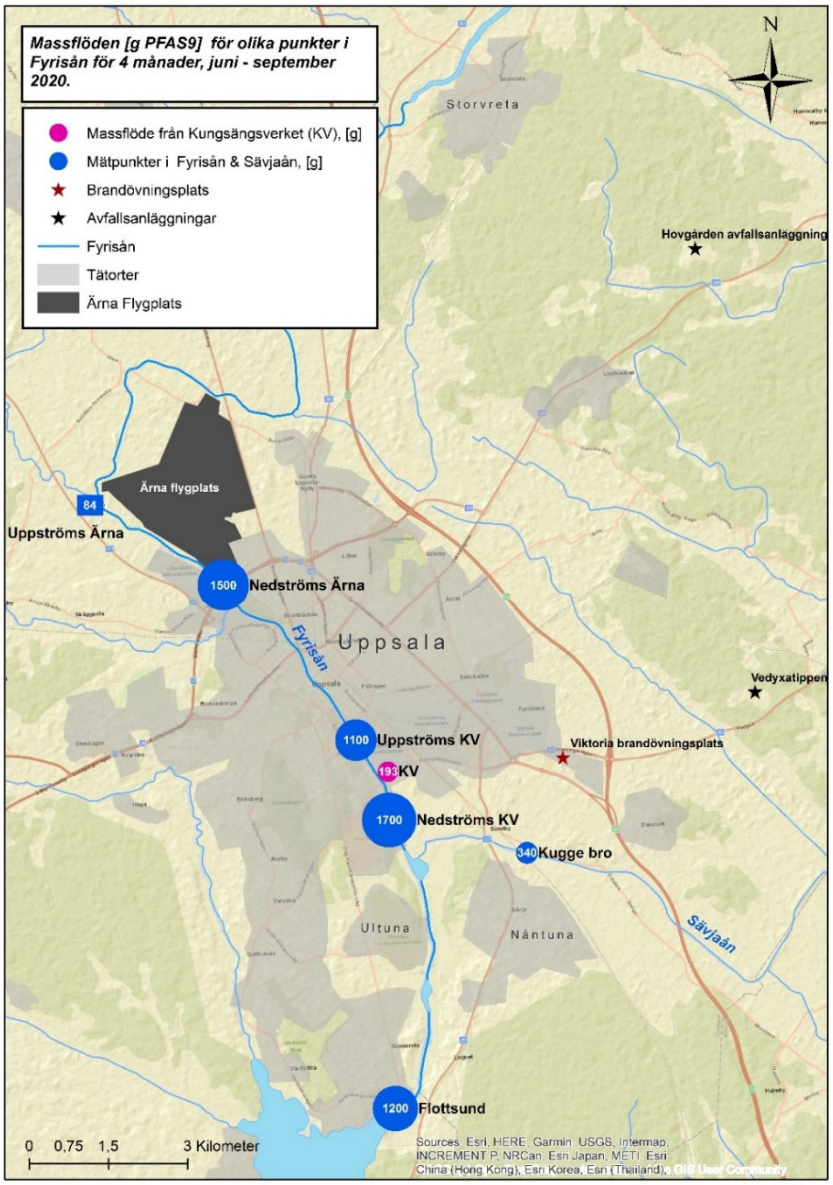
Observera att massflödena i Fyrisån beräknats specifikt för de sommarmånader som presenteras under sektionen 3.3 Massflöden i Fyrisån, och därför skiljer sig från övriga massflödesberäkningar. För studien av Fyrisån presenteras även belastningen från Arlanda flygplats vilket beräknats i studien Norström et al. (2015), detta för att kunna jämföra belastningen från de två flygplatserna Ärna (Fyrisåns avrinningsområde) och Arlanda (Märstaåns avrinningsområde).

Massflöden (enhet [g]) uppströms Fyrisån för perioden juni till september 2020, se Tabell 27 och Figur 8, Figur 9 och Figur 10 (för $\sum_{9}$PFAS, $\sum_{4}$PFAS och PFOS respektive), visar en kraftig ökning i massflöde mellan punkten direkt uppströms Ärna och den direkt nedströms Ärna. Om denna ökning enbart antas bero på ett tillflöde från Ärna flygplats innebär detta att Ärna flygplats bidrar med ett massflöde på ca 1430, 1260 och 320 g $\sum_{9}$PFAS, $\sum_{4}$PFAS och PFOS respektive, vilket medför en ökning av massflödet med 17, 40 och 105 gånger jämfört med massflödet innan Ärna. I kartorna i Figur 8, Figur 9 och Figur 10 visas massflödena i Fyrisån tillsammans med avfallsanläggningar i området och en brandövningsplats. Framför allt Hovgården avfallsanläggning och Viktoria brandövningsplats har identifierats som potentiella källor av PFAS (Hansson och Josefsson, 2021).Vad som även kan noteras är att

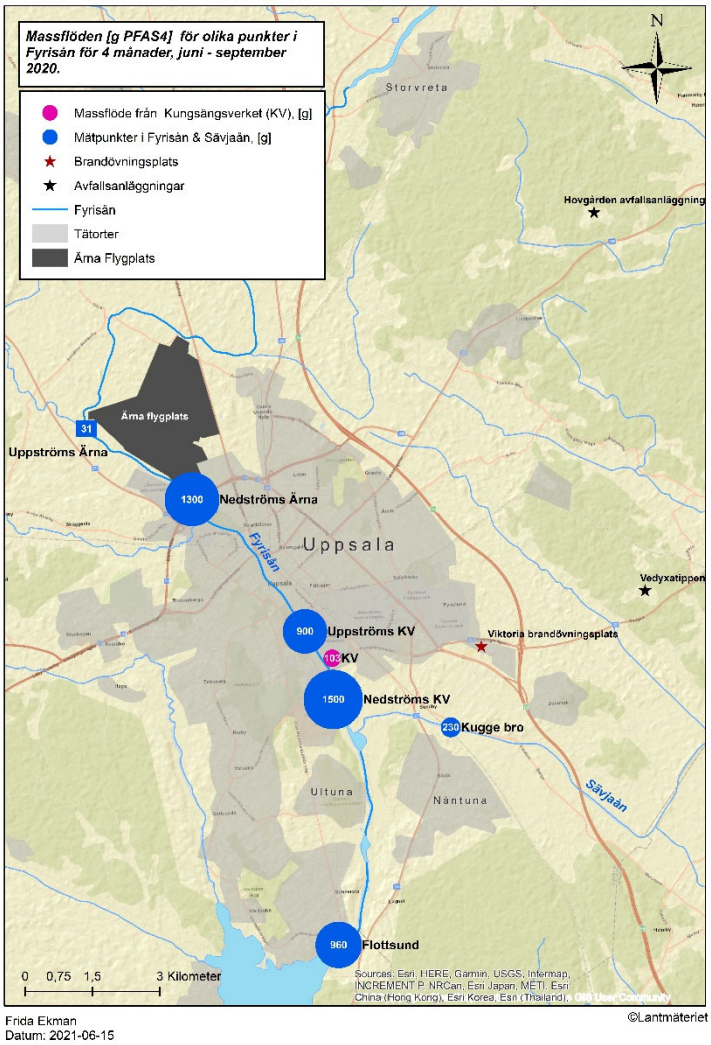
massflödet för samtliga PFAS går ned mellan punkten direkt nedströms Ärna och punkten direkt uppströms KV.

Tabell 27. Massflöden i punkter längs med Fyrisån och Sävjaån för perioden juni till september 2020. Punkten "Uppströms Ärna" markerar den nordligaste punkten i Fyrisån och Flottsund, utloppet till Ekoln, den sydligaste. Sävjaån har sitt utlopp till Fyrisån söder om KV, men norr om Flottsund.

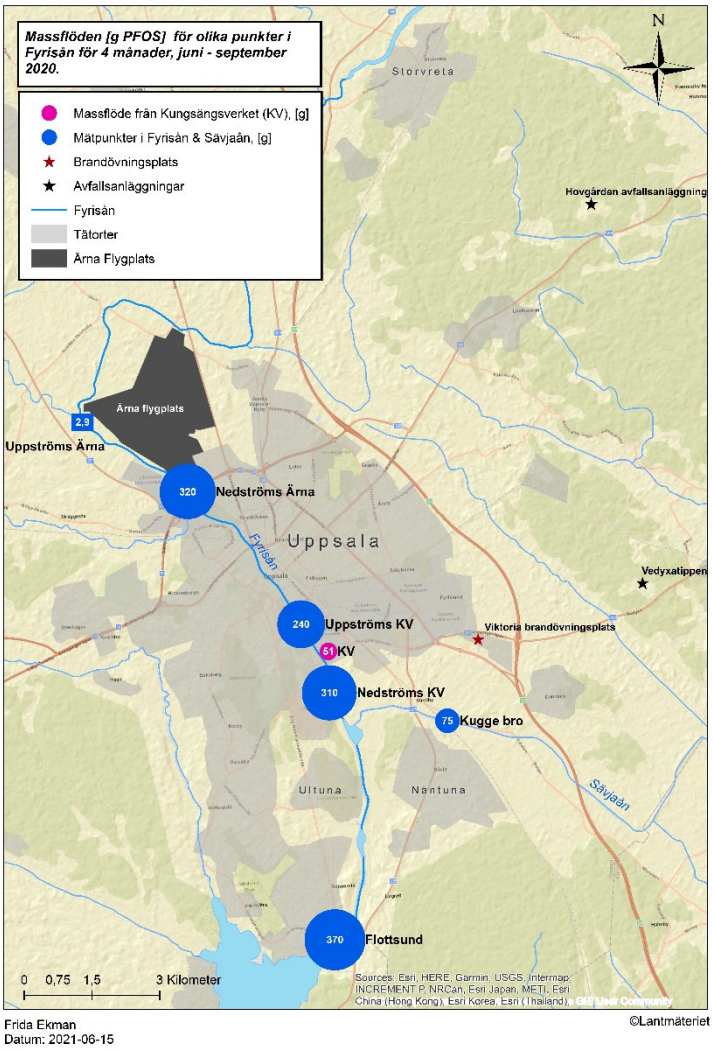
Namn	$\sum_9$PFAS [g]	$\sum_4$PFAS [g]	PFOS [g]
Uppströms Ärna	84	31	3
Nedströms Ärna	1512	1291	320
Uppströms KV	1050	900	239
Nedströms KV	1667	1467	305
Kugge bro, Sävjaån	337	226	75
Flottsund	1222	963	365



Figur 8. Massflöden i området uppströms Fyrisån för $\sum_9$PFAS i enhet g för juni-september 2020.



Figur 10. Massflöden i området uppströms Fyrisån för PFOS i enhet g för juni-september 2020.



Figur 9. Massflöden i området uppströms Fyrisån för $\sum_4$PFAS i enhet g för juni-september 2020.

Massflödet som tillförs Fyrisån från Kungsängsverket har dels beräknats med hjälp av de data som erhållits från reningsverket (den rosa pricken i Figur 8, 9 och 10), dels genom att beräkna skillnaden i massflödet mellan punkten direkt nedströms verket med det direkt uppströms. Skillnaden mellan de två uppskattningarna ger en fingervisning om osäkerheterna i resultaten. Som framgår från Tabell 28, överensstämmer de två uppskattningarna bra för PFOS, men för $\sum_9$PFAS och $\sum_4$PFAS är skillnaden mycket stor, då massflödet uppskattat med faktiska data för KV är betydligt lägre än det beräknade massflödet.

Tabell 28. Massflöde från Kungsängsverket baserat på dataunderlag (A) liksom baserat på skillnad i massflöde i Fyrisån direkt uppströms och nedströms reningsverket (B). Den procentuella skillnaden står för hur mycket större massflödet B är relativt A.

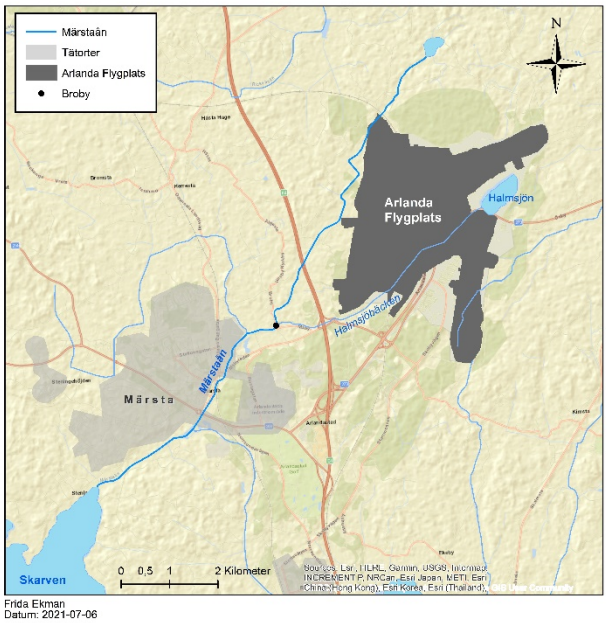
Namn	$\sum_9$PFAS [g]	$\sum_4$PFAS [g]	PFOS [g]
A: KV (baserat på data)	193	103	51
B: Nedströms KV – Uppströms KV	617	567	66
Procentuell skillnad: (B-A)/A	220 %	450 %	30 %

4.3.1. Osäkerheter

Liksom för tidigare beräkningar av massflöden, föreligger stora osäkerheter även i dessa resultat kopplade dels till dataunderlaget av PFAS-koncentrationer, dels i de modellerade vattenflödena som använts.

4.3.2. Jämförelse med Arlanda Flygplats

I studien Norström et al. (2015) undersöktes spridningen av PFAS från brandövningsfälten på Arlanda flygplats. Avrinningen från Arlanda rinner slutligen ut i Märstaån vilken senare rinner ut i Skarven, se Figur 11. Med hjälp av mätningar från 2013 i punkten Broby nedströms Arlanda, se Figur 11, uppskattades massflödet av $\sum_{12}$PFAS och PFOS från Arlanda till 2,4 och 1,3 kg per år respektive (Norström et al., 2015). Observera att detta alltså är beräknat baserat på mätningar och flöden uppmätta under år 2013.



Figur 11. Karta över Arlanda flygplats och Märstaån. Svarta punkten markerar Broby, vilket är platsen där mätningar gjorts för att uppskatta belastningen av PFAS från Arlanda i studien av Norström et al. (2015)

5. Diskussion

Projektet har haft som mål att dels beräkna en massbalans för Mälaren-Görväln, dels beräkna de större massflödena från östra Mälarens delbassänger och vattendrag. Detta har gjorts med hjälp av uppmätta koncentrationer PFAS från tidigare studier liksom i de flesta fall modellerade vattenflöden. I kommande avsnitt diskuteras olika aspekter av projektet med fokus på hur resultaten kan tolkas och hur metodiken kan förbättras.

5.1. Massflöden i nordöstra och östra Mälaren

Resultaten av massflödena i nordöstra och östra delen av Mälaren visade på vikten av att använda massflödesberäkningar i kombination med koncentrationer vid bedömning av storleken på en föroreningskälla. Liknande slutsatser dras i studien av Balgooyen och Remucal (2022) som studerade tre stora sjöar i USA och observerar mycket höga inflöden av PFAS till sjöarna, trots låga koncentrationer. Författarna diskuterar vikten av att ta hänsyn till storleken på vattenflöden vid riskbedömningar och inte enbart koncentrationer. Detta var tydligast för vattendragen då stora skillnader i vattenflöden medförde att vattendrag som Fyrisån (relativt låg koncentration) hade mycket högt massflöde i jämförelse med exempelvis Märstaån som visserligen hade mycket hög koncentration men mycket lågt vattenflöde. Detta illustrerade mycket tydligt hur massflöden, till skillnad från koncentrationer, tar hänsyn till ett vattendrags förmåga att späda ut höga inflöden av föroreningar.

Vattendragen Fyrisån, Märstaån och Bällstaån utmärkte sig med relativt hög andel PFOS i sitt massflöde (30, 34 och 27 % respektive), detta indikerar att dessa vattendrag har en stor belastning från utsläpp med hög andel PFOS. En möjlig anledning till detta kan vara brandskum då brandskum historiskt sätt har haft mycket höga innehåll av PFOS. Det är känt för samtliga åar med hög andel PFOS att brandövningsplatser ligger inom området och har lakats ut i vattendragen (Fyrisån: Ärna flygplats, Märstaån: Arlanda flygplats, Bällstaån: Bromma flygplats). I det AFFF skum som använts i det här projektet (för brandskum innan 2011) är andelen PFOS 46 % av $\sum_9$PFAS och 61 % av $\sum_4$PFAS.

I massbalansen för delbassängerna inkluderades inga interna processerna, så som bioackumulering eller sedimentering, som källor eller sänkor för PFAS. Det noterades dock att inflödena till Ekoln och Skarven var högre än utflödena. Detta kan antingen bero på en överskattning av massflöden, då siffrorna är förenade med stora osäkerheter, eller indikera på att det sker någon form av retention i bassängerna, exempelvis sedimentation. I studien Balgooyen och Remucal (2022) observeras att sediment kan agera källa av PFAS när sediment från inflöden till sjöar hamnar i jämvikt med koncentrationen i sjön (som då ofta är lägre än inflödena). Dessa resultat talar emot sedimentering men som Balgooyen och Remucal (2022) även diskuterar kan sediment också agera som sänkor. Resultaten från det här projektet tillsammans med Balgooyen och Remucal (2022) betonar vikten av sediment i PFAS-cirkulationen i sjöar, och visar att ytterligare undersökningar behöver göras specifikt för Mälaren.

Som även nämnts gällande osäkerheter kan också utflödet vara underskattat då det inte inkluderar eventuella tillflöden av PFAS nedströms den punkt där koncentrationen mätts – vilket är den koncentration som beräkningen för utflödet baseras på. För Skarven är det känt att nedströms punkten för koncentrationsmätningen ligger en av försvarets brandövningsplatser vid Kungsängen (Kejerhag, 2022) och brandövningsplatserna vid Rosersberg (Enander, 2015) – dessa kan alltså bidra med PFAS som inte är inräknat i utflödet från Skarven.

5.2. Massbalans Mälaren-Görväln

Massbalansen för VARO Görväln visade att majoriteten av inflödena av PFAS kommer från de närliggande bassänger (ca 90, 80 och 45 % för $\sum_9$PFAS, $\sum_4$PFAS och PFOS respektive). Nederbörd, markanvändning, enskilda avlopp och brandskum stod för endast 1 % av inflödena. Det bör kommenteras att detta inte är överraskande då delbassängerna avvattnar områden som är betydligt större än landområdena inom VARO Görväln.

Massbalansen visade även att avfallsanläggningen bidrog med ett betydande bidrag av PFAS (9% av inflöden av $\sum_9$PFAS). Denna siffra är som tidigare nämnts förenad med många osäkerheter och förenklingar men resultaten är ändock inte förvånande och bekräftas av sammanställningen av forskning kring massflöde från deponier och avfallsanläggningar av Travar et al. (2021), som visar att avfallsanläggningar är en betydande källa av PFAS. Detta är ett utbrett problem då det fortfarande inte finns bra reningsmetoder för PFAS (Travar et al., 2021), vilket dock undersöks på många avfallsanläggningar bland annat Högbytorp (Gustafson, 2021; Ragn-Sells, n.d.).

Det noterades även att det var en stor differens för massbalansen för PFOS (45 %) jämfört med den för $\sum_9$PFAS (ca 0). Detta betyder att en stor del av den PFOS som lämnar Görväln inte kunde förklaras med någon av de inflöden som inkluderats i detta projekt. Det är anmärkningsvärt att vi idag inte vet ursprunget till ca 50 % av den PFOS som slutligen hamnar i Görväln och betonar vikten av fortsatt uppströmsarbete, provtagningar och kartläggningar av PFAS-källor. Vilka utsläpp som kan ligga bakom denna differens är mycket svårt att säga men potentiella inflöden av PFAS som inte inkluderats i massbalansen för VARO Görväln är industrier, deponier, brandövningsplatser, skidvalla, mindre vattendrag och sediment. Det är till exempel känt att höga halter PFAS har uppmätts i grundvattnet och ytvatten vid den sluttäckta deponin i Lövsta som angränsar till Mälaren (Serti, 2021). Det är dock mycket svårt att bedöma hur mycket PFAS som potentiellt lakas ut i Mälaren från deponin. Exempel på industrier som kan släppa ut PFAS är industrier som producerar/handskas med textilier, pappers- och livsmedelsförpackningar, skidvalla, rengöringsmedel, kosmetika, PTFE-produkter (exempelvis teflon), hårdförkromning, färg eller plast (KEMI, 2021a). Vad som var känt i denna studie ligger inga sådana industrier inom VARO Görväln, men detta bör undersökas vidare. Inga större skidanläggningar har heller identifierats i området. I studien av Hansson et al. (2016) uppskattas påverkan från skidvalla vara försumbart i deras nationella studie av PFAS. Med grunder i den studien liksom Gobelius et al. (2018) resultat som också visar mycket liten påverkan av skidvalla, antas tillskott av PFAS från skidvalla även i denna studie vara försumbart.

Det faktum att massbalansen gick jämnt ut för $\sum_9$PFAS samtidigt som det var en relativt stor differens för $\sum_4$PFAS och PFOS kan innebära att inflödena av PFAS generellt har överskattats, alternativt att övriga PFAS dvs de som inte ingår i $\sum_4$PFAS (PFOS, PFOA, PFNA och PFHxS) har överskattats. Det skulle till exempel kunna bero på bidraget från Högbytorp som i detta fall uppskattades med hjälp av en medelbelastning för en avfallsanläggning och då denna medelbelastning har en mycket hög halt av samtliga PFAS kan det vara så att profilen ser annorlunda ut för Högbytorp i verkligenheten.

5.2.1. Belastning från brandskum

I fallet att uppskatta belastningen från enstaka brandsläckningsplatser då brandskum har använts har svårigheten legat i det stora antalet platser detta inkluderar och de många platsspecifika parametrar som påverkar utlakningen från en viss plats. Det stora antalet platser som låg inom VARO Görväln gjorde det inte möjligt att undersöka varje enstaka plats utan en generell metodik fick tas fram baserat på de underökningar som gjorts vid brandövningsplatserna vid Arlanda. Skulle platserna vara färre kan det dock vara av värde att göra en mer noggrann uppskattning, och då ta hänsyn till de platsspecifika parametrar som diskuterades i avsnittet 3.2.3 Tidigare brandskum. Ett lakexperiment utfördes i Sörengård et al. (2021) från en AFFF-kontaminerad jord, denna studie skulle kunna ligga till grund för en mer noggrann uppskattning av hur olika PFAS lakas ut.

5.2.2. Markanvändning

Få undersökningar kunde hittas gällande koncentrationen av PFAS i avrinningen från olika markanvändningar. Underlaget specifikt för boendeområden inom tätorter bedöms vara mycket bra, men mer undersökningar skulle behöva göras i innerstäder i Sverige. Mycket tyder på att just dagvatten kan utgöra en betydande källa till PFAS varför liknande studier som den utförd av Rennerfelt et al. (2020) bör göras i andra städer och områden. Det är ett rimligt antagande att områden som inte är påverkade av någon punktkälla har bakgrundskoncentrationer liknande den i nederbörden, det vore dock mycket intressant att få detta bekräftat i Sverige för jordbruks- (som inte sprider slam) och skogsmarker.

5.3. Massflöde för Fyrisån

Resultaten för massflöden längs med Fyrisån indikerar att Ärna flygplats bidrar med ett mycket stort inflöde av PFAS till Fyrisån. Baserat på resultaten för specifikt denna period (juni – september 2020) tillför Ärna flygplats ett massflöde av för $\sum_9$PFAS, $\sum_4$PFAS och PFOS på ca 1,4 kg, 1,3 kg, 0,32 kg respektive. Dessa massflöden är 7, 12 och 6 gånger högre än det som kommer från Kungsängsverket, respektive (baseras på massflödet ut från Kungsängsverket som beräknats med hjälp av reningsverkets dataunderlag (*A* i Tabell 28)). Detta visar på vikten av att åtgärder görs vid Ärna flygplats då denna belastning står för majoriteten av den totala belastningen från Fyrisån (i jämförelse med avloppsreningsverket) till Ekoln, vilkens vatten slutligen når Görväln.

Det noterades även att massflödet minskade mellan punkten nedströms Ärna och punkten uppströms Kungsängsverket (avloppsreningsverket), dvs den sträckan som Fyrisån rinner

genom Uppsala. Det förväntade hade varit att massflödet varit detsamma i dessa punkter, möjligen högre närmare KV då det kan antas att ett tillflöde av PFAS kan ske på grund av dagvatten. Liknande går inte heller massbalansen helt ihop vid Flottsund (för $\sum_9$PFAS och $\sum_4$PFAS), då massflödet nedströms KV är högre än vid utloppet, detta trots ett inflöde av PFAS från Sävjaån. Det är mycket svårt att bedöma vad dessa resultat beror på.

5.4. Retention i delbassängerna

Massflödena mellan nordöstra och östra delen av Mälaren indikerar att en retention sker för PFAS i delbassängerna Ekoln och Skarven då massflödet minskar mellan in- och utflöde. En möjlighet är att sedimentation sker men då detta är relativt outforskat är det svårt att veta vilken storlek det eventuellt skulle kunna vara på ett sådant massflöde. Då sediment kan utgöra både en sänka, genom att minska koncentrationen i vattnet, och en sekundärkälla om sedimenten rörs om eller hamnar i jämvikt med vattnet, är det också oklart i vilken riktning en eventuell transport skulle gå. I modelleringsstudien vid Arlanda undersöktes en sjö i anslutning till Arlandas brandövningsfält men i detta fall kunde det inte påvisas någon nettotransport i någon riktning mellan vatten och sediment (Norström et al., 2015). I studien Balgooyen och Remucal (2022) som studerade tre sjöar i USA, observeras att sediment kan agera källa av PFAS när sediment från inflöden till sjöar hamnar i jämvikt med koncentrationen i sjön (som då ofta är lägre än koncentrationen i inflödena).

I rapporten av NIRAS från 2019 då 50 provtagningar av PFAS togs i sedimenten i sju Mälarbassänger inom Stockholmsområdet, däribland Görväln, Fiskarfjärden, Rödstensfjärden (söder om Görväln) och Bällstaviken (där Bällstaån rinner ut), sågs att PFAS har släppts ut i Mälaren i mer än 50 år (NIRAS SWEDEN AB, 2019). Från sedimentkärnorna sågs även att halterna var högre i ytsediment från 2017 än de från 1970-talet, vilket indikerar en ökning av utsläpp. I rapporten sammanställdes även resultat från andra studier som undersökt PFAS i sediment, och det forskningen visat vid tiden av deras rapport är att PFOS och PFOA på kort sikt kan agera en sänka, men på lång sikt kan de frigöras till vattenfasen och därmed agera en källa (NIRAS SWEDEN AB, 2019). Deras resultat visar ändock att högst halter i sediment återfinns i Mälaren-Görväln (7,9-9,4 µg/kg TS $\sum_{26}$PFAS, ca 80 % utgörs av PFOS) och i Fiskarfjärden (3,2-5,2 µg/kg TS) var halterna lägre än i Görväln men ca två gånger högre än halterna i Rödstensfjärden. Liknande resultat återfinns i en undersökning av WSP från 2018 då 40 prover togs runt om hela Mälaren, där återfanns de högsta halterna i ytsedimenten i Skarven, och högst halter i djupsedimenten återfanns i Görväln, där även Ekoln utmärkte sig (WSP, 2018). Från WSP studien kan det generellt konstateras att det i majoriteten av proverna endast var PFOS detekterades över detekteringsgränsen och att östra delen av Mälaren är överrepresterad i proverna med högst halter i ytsedimenten. De högsta halterna PFOS återfanns i Skarven (5,7 - 10,8 µg/kg TS) följt av Skofjärden (5,5 µg/kg TS) (ligger mellan Ekoln och Skarven), Ekoln (4,1 µg/kg TS), Gorran (3,9 µg/kg TS) (västra Mälaren) och Görväln (3,2 µg/kg TS). Halter i Fiskarfjärden (som Görväln har sitt utlopp mot) uppmätte den 5 lägsta halten, 0,68 µg/kg TS PFOS, av de 40 proverna. Prästfjärden uppmätte i medel (n=4) en halt av PFOS på 1,5 µg/kg TS, vilket är i samma storlek som medianvärdet för samtliga prover gjorda i studien.

Det rapporterna av NIRAS och WSP visar på är att Skarven och Görväln tycks utmärka sig med markant högre halter av PFOS i sedimenten än resterande Mälaren, även Ekoln och

Skofjärden visar på höga halter. Detta tycks visa att sedimenten i någon mån agerar som en sänka. Med tanke på att resultaten i detta projekt indikerar att någon form av retention sker i Ekoln och Skarven är det alltså inte omöjligt att sedimentation står för en del av det. Dock är det omöjligt att i dagsläget uppskatta storleken på massflödet, och om det sker en nettotransport i någon riktning. Det skulle behövas ytterligare studier för att undersöka hur koncentrationerna i vattnet i dessa bassänger korrelerar med koncentrationen i sedimenten för att undersöka om det sker någon nettotransport.

5.5. Flygplatserna

I det här projektet beräknades massflödet som tillförs Fyrisån från Ärna flygplats för fyra sommarmånader under år 2020. Resultaten visade att flygplatsen tillför ca 1,4 kg, 1,3 kg och 0,32 kg för $\sum_9$PFAS, $\sum_4$PFAS och PFOS respektive under dessa fyra månader. Antas detta vara representativt för hela året bidrar Ärna med ca 1 kg PFOS/år vilket är i samma storlek som beräkningen gjord för Arlanda av Norström et al. (2015) som för hela året 2013 beräknade att Arlanda belastade Märstaån med 1,3 kg PFOS (2,4 kg $\sum_{12}$PFAS). Då resultaten är baserade på olika år och olika långa perioder kan ingen exakt jämförelse göras, siffrorna visar dock att belastningen från flygplatserna är i samma storleksordning och bidrar med en betydande mängd PFAS till Mälaren.

Swedavia (ägare av Arlanda flygplats) har sedan 2008, då PFAS upptäcktes på Arlanda, arbetat med att öka kunskapen om PFAS och minska spridningen. Sedan 2018 genomförs en pilotstudie för att försöka hitta lämpliga åtgärdslösingar för att sanera brandövningsplatserna och rena avrinningen från området (Swedavia Airports, n.d.). Liknande åtgärder skulle behöva utföras av Försvarsmakten (ägare av Ärna flygplats) vid Ärna flygplats. Med tanke på alla pilotstudier som genomförts vid Arlanda flygplats och den påverkan som uppmätts i Mälaren med överskridande av miljökvalitetsnormen för PFOS i alla vattenförekomster i Östra Mälaren (VISS, 2022), finns det nu grund för att fullskaliga åtgärder behöver införas vid både Arlanda området och Ärna området.

5.6. Rekommendationer & Åtgärder

I relation till åtgärdsgränsen på 90 ng/l $\sum_{11}$PFAS som gäller idag är medelhalten i Görvälnbassängen på 11 ng/l $\sum_{10}$PFAS inte alarmerande. Men med tanke på det nya dricksvattendirektivet från EU som ska implementeras i svensk lag i början av 2023 med förslag på ett svenskt gränsvärde för $\sum_4$PFAS på 4 ng/l måste arbetet med att åtgärda PFAS-utsläpp vid källorna intensifieras. Norrvatten planerar byggnation av ett kompletterande vattenverk, dels för att klara en större kapacitet, dels för att installera reningstekniker som kan rena bland annat PFAS, vilket dagens vattenverk inte klarar. Det är dock inte rimligt att dricksvattenproducenter ska vara den enda aktör som ansvarar för att rena den PFAS som släppts ut i miljön, detta synsätt gagnar varken miljö, människor eller är kostnadseffektivt. Som dricksvattenproducent är uppströmsarbete ett viktigt verktyg för att kartlägga föroreningskällor så att åtgärder föreläggas vid källan, vilket säkrar en god kvalitet på vårt dricksvatten och gör vår dricksvattenproduktion mindre känslig för framtida utmaningar och risker. Exempelvis indikerar resultaten från detta projekt att om allt läckage av PFOS från Ärna och Arlanda flygplats skulle stoppas, skulle i teorin, halten PFOS i Görväln kunna minskas med drygt 30 %. En enorm effekt både på dricksvattenkvaliteten och på ekosystemet Mälaren – om än baserat på grova uppskattningar.

Detta projekt är en direkt effekt av uppströmsarbetet som Norrvatten bedriver och belyser känsliga punkter i området uppströms Görvälnverket där åtgärdsarbeten bör föreläggas:

- Fyrisån – Resultaten från det här projektet visar att Fyrisån var det vattendrag som hade störst belastningen och att en majoritet av denna belastning kommer från Ärna flygplats.
- Märstaån – Trots en lägre mass-belastning än Fyrisån är de mycket höga koncentrationerna i Märstaån oroväckande. Det är känt att brandövningsplatserna vid Arlanda flygplats är en stor orsak till dessa koncentrationer (Rosenqvist et al., 2017).
- Högbytorp avfallsanläggning – Mycket indikerar på att avfallsanläggningen bidrar med ett högt massflöde av PFAS relativt andra punktkällor. Detta poängterar vikten av bättre rening av lakvatten från avfallsanläggningar. Avfallsanläggningar utgör en stor källa till PFAS, men då få anläggningar har krav på sig att utföra regelbundna mätningar saknas ett bra dataunderlag. Detta måste ändras för att den lokala bilden av PFAS belastningar ska kunna förbättras.
- Trots att Skarven har ett vattenflöde som är cirka hälften så stort N. Björkfjärdens bidrar Skarven med ett lika stort inflöde av PFOS. Detta indikerar att resurser bör läggas på att utreda de PFOS utsläpp som utöver ovan nämnda källor (Fyrisån och Ärna flygplats, Märstaån och Arlanda flygplats) kan bidra till detta höga flöde.
- Aktivt uppströmsarbete måste även ske i västra delen av Mälaren då inflödet av $\sum_9$PFAS från N. Björkfjärden/Prästfjärden stod för ca 50 % av det totala inflödet till Görväln

Detta projekt knyter mycket an till resonemanget som Fröberg et al. (2021) för i rapporten *Bedömning av belastning från förorenade områden,* att det är viktigt att se till föroreningskällors kumulativa effekt och inte endast enskilda källors belastning i relation till varandra. Diskussionen om PFAS har dels ett lokalt perspektiv, dels ett nationellt och globalt perspektiv. På lokal skala är det mycket viktigt att adressera och åtgärda de större punktkällorna som utgöra ett akut hot (exempelvis brandövningsplatser) och på ett nationellt och globalt perspektiv är det viktigt att åtgärder sker mot de diffusa utsläppen så att de långsiktiga utsläppen av PFAS stoppas. På initiativ av Svenska KEMI och motsvarande organisation i Tyskland meddelade EU under 2021 att närmare 200 PFAS kommer förbjudas från och med februari 2023 (ECHA, 2021). Vidare lämnade KEMI tillsammans med fyra andra europeiska myndigheter, i september 2021 in en avsiktsförklaring gällande förbud inom EU mot all användning av PFAS som inte är nödvändig för samhället (KEMI, 2021d). Detta är ett steg i rätt riktning för att långsiktigt minska spridningen av PFAS i miljön.

5.7. Framtida studier

Ingen statisk osäkerhetsanalys har varit möjlig att utföra i detta projekt på grund av bristande dataunderlag. För att förbättra kvaliteten på resultaten i kommande projekt finns ett stort behov av att PFAS-mätningar utförs på fler platser och kontinuerligt under en längre tid, liksom att flödesmätningar utförs vid delbassängers utlopp i Mälaren.

Då massbalanser är viktiga verktyg för att klassificera storleken på utsläppskällor vore ett nästa steg att baserat på detta göra en kostnadsanalys av var det gör mest nytta att sätta in åtgärder med hänsyn till den teknik som finns idag för att sanera PFAS.

Som diskuterats är det känt att det finns höga halter PFAS i Mälarens sediment, och framför allt nordöstra delen av Mälaren. det är dock inte känt hur stora dessa flöden är. Det skulle vara mycket värdefullt om vidare undersökningar gjordes gällande sedimentens roll i sjöars PFAS-flöde.

I avhandlingen av Björnsdotter (2021) undersöktes massflöden av ultrakorta PFAS i Vättern, då ett massflöde på 120-170 kg/år av TFA observerades. Detta är fortfarande en grupp av ämnen som är relativt lite studerade jämfört med andra PFAS och en liknande undersökning bör göras i Mälaren.

6. Slutsats

Detta projekt hade som syfte att beräkna en PFAS-massbalans för Mälaren-Görväln för att kartlägga ursprunget på den PFAS som når Görvälnbassängen där Norrvatten tar sitt råvatten ifrån. Det beräknades även massflöden från vattendrag och delbassänger i nordöstra och östra Mälaren (Ekoln i norr till Norrström i söder). Målet har främst varit att få en överblick av PFAS-situationen runt Görväln, vilket inte funnits tidigare liksom att skapa ett verktyg för att kunna bedriva ett kommunikativt uppströmsarbete. Då stora osäkerheter föreligger i modellerade vattenflöden samt bristande dataunderlag har förenklingar och generaliseringar gjorts vilket innebär att resultaten ska ses som indikationer och inte exakta siffror. Slutsatser från projektet sammanfattas nedan:

- Mälaren-Görväln får ca 90 % av $\sum_9$PFAS från de närliggande bassängerna N. Björkfjärden (53 %), Skarven (20 %) och Långtarmen (16). Detta betonar vikten av att det måste ske uppströmsarbete i hela Mälarens avrinningsområde för att dessa inflöden ska kunna åtgärdas.
- Markanvändning, enskilda avlopp och brandskum från landområden inom vattenförekomstavrinningsområdet för Görväln, stod tillsammans med nederbörd för ca 1% av inflödet av PFAS till Görväln.
- En stor del av den PFOS som lämnar Görväln kunde inte förklaras med något av de inflöden som inkluderats i massbalansen. Det är anmärkningsvärt att vi idag inte vet ursprunget till ca 50 % av den PFOS som slutligen hamnar i Görväln vilket betonar vikten av fortsatt uppströmsarbete, provtagningar och kartläggningar av PFAS-källor.
- Fyrisån var det vattendrag som hade markant högst belastningen på 7,9 kg/år för $\sum_9$PFAS (mer än dubbelt så stort som Märstaån – förorenad av Arlanda flygplats). Detta bedöms till stor del bero på Ärna flygplats som efter massberäkningar baserat på 4 månader bidrog med ca 1,4 kg $\sum_9$PFAS vilket är i samma storlek (eller större) som det Arlanda bidrar med enligt modellberäkningar från Norström et al. (2015).
- Trots att Skarven har knappt häften så stort vattenflöde som N. Björkfjärden in till Görväln står Skarven för lika stor belastning med avseende på PFOS. Detta bekräftar bilden av att Skarven och Ekoln är tungt belastade, framför allt med avseende på PFOS, i relation till övriga Mälaren.
- Avfallsanläggningen Högbytorp hade ett betydande bidrag på 9 % för $\sum_9$PFAS. Då dataunderlaget är knapphändigt behövs fler mätningar runt anläggningen. Resultaten överensstämmer dock med tidigare studier som uppmätt höga halter PFAS i och runt avfallsanläggningar (Gobelius et al., 2018; Modin et al., 2018).
- För Ekoln och Skarven visade massbalansen högre inflöden än utflöden, detta kan bero på mätpunkten som använts vilket kan ha lett till underskattning av utflödet men det kan även bero på att det sker sedimentation i bassängerna. Kunskapen om hur betydande sedimentationsprocesser är för PFAS-flöden i sjöar är begränsad och bör undersökas vidare.
- Likt en studie utförd i USA som studerade PFAS massflöden till tre stora sjöar (Balgooyen and Remucal, 2022) visar även detta projekt att det mest betydande för ett högt massflöde var höga vattenflöden, inte höga koncentrationer. Detta betonar vikten av att massflöden används i kombination med koncentrationer vid bedömning förorenade områden.

Referenser

Ahmadireskety, A., Da Silva, B.F., Robey, N.M., Douglas, T.E., Aufmuth, J., Solo-Gabriele, H.M., Yost, R.A., Townsend, T.G., Bowden, J.A., 2021. Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Street Sweepings. Environ. Sci. Technol. https://doi.org/10.1021/acs.est.1c03766

Ahrens, L., Bundschuh, M., 2014. Fate and effects of poly- and perfluoroalkyl substances in the aquatic environment: A review. Environ. Toxicol. Chem. 33, 1921–1929. https://doi.org/10.1002/etc.2663

Ahrens, L., Vogel, L., Wiberg, K., 2018. Analysis of per- and polyflouroalkyl substances (PFASs) and phenolic compunds in Swedish rivers over four different seasons - Analys av PFAS och fenolära ämnen i flodmynningar. Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Uppsala.

Balgooyen, S., Remucal, C.K., 2022. Tributary Loading and Sediment Desorption as Sources of PFAS to Receiving Waters. ACS EST Water. https://doi.org/10.1021/acsestwater.1c00348

Bjerking, 2015. PM Inventering av källor till PFAS inom Bällstaåns tillrinningsområde. Miljöförvaltningen Stockholm.

Björnsdotter, M.K., 2021. Ultra-short-chain perfluoroalkyl acids: Environmental occurrence, sources and distribution. Örebro Universitet.

Björnsdotter, M.K., Yeung, L.W.Y., Kärrman, A., Ericson Jogsten, I., 2020. Challenges in the analytical determination of ultra-short-chain perfluoroalkyl acids and implications for environmental and human health. Anal. Bioanal. Chem. 412, 4785–4796. https://doi.org/10.1007/s00216-020-02692-8

Blekinge tingsrätt, B., 2021. Tingsrätten meddelar dom i det s.k. PFAS-målet och ger kärandena delvis rätt [WWW Document]. Sver. Domstolar. URL https://www.domstol.se/nyheter/2021/04/tingsratten-meddelar-dom-i-det-s.k.-pfas-malet-och-ger-karandena-delvis-ratt/ (accessed 2.15.22).

Blomdahl, C., 2017. Kvantifiering och utvärdering av organiska ämnen vid en avfallsanläggning. Kungliga tekniska högskolan.

Cato, I., Kjellin, B., 2012. Undersökning av Mälarens botten utanför Lövsta gamla deponiområde, Hässelby, Stockholms kommun (No. SGU-rapport 2012:6). Sveriges geologiska undersökning, Uppsala.

Costello, M.C.S., Lee, L.S., 2020. Sources, Fate, and Plant Uptake in Agricultural Systems of Per- and Polyfluoroalkyl Substances. Curr. Pollut. Rep. https://doi.org/10.1007/s40726-020-00168-y

DAFO, 2015. Säkerhetsdatablad AFFF 3% - SDS i överstämmelse med Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1907/2006 om registrering, utvärdering, godkännande och begränsning av kemikalier (REACH).

DANVA, 2021. Forbrugere sikres af nye krav mod flourstof i drikkevandet [WWW Document]. DANVA Dan. Vand- Og Spildevansforening. URL https://www.danva.dk/nyheder/2021/forbrugere-sikres-af-nye-krav-mod-flourstof-i-drikkevandet/ (accessed 7.13.22).

ECHA, 2021. Perfluorerade alkylsubstanser (PFAS) [WWW Document]. ECHA - Eur. Chemmical Agency. URL https://echa.europa.eu/sv/hot-topics/perfluoroalkyl-chemicals-pfas (accessed 2.15.22).

EFSA, 2020. PFAS in food: EFSA assesses risks and sets tolerable intake [WWW Document]. Eur. Food Saf. Auth. URL https://www.efsa.europa.eu/en/news/pfas-food-efsa-assesses-risks-and-sets-tolerable-intake (accessed 12.11.20).

Ejhed, H., 2021. Sammanställd data för Görväln - Norrvatten.

Enander, G., 2015. Utredningen om spridning av PFAS-föroreningar i dricksvatten (M 2015:B) (No. M 2015:B). Regeringskansliet.

EU, 2020. Europaparlamentets och rådets direktiv (EU) 2020/2184 av den 16 december 2020 om kvaliteten på dricksvatten (No. 2020/2184).
Fröberg, M., Wernersson, A.-S., Hermansson, S., 2021. Bedömning av belastning från förorenade områden. Statens geotekniska institut, SGI, Linköping.
Froster, A., 2019. Skumt skum när räddningstjänsten släcker bränder med PFAS. Sver. Nat. 2019.
Gago-Ferrero, P., Gros, M., Ahrens, L., Wiberg, K., 2017. Impact of on-site, small and large scale wastewater treatment facilities on levels and fate of pharmaceuticals, personal care products, artificial sweeteners, pesticides, and perfluoroalkyl substances in recipient waters. Sci. Total Environ. 601–602, 1289–1297. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.258
Garnett, J., Halsall, C., Thomas, M., Crabeck, O., France, J., Joerss, H., Ebinghaus, R., Kaiser, J., Leeson, A., Wynn, P.M., 2021. Investigating the Uptake and Fate of Poly- and Perfluoroalkylated Substances (PFAS) in Sea Ice Using an Experimental Sea Ice Chamber. Environ. Sci. Technol. 55, 9601–9608. https://doi.org/10.1021/acs.est.1c01645
Glynn, A., Berger, U., Bignert, A., Ullah, S., Lignell, S., Aune, M., Darnerud, P.O., 2011. Perfluorerade organiska ämnen i serum från förstföderskor i Uppsala tidstren 1996-2010. Livsmedleverket, Stockholms Univeristet, Naturhistoriska riksmuseet, Uppsala, Stockholm.
Gobelius, L., Hedlund, J., Dürig, W., Tröger, R., Lilja, K., Wiberg, K., Ahrens, L., 2018. Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Swedish Groundwater and Surface Water: Implications for Environmental Quality Standards and Drinking Water Guidelines. Environ. Sci. Technol. 52, 4340–4349. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05718
Gustafson, A., 2021. Högbytorp avfallsanläggning.
Gustavsson, H., Tengdelius Brunell, J., Temnerud, J., 2019. Avrinning och retention till PLC7 - Näringsbelastning på Östersjön 2017 (No. 2). Svenska Emissionsdata, SMED.
Haglund, P., 2018. Mijöövervakning av utgående vatten & slam från svenska avloppsrenignsverk - Resultat från år 2016-2017 och en sammansfattning av slamresultaten för åren 2004-2017. Naturvårdsverket.
Hansson, A., Josefsson, E., 2021. Hydrodynamic modelling of current and future spread of PFOS in lake Ekoln - Impact of Climate Change and Socioeconomic Development. Chalmers University of Technology.
Hansson, K., Cousins, A.P., Norström, K., Graae, L., Stenmarck, Å., 2016. Sammanställning av befintlig kunskap om föroreningskällor till PFAS-ämnen i svensk miljö (No. C 182). IVL Svenska Miljöinstitutet.
Hansson, K., Ejhed, H., Widén-Nilsson, E., Johnsson, H., Tengdelius Brunell, J., Gustavsson, H., Hytteborn, J., Åkerblom, S., 2019. Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2017 - Sveriges underlag till HELCOM:s sjunde Pollution Load Compilation (No. 2019:20). Havs- och vattenmyndigheten.
Henriksson, J., 2011. Miljögifter i Stockholms dagvatten (Självständigt arbete i tillämpad miljövetenskap 30 hp). Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet, Stockholm.
Herzke, D., Olsson, E., Posner, S., 2012. Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in consumer products in Norway - a pilot study. Chemosphere 88, 980–987. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.03.035
Johansson, N., Helldén, J., 2015. Slutrapprot - Riskbedömning perfuolerade alkylsubstanser (PFAS) vid Uppsala flygplats. Försvarsmakten/Miljöprövningsenheten.
Kaj, L., Allard, A.-S., Andersson, H., Hagerström, U., Brorström-Lundén, E., Schultz, L., Munne, P., Nakari, T., Schultz, E., Fulara, I., Wypych, J., Manko, T., Kwosek, M., Czaplicka, M., 2011. WP3 National Report - Sweden. IVL.

Kärrman, A., Wennström, N., 2016. Studie av brandsläckningsmedel ur ett miljöperspektiv. Örebro Univeristet.
Kejerhag, J., 2022. Lista: Här är Försvarsmaktens PFAS-förorenade områden [WWW Document]. Miljö Utveckl. URL https://miljo-utveckling.se/lista-har-ar-forsvarsmaktens-pfas-fororenade-omraden/ (accessed 2.15.22).
KEMI, 2021a. Kunskapssammanställning om PFAS (No. PM 1/21).
KEMI, 2021b. Guide om PFAS [WWW Document]. URL https://www.kemi.se/kemiska-amnen-och-material/hogfluorerade-amnen---pfas/guide-om-pfas (accessed 5.24.21).
KEMI, 2021c. Gränsvärden och riktvärden för PFAS.
KEMI, 2021d. Sverige driver på mot PFAS-förbud inom EU [WWW Document]. KEMI Kem. URL https://www.kemi.se/arkiv/nyhetsarkiv/nyheter/2021-07-19-sverige-driver-pa-mot-pfas-forbud-inom-eu (accessed 7.11.22).
KEMI, 2015a. Rapport 6/15: Förekomst och användning av högfluorerade ämnen och alternativ (text No. 6/15).
KEMI, 2015b. Chemical Analysis of Selected Fire-fighting Foams on the Swedish Market 2014 (No. 511 163). KEMI Swedish Chemical Agency, Stockholm.
Kroon, L.-E., 2021. Brandskumsanvändning, Brankåren Attunda.
Länsstyrelsen Stockholm, 2019. PFAS i Stockholm [WWW Document]. URL https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/arcgis/apps/MapSeries/index.html?appid=5c0bd1b677a5400eb09c110e3393d72a (accessed 4.26.21).
Livsmedelsverket, 2021. Riskhantering PFAS i dricksvatten och egenfångad fisk [WWW Document]. URL https://www.livsmedelsverket.se/produktion-handel--kontroll/dricksvattenproduktion/riskhantering-pfas-i-dricksvatten-egenfangad-fisk (accessed 1.26.21).
Livsmedelsverket, Lindfeldh, E., Gyllenhammar, I., Strandh, S., Halldin Ankarberg, E., 2021. Kartläggning av per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) i Sveriges kommunla rå- och dricksvatten (No. L–2021 nr 21), Livsmedelverket rapprotserie. Uppsala.
Malnes, D., Golovko, O., Köhler, S., Ahrens, L., 2021. Förkomst av organiska miljöföroreningar i svenska ytvatten - kartläggning av Sveriges tre största sjöar, tillrinnande vattedrag och utlopp (No. 2021:1, 121, 140). Mälarens vattenvårdsförbund, Vänerns vattenvårdsförbund, Vätternvårdsförbundet.
Modin, H., Roslund, A., Hallgren, P., Töreman, N., Arvidsson, I., Lidén, A., Boström, S., 2018. PFAS på avfallsanläggningar (PFAS at Waste Sites) (No. 2018:25). Avfall Sverige.
MSB, 2021. Brandstationer - nedladdningstjänst [WWW Document]. msb.se. URL https://www.msb.se/sv/verktyg--tjanster/brandstationer---nedladdningstjanst/ (accessed 4.26.21).
Naturvårdsverket, 2021a. Högfluorerade ämnen i miljön, PFAS [WWW Document]. Naturvårdsverket. URL https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Organiska-miljogifter/Perfluorerade-amnen/ (accessed 5.21.21).
Naturvårdsverket, 2021b. Frågor och svar om PFAS och deponier [WWW Document]. Naturvårdsverket. URL https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Avfall/Deponering-av-avfall-/Fragor-och-svar1/Fragor-och-svar/ (accessed 6.1.21).
Naturvårdsverket, 2016. Högfluorerade ämnen (PFAS) och bekämpningsmedel - En sammantagen bild av förekomsten i miljön Redovisning av ett regeringsuppdrag. (No. 6709). Naturvårdsverket, Stockholm.
NIRAS SWEDEN AB, 2019. PFAS-SEDIMENT - PFAS utbredning i Mälarens sediment. Miljöförvaltningen Stockholm Stad.

Norström, K., Viktor, T., Cousins, A.P., Rahmberg, M., 2015. Risks and Effects of the dispersion of PFAS on Aquatic, Terrestrial and Human populations in the vicinity of International Airports (No. B 2232). IVL Svenska Miljöinstitutet.
Olshammar, M., Svanström, S., 2020. Uppdaterad beräkningsmetodik rörande antal fastigheter med små avlopp (No. 19). SMED.
Pirard, J., 2021. PFAS data för Bällstaån - Stockholm Miljöförvaltningen, Avdelningen för Miljöanalys.
Podder, A., Sadmani, A.H.M.A., Reinhart, D., Chang, N.-B., Goel, R., 2021. Per and poly-fluoroalkyl substances (PFAS) as a contaminant of emerging concern in surface water: A transboundary review of their occurrences and toxicity effects. J. Hazard. Mater. 419, 126361. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126361
Potter, A., Shimizu, M.S., Harfman, J.L., Avery, G.B., Kieber, R.J., Mead, R.N., 2021. Atmospheric dry deposition of legacy and emerging per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in North Carolina.
Prajapati, P., 2022. Hydrodynamic modelleing of Spread of Perfluoroalkyl Octanoic Sulphonate and Perfluoroalkyl Hexanoic Sulphonate in Lake Ekoln (No. Nr 552). Institutionen för geovetenskaper, Uppsala Universitet, Uppsala.
Ragn-Sells, n.d. Modernt kretslopp på Högbytorp [WWW Document]. URL https://www.ragnsells.se/om-oss/affarsomraden/treatment-detox/hogbytorp/ (accessed 5.27.21a).
Ragn-Sells, n.d. Summering av Framtidsdagen 2019 [WWW Document]. URL https://www.ragnsells.se/det-vi-gor/inspireras/framtidsdagen-2019/ (accessed 5.31.21b).
Rennerfelt, J., Gillsjö, L., Eriksson, O., Nelehag, A., 2020. Föroreningsinnehåll i dagvatten från tre områden i Stockholm - och en jämförelse mellan uppmätta halter, modellerade värden samt provtagningsmetodik. SWECO.
REVAQ, 2020. Årsrapport 2019 - REVAQ, Renare vatten - bättre kretslopp (No. 2020– 02).
Rosenqvist, L., 2020. Utvärdering av påverkan på grundvatten från platser där släckskum hanterats. SGU, Naturvårdsverket.
Rosenqvist, L., Vestergren, R., Westberg, E., Eliaeson, K., Norström, K., Liljeberg, M., Strandberg, J., Rahmberg, M., 2017. Spridning av högfluorerade ämnen i mark från Stockholm Arlanda Airport (No. B 2289). IVL Svenska Miljöinstitutet.
Säfström, J., 2021. Slamanvändning i Sverige, telefonsamtal.
Sahlberg, J., Gustavsson, H., 2010. HOME Vatten i Mälaren (No. 103), Oceanografi. SMHI.
Serti, S., 2021. Analys av data från Lövsta gamla deponis kontrollprogram. Kvartal 4, 2020 (No. 2800). Stockholm Vatten och AVfall AB, Stockholm.
Serti, S., Löfgren, M., 2013. PM - Läcker Lövstadeponin miljöfarliga ämnen till Lövstafjärden? Trafikkontoret, Stockholm Stad, Stockholm.
Sim, W., Park, H., Yoon, J.-K., Kim, J.-I., Oh, J.-E., 2021. Characteristic distribution patterns of perfluoroalkyl substances in soils according to land-use types. Chemosphere 276, 130167. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130167
SMHI, 2021a. Modelldata per område - vattenwebb [WWW Document]. SMHI.se. URL https://vattenwebb.smhi.se/modelarea/ (accessed 3.15.21).
SMHI, 2021b. Ladda ner meteorologiska observationer [WWW Document]. SMHI.se. URL https://www.smhi.se/data/meteorologi/ladda-ner-meteorologiska-observationer/#param=precipitation24HourSum,stations=all (accessed 3.15.21).
SMHI, 2021c. Datavärdskap luft [WWW Document]. SMHI.se. URL https://datavardluft.smhi.se/portal/concentrations-in-precipitation?S=159388&PG=1&Y=2018&vs=0:0:0:0:0:0:0:0 (accessed 3.10.21).
SÖRAB, 2020. Miljörapport 2020 - Görväln ÅVC och kompostanläggning - vattenbilaga.
Sörengård, M., Gago-Ferrero, P., B. Kleja, D., Ahrens, L., 2021. Laboratory-scale and pilot-scale stabilization and solidification (S/S) remediation of soil contaminated with per-

and polyfluoroalkyl substances (PFASs). J. Hazard. Mater. 402, 123453. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123453
Stockholms Stad, 2015. Sluttäckning av Lövstatippen - Stockholms miljöbarometer [WWW Document]. Miljöbarometern Stockh. Stad. URL http://miljobarometern.stockholm.se/vatten/sjoar/gorvaln/sluttackning-av-lovstatippen/ (accessed 4.27.21).
Svenskt Vatten, 2022. PFAS - giftet på allas läppar (No. R2022- 01).
Swedavia Airports, n.d. PFAS [WWW Document]. URL https://www.swedavia.se/arlanda/miljo/pfas/ (accessed 7.6.21).
Sydvatten, 2019. Klimatsäkert vatten, hur räcker vattnet till allas behov och vem ska se till att det räcker? - Ett initiativ med fokus på behov och lösningar, för heöa samhället.
Temerud, J., 2021. HOME-modellen - SMHI.
Travar, I., Uwayezu, J.N., Kumpiene, J., Yeung, L.W.Y., 2021. Challenges in the PFAS Remediation of Soil and Landfill Leachate: A Review. Adv. Environ. Eng. Res. 2, 1–1. https://doi.org/10.21926/aeer.2102006
Tyréns AB, 2016. Källsspårning av PFAS i Bällstaån. Miljöförvaltningen, Stockholm Stad.
Uppsala vatten och Avfall, n.d. Perfluorerade ämnen i några dricksvattenbrunnar [WWW Document]. Upps. Vatten. URL https://www.uppsalavatten.se/hushall/vatten-och-avlopp/dricksvatten/perfluorerade-amnen-i-nagra-dricksvattenbrunnar/ (accessed 8.26.20).
VISS, 2022. VISS - Vatteninformationssystem Sverige [WWW Document]. URL http://viss.lansstyrelsen.se (accessed 7.11.22).
VISS, n.d. Vattenkartan [WWW Document]. URL https://ext-geoportal.lansstyrelsen.se/standard/?appid=1589fd5a099a4e309035beb900d12399&bookmarkid=9415 (accessed 6.4.21).
Wester, E., 2021. Brandskumsanvändning, Storstockholms Brandförsvar.
Winchell, L.J., Wells, M.J.M., Ross, J.J., Fonoll, X., Norton, J.W., Kuplicki, S., Khan, M., Bell, K.Y., 2022. Per- and Polyfluoroalkyl Substances Presence, Pathways, and Cycling through Drinking Water and Wastewater Treatment. J. Environ. Eng. 148, 03121003. https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001943
WSP, 2018. Metaller och organiska föroreningar i sediment från Mälaren.
Xiao, F., Simcik, M.F., Gulliver, J.S., 2012. Perfluoroalkyl acids in urban stormwater runoff: Influence of land use. Water Res., Special Issue on Stormwater in urban areas 46, 6601–6608. https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.029
Zheng, G., Schreder, E., Dempsey, J.C., Uding, N., Chu, V., Andres, G., Sathyanarayana, S., Salamova, A., 2021. Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Breast Milk: Concerning Trends for Current-Use PFAS. Environ. Sci. Technol. 55, 7510–7520. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06978

7. Appendix

7.1. Dataunderlag för PFAS

I Tabell 29 presenteras de dataunderlag som använts för beräkningarna av massflödena och vilka PFAS (av de som ingår i $\sum_{11}$PFAS) som mätts. Notera att vissa studier mätt fler PFAS än de som presenteras i tabellen men här presenteras endast de PFAS som inkluderas i $\sum PFAS_{11}$.

Tabell 29. Dataunderlaget som använts till beräkning av massbalansen i detta projekt, med källhänvisning liksom vilka PFAS som mätts i respektive studie. De fyra första PFAS är de som inräknas till ∑PFAS4.

Källa	Användning	PFOS	PFOA	PFHxS	PFNA	PFBA	PFHxA	PFBS	PFPeA	PFHpA	PFDA	6:2 FTS
(Ahrens et al., 2018)	Norrström	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
(Ejhed, 2021)	Görväln	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Fyrisåns VVF	Fyrisån	X	x	x	x		x	x	x	x	x	
(Gago-Ferrero et al., 2017)	Fyrisån	X	x	x	x		x	x		x	x	
(Haglund, 2018)	Enskilda avlopp	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
(Hansson et al., 2016)	Slam	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
(Herzke et al., 2012)	Brandskum	X	x	x	x	x	x	x		x		x
(KEMI, 2015b)	Brandskum	X	x	x	x	x	x		x	x	x	x
(Länsstyrelsen Stockholm, 2019)	Märstaåm, Oxundaån, Garnsviken	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
(Malnes et al., 2021)	Sjöar, vattendrag	X	x	x	x		x	x	x	x	x	
(SMHI, 2021b)	Nederbörd	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
(Stockholm miljöförvaltning, Pirard, 2021)	Bällstaån	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
(Rennerfelt et al., 2020)	Dagvatten	X	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

7.1.1. Ahrens et al. (2018)

Datum	Station	PFHpA	PFOA	PFBS	PFHxS	PFOS	PFHxA	PFNA	PFPeA	PFDA	PFBA	6:2 FTS
							ng/l					
okt-16	Norrström	0,89	1,6	2	1,2	3,8	<0,77	<0,16	<1,4	<0,16	<2,5	<0,23
jan-17	Norrström	0,74	1,4	2,11	0,98	3,3	<0,77	<0,16	<1,4	<0,16	<2,5	<0,23
apr-17	Norrström	0,62	1,2	2,8	0,94	1,4	<0,77	<0,16	<1,4	<0,16	<2,5	<0,23
jul-17	Norrström	0,77	1,4	2,5	1,2	3,7	<0,77	<0,16	<1,4	<0,16	<2,5	<0,23

7.1.2. Fyrisåns Vattenvårdsförbund

PFAS koncentrationer på olika platser uppströms Fyrisåns utlopp till Ekoln.

Namn	Provtaget	PFBS	PFHxA	PFDA	PFOS	PFHpA	PFNA	PFPeA	PFOA	PFHxS	PFUnDA	PFTeDA
							ng/l					
Vattholma N. Bron	2020-06-14	4,5	7	<0.1	7,7	<0.52	2,4	<0.43	12	15	<0.73	<0.13
Vattholma N. Bron	2020-09-14	96	<0.057	<0.1	<0.48	<0.52	<0.042	<0.43	<0.052	<0.076	<0.73	<0.13
Fyrisån Flottsund	2020-06-11	<0.039	<0.057	<0.1	<0.48	<0.52	<0.042	<0.43	<0.052	<0.076	<0.73	<0.13
Fyrisån Flottsund	2020-07-13	9,6	<0.057	<0.1	15	<0.52	<0.042	<0.43	9,3	14	<0.73	<0.13
Fyrisån Flottsund	2020-08-17	8,9	8,1	<0.1	17	<0.52	<0.042	<0.43	8,5	18	<0.73	<0.13
Fyrisån Flottsund	2020-09-14	3,9	<0.057	<0.1	6,1	<0.52	<0.042	<0.43	7,8	8,8	<0.73	<0.13
Sävjaån Kuggebro	2020-06-11	20	<0.057	<0.1	7,4	<0.52	<0.042	<0.43	12	12	<0.73	<0.13
Sävjaån Kuggebro	2020-07-13	4,9	9,6	<0.1	22	11	<0.042	<0.43	9,4	20	<0.73	<0.13
Sävjaån Kuggebro	2020-08-17	6,7	<0.057	<0.1	16	<0.52	<0.042	<0.43	12	24	<0.73	<0.13
Sävjaån Kuggebro	2020-09-14	4,6	7,8	<0.1	7,9	<0.52	<0.042	<0.43	7,3	16	<0.73	<0.13
Fyriså, direkt uppströms reningsverket	2020-06-15	7,8	<0.057	<0.1	16	<0.52	<0.042	<0.43	6	21	<0.73	<0.13
Fyriså, direkt uppströms reningsverket	2020-07-13	11	<0.057	<0.1	23	<0.52	<0.042	<0.43	15	51	<0.73	<0.13
Fyriså, direkt uppströms reningsverket	2020-08-17	7,5	8,1	<0.1	15	<0.52	<0.042	<0.43	11	56	<0.73	<0.13
Fyriså, direkt uppströms reningsverket	2020-09-14	<0.039	<0.057	<0.1	9,1	11	3,7	<0.43	11	16	<0.73	<0.13
Fyriså, direkt nedströms reningsverket	2020-06-15	<0.039	13	<0.1	9,6	9,4	<0.042	<0.43	7,5	32	<0.73	<0.13
Fyriså, direkt nedströms reningsverket	2020-07-13	<0.039	<0.057	<0.1	19	<0.52	11	<0.43	27	37	<0.73	<0.13
Fyriså, direkt nedströms reningsverket	2020-08-17	<0.039	<0.057	<0.1	24	9,2	2,5	<0.43	13	73	<0.73	<0.13
Fyriså, direkt nedströms reningsverket	2020-09-14	<0.039	<0.057	<0.1	11	8,2	3,6	<0.43	13	19	<0.73	<0.13
Fyriså, direkt uppströms Ärna	2020-06-15	<0.039	<0.057	<0.1	<0.48	<0.52	<0.042	<0.43	<0.052	<0.076	<0.73	<0.13
Fyriså, direkt uppströms Ärna	2020-07-13	7,9	<0.057	<0.1	<0.48	<0.52	<0.042	<0.43	8	<0.076	<0.73	<0.13
Fyriså, direkt uppströms Ärna	2020-08-17	4,3	<0.057	<0.1	1,9	9,6	<0.042	<0.43	<0.052	<0.076	<0.73	<0.13
Fyriså, direkt uppströms Ärna	2020-09-14	3,8	<0.057	<0.1	<0.48	<0.52	<0.042	<0.43	<0.052	<0.076	<0.73	<0.13
Fyriså, direkt nedströms Ärna	2020-06-15	<0.039	16	<0.1	11	<0.52	<0.042	<0.43	6,1	41	<0.73	<0.13

Fyriså, direkt nedströms Ärna	2020-07-13	13	<0.057	<0.1	37	<0.52	<0.042	<0.43	17	80	<0.73	<0.13
Fyriså, direkt nedströms Ärna	2020-08-17	<0.039	8,2	<0.1	15	<0.52	<0.042	<0.43	8,7	51	<0.73	<0.13
Fyriså, direkt nedströms Ärna	2020-09-14	12	6,5	8,8	24	<0.52	6,6	<0.43	7,4	50	10	<0.13

Positioner och flödesdata för Fyrisån

För massflödena som beräknades för Fyrisån användes SMHI:s modellerade flöden (SMHI, 2021a), tagna från punkter så nära Fyrisåns VVF:s provtagningsplatserna (av PFAS) som möjligt. Flödena som användes var ”Total Stationskorrigerad vattenföring”, och koordinater och SUBID för dessa platser presenteras i Tabell 30.

Tabell 30. Koordinater och SUBID för de platser som vattenföringen är hämtad för Fyrisån och Sävjaån.

För platsen:	**N**	**E**	**SUBID**
Vattholma N. bron	6656679	652180	9792
Uppströms Ärna	6642186	643479	9496
Nedströms Ärna	6638191	647926	9422
Uppströms KV	6638191	647926	9422
Nedströms KV	6635329	649380	9364
Sävja, Kugge bro	6635466	651599	9312
Fyrisån, Flottsund	6630622	649105	9261

7.1.3. Gago-Ferrero et al. (2017)

Data för Fyrisån, Flottsund. I rapporten Gago-Ferrero et al. (2017) refererad till som ”sampling site 6”.

Datum	**PFHxA**	**PFHpA**	**PFOA**	**PFNA**	**PFDA**	**PFBS**	**PFHxS**	**PFOS**
					ng/l			
Nov 2014	2	0,9	1,8	0,4	n.d.	0,9	6,5	5,4
Mars 2015	1,3	0,6	0,8	n.d.	n.d.	0,5	2,6	2,3
Jan 2015	2,7	1	2,3	0,9	0,8	1,3	7,2	7,5
Sep 2015	3,3	1	2,2	0,3	0,3	1,4	8	6,5

7.1.4. Haglund (2018)

Mätningar utförda vid Bergkvara avloppsreningsverk.

	PFBA	**PFPeA**	**PFHxA**	**PFHpA**	**PFOA**	**PFNA**	**PFDA**	**PFBS**	**PFHxS**	**PFOS**	**6:2 FTS**
						ng/l					
2016	<80,0	<2,50	2,46	<0,80	8,56	0,26	0,22	0,44	8,05	9,15	<250
2017	<20	<3	3,05	1,61	4,1	0,48	0,41	0,88	5,65	11,64	EA

7.1.5. Hansson et al. (2016)

PFAS koncentrationer i slam.

År	PFBA	PFBS	PFDA	PFDS	PFHpA	PFNA	PFOA	PFOS	PFHxA	PFHxS
					ng/g TS					
2004			10,5	8,7	0,7	2,5	2,7	23,4	2,2	0,4
2005	1,5		10,2	3,4	<LOQ	3,8	3	10,9	2,7	<LOQ
2006	4,3		12,8	7,8	0,1	3,8	0,7	22,8	<LOQ	0,1
2007			6,2	1,3	0,6	1,6	4	32,1	1,5	<LOQ
2008			4,9	0,8	0,5	1,8	3,1	20,7	1	0,1
2009			1,8	1,3	0,1	0,4	2,3	16,2	0,8	0,1
2010			6,8	1	0,6	1,4	4,6	12,4	1,6	<LOQ
2011			3,6	1	0,3	0,7	4,8	10,3	1,8	0,1
2012		0,1	5	3,4	1,1	1,1	9	11,4	2,2	1
2013		0,1	5	3,4	1,1	1,1	9	11,4	2,2	1

7.1.6. Herzke et al. (2012)

Koncentration PFAS i en typ av AFFF-brandskum (refererad till som AFFF 2 i Hertzke et al (2012)) för perioden innan 27 juni 2011.

	6:2FTS	PFBS	PFHxS	PFOS	PFBA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA
					µg/l				
AFFF2	8400	253700	370000	568000	27647	nd	nd	nd	nd

7.1.7. KEMI (2015b)

PFAS uppmätt i brandskum på den Svenska marknaden 2014.

Product	PFBA	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFHxS	PFOS	6:2 FTS
					µg/l					
OneSeven B-AR [1]	3482	6100	14217	554	285	0	0	74	0	4031
ARC Miljö [1]	0	212	1174	147	218	128	129	0	0	9726
ARC Miljö [2]	472	264	1928	256	391	137	89	1342	6792	8548
OneSeven B-AR [2]	1485	1122	512	131	3	0	0	52	0	2407
ARC Miljö [3]	546	108	1074	20	0	0	0	0	0	4373

7.1.8. Länsstyrelsen Stockholm (2019)

Mätningar utförda inom ramen för EU-projektet LIFE IP Rich Waters. Provtagningar utfördes vid två tillfällen under 2019 (2 gånger per plats).

Provplats	Namn	6:2 FTS	PFBA	PFBS	PFDA	PFHpA	PFHxA	PFHxS	PFNA	PFOA	PFOS	PFPeA

		ng/l										
179997	Märstaån	2,8	7,4	2,6	<0,15	3,1	9,2	16	0,43	5,3	27	14
179997	Märstaån	7,1	8,7	7,2	<0,15	6,5	20	57	0,5	14	100	23
179999	Oxundaån	<0,15	4,6	1,4	<0,15	2,2	3,7	2,5	0,49	2,9	3,4	5,2
179999	Oxundaån	<0,15	4,2	1	<0,15	1,8	3,2	1,9	0,35	2,4	3	4
179998	Garnsviken	<0,15	3,6	0,82	<0,15	1	2,1	2,1	0,36	1,5	2,9	2,5
179998	Garnsviken	<0,15	1,6	0,43	<0,15	0,47	0,69	0,67	<0,15	0,66	1,3	0,79

7.1.9. Malnes et al. (2021)

Data i vattendrag och delbassänger som undersöktes i detta projekt.

Location	Day of sampling	PFBS	PFHxA	PFDA	PFOS	PFHpA	PFNA	PFPeA	PFOA	PFHxS
		ng/l								
Fyrisån Flottsund	2019-10-04	0,72	4,4	<0.1	1,6	1,2	0,22	<0.45	0,78	3
Fyrisån Flottsund	2020-04-17	0,6	1,8	0,27	3,1	<0.51	0,48	<0.45	1,4	2
Lövstaån	2019-10-04	2,5	31	0,59	3	6,5	2,2	<0.45	5,6	2,5
Lövstaån	2020-04-17	0,55	1,2	<0.1	0,68	1,1	<0.048	2,2	3,1	0,89
Märstaån outlet	2019-10-04	9,2	35	0,63	37	11	1,2	<0.45	12	36
Märstaån outlet	2020-04-17	5,1	14	0,36	75	11	1,1	8,1	9,7	61
Norrström (outlet)	2019-10-04	1,1	3,2	<0.1	0,55	2,3	0,59	<0.45	1,8	1,4
Norrström (outlet)	2020-04-17	0,41	1,8	<0.1	1,3	0,98	0,38	<0.45	1,1	1,3
Oxundnaån	2019-10-04	1,9	8,6	0,43	1,6	4,8	0,89	<0.45	2,4	1,9
Oxundnaån	2020-04-17	0,7	4,6	<0.1	2,1	4	0,37	1,8	2,1	1,5
Örsundaån	2019-10-03	0,85	5,2	0,34	<0.3	2,2	0,36	<0.45	0,47	0,42
Örsundaån	2020-04-16	<0.04	<0.07	<0.1	<0.3	<0.51	<0.048	<0.45	0,97	<0.07
Ekoln Vreta Udd	2019-07-01	1,4	1,6	<0.1	1,7	<0.52	<0.042	<0.43	1,2	1,6
Ekoln Vreta Udd	2019-07-01	0,81	0,44	<0.1	1,7	<0.52	<0.042	<0.43	0,62	1
Ekoln Vreta Udd	2020-04-22	0,38	1	<0.1	2,8	0,72	<0.042	1,1	0,78	2,1
Ekoln Vreta Udd	2020-04-22	<0.039	<0.057	0,29	4,4	0,73	0,22	2,2	0,16	3,5
Ekoln Vreta Udd 0	2020-02-06	0,18	1,1	<0.1	1,1	3,8	0,24	<0.43	2,2	1
Ekoln Vreta Udd 0	2020-02-06	<0.039	2,2	<0.1	0,81	3,2	<0.042	<0.43	1,3	1,2
Görväln S	2019-07-01	1,3	1,2	<0.1	1,5	1,1	0,24	<0.43	2,1	0,91
Görväln S	2019-07-01	1,4	0,47	<0.1	1,4	0,61	0,36	<0.43	0,73	1,3
Görväln S	2020-02-24	0,97	0,92	<0.1	1	1,1	0,3	0,71	2,8	1,2
Görväln S	2020-02-24	0,41	2,3	<0.1	0,86	4,7	0,35	<0.43	1,6	0,8
Görväln S	2020-04-22	0,49	0,23	<0.1	2,8	0,81	0,61	<0.43	1,6	1
Görväln S	2020-04-22	1,8	<0.057	<0.1	2,7	1,3	0,99	1,3	2,3	1,7
Prästfjärden	2019-07-01	1,3	<0.057	<0.1	2,5	<0.52	0,41	<0.43	1	0,72
Prästfjärden	2019-07-01	1,2	0,67	<0.1	0,73	0,62	0,23	<0.43	0,82	0,28
Prästfjärden	2020-09-01	0,29	2,1	<0.1	0,91	4,2	0,31	<0.43	1,9	0,38
Prästfjärden	2020-09-01	0,35	2,2	<0.1	0,95	3,2	0,4	1,3	1,8	0,57

Prästfjärden	2020-02-04	0,17	1,6	<0.1	0,96	3,9	0,27	0,65	1,3	0,52
Prästfjärden	2020-02-04	0,24	1,9	<0.1	0,9	4,2	0,16	0,6	1,3	0,45
Prästfjärden	2020-04-22	0,48	0,69	<0.1	1,7	<0.52	0,76	6,9	4,5	0,48
Prästfjärden	2020-04-22	0,19	0,6	<0.1	2,8	<0.52	0,54	<0.43	1,3	0,51
Skarven	2019-07-01	1,9	0,61	<0.1	2,2	1,7	0,15	<0.43	0,89	2,2
Skarven	2020-09-01	<0.039	2,2	0,33	2	3,9	0,29	0,66	2,3	1,8
Skarven	2020-02-25	0,18	0,89	<0.1	2,1	1,1	0,19	<0.43	2	2,3
Skarven	2020-04-22	0,23	<0.057	<0.1	3,7	<0.52	0,27	<0.43	2,2	1,9

7.1.10. SMHI (2021b)

Uppmätta koncentrationer PFAS i nederbörd vid stationen Norunda Stenen (Nationell stationskod: 159388).

Start	Slut	PFBA	PFBS	PFDA	PFHpA	PFHxA	PFHxS	PFNA	PFOA	PFOS	PFPeA
						ng/l					
2017-12-29	2018-01-30	<0,5	<0,05	<0,1	<0,05	0,215	<0,05	<0,05	0,072	0,242	0,286
2018-01-30	2018-02-27	<0,5	<0,05	0,15	<0,05	0,234	0,0882	<0,05	0,408	0,14	0,287
2018-02-27	2018-03-27	<0,5	<0,05	<0,1	0,141	0,0729	<0,05	<0,05	0,088	0,144	<0,2
2018-03-27	2018-05-02	<0,5	<0,05	<0,1	0,908	0,384	<0,05	0,111	0,367	<0,05	<0,2
2018-05-02	2018-05-29	<0,5	<0,05	<0,1	0,628	0,511	<0,05	<0,05	0,262	0,317	<0,2
2018-05-29	2018-07-03	<0,5	<0,05	<0,1	0,432	0,143	<0,05	0,072	0,455	<0,05	0,341
2018-07-03	2018-07-31	<0,5	<0,05	<0,1	0,258	0,0908	<0,05	<0,05	0,0642	<0,05	<0,2
2018-07-31	2018-08-28	<0,5	<0,05	<0,1	0,353	0,294	<0,05	<0,05	0,241	<0,05	<0,2
2018-08-28	2018-10-02	<0,5	<0,05	<0,1	0,121	0,11	<0,05	<0,05	0,163	<0,05	<0,2
2018-10-02	2018-10-30	<0,5	<0,05	<0,1	<0,05	0,477	0,271	<0,05	0,49	0,182	<0,2
2018-10-30	2018-11-27	<0,5	0,325	<0,1	0,183	<0,05	0,214	<0,05	0,405	0,495	0,623
2018-11-27	2019-01-04	<0,5	0,0654	<0,1	0,121	<0,05	0,232	<0,05	0,177	0,137	0,736
2019-01-04	2019-01-29	<0,4	<0,05	<0,05	<0,1	<0,2	<0,09	<0,2	<0,1	<0,1	<0,2
2019-01-29	2019-02-26	<0,4	<0,05	<0,05	<0,1	<0,2	<0,09	<0,2	<0,1	<0,1	<0,2
2019-02-26	2019-04-02	<0,4	<0,05	<0,05	<0,1	<0,2	<0,09	<0,2	<0,1	<0,1	<0,2
2019-04-02	2019-04-30	<0,4	<0,05	<0,05	<0,1	<0,2	<0,09	<0,2	<0,1	<0,1	<0,2
2019-04-30	2019-05-28	<0,4	<0,05	<0,05	0,524	<0,2	<0,09	<0,2	<0,1	<0,1	<0,2
2019-05-28	2019-07-02	<0,4	<0,05	<0,05	0,557	<0,2	<0,09	0,392	<0,1	<0,1	<0,2
2019-07-02	2019-07-30	<0,4	<0,05	<0,05	<0,1	<0,2	<0,09	<0,2	<0,1	<0,1	<0,2
2019-07-30	2019-09-10	<0,4	<0,05	<0,05	<0,1	<0,2	<0,09	<0,2	<0,1	<0,1	<0,2
2019-09-10	2019-10-01	<0,4	<0,05	<0,05	<0,1	<0,2	<0,09	<0,2	<0,1	<0,1	<0,2
2019-10-01	2019-10-29	<0,4	<0,05	<0,05	<0,1	<0,2	<0,09	<0,2	<0,1	<0,1	<0,2
2019-10-29	2019-11-26	<0,4	<0,05	<0,05	<0,1	<0,2	<0,09	<0,2	0,12	<0,1	<0,2
2019-11-26	2019-12-30	<0,4	<0,05	<0,05	<0,1	<0,2	<0,09	<0,2	<0,1	<0,1	<0,2

7.1.11. Rennerfeldh et al. (2020)

PFAS koncentrationer i dagvatten i Stockholm uppmätta mellan september 2019 – november 2020.

	Årsmedel, ng/l										
Provplats	PFBS	PFHxS	PFOS tot	PDPeA	PFHxA	PFHpA	PFOA tot	6:2 FTS	PFBA	PFNA	PFDA
Hässelby 1000	0,06	0,06	1,2	0,4	0,51	0,73	2,57	0,21	2,5	0,42	1,48
Hässelby 1400	0,404	1,139	3,168	4,085	4,104	3,075	7,42	0,716	1,53	1,681	2,609
Farsta	0,201	0,441	4,277	0,649	1,438	4,868	10,46	4,756	0,651	1,762	2,163

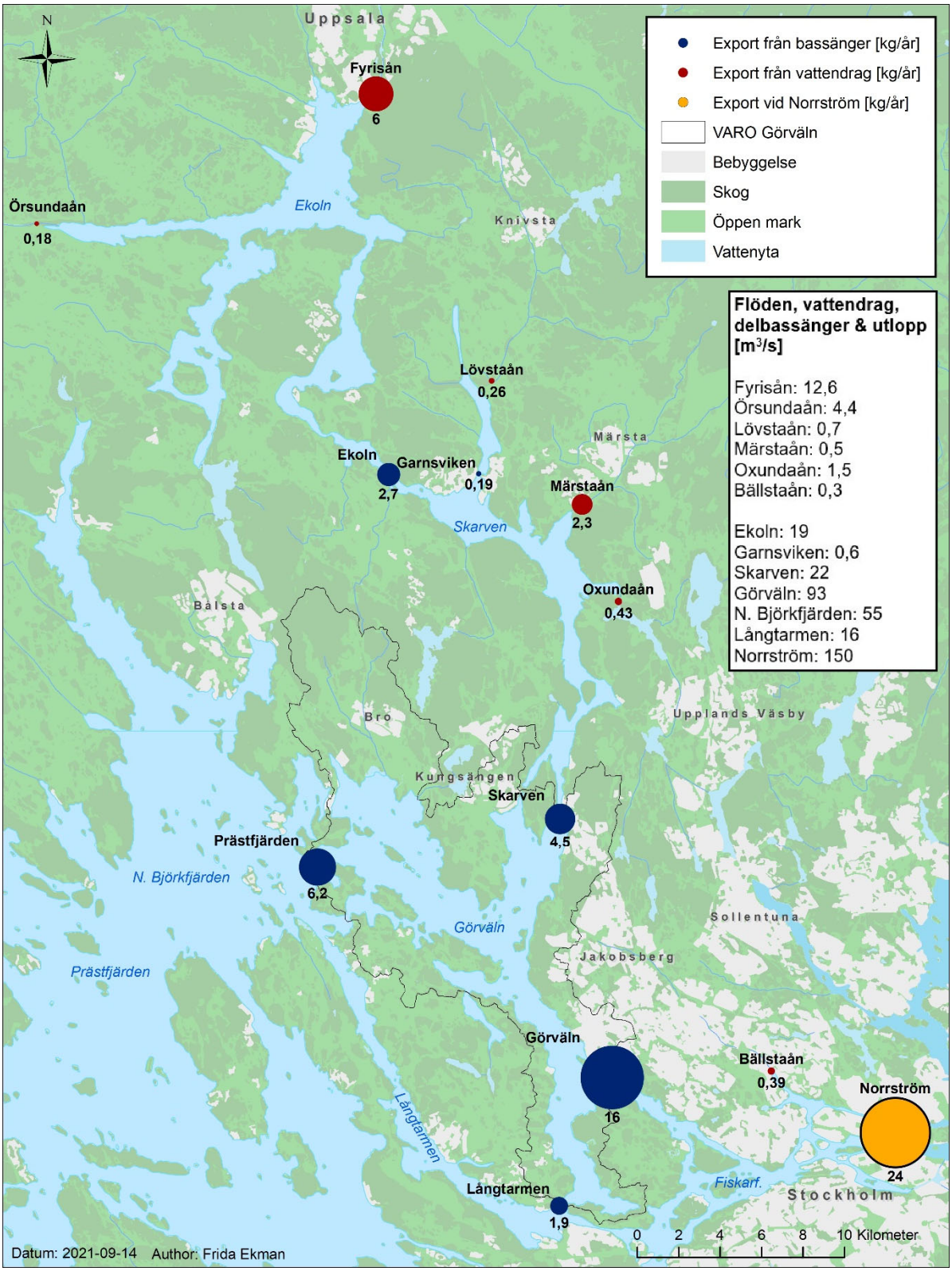
7.2. Vattenflöden för delbassänger och vattendrag

Information om vilka vattenflöden som använts för beräkningen av massflödena från sjöarna och vattendragen presenteras i Tabell 31. Där finns även tillhörande SUBID, hämtat från SMHI vattenwebb (SMHI, 2021a) liksom de koordinater som använts för utloppen. Dessa koordinater är i vissa fall samma som de som finns på SMHI vattenwebb och vissa fall placerade ut manuellt i ArcMAP. Vattenflödena som presenteras är medelflöden baserade på Vattenwebbs årsmedelflöden mellan 2004-2019 för vattendragen (SMHI, 2021a) liksom årsmedelflöden mellan 1990 - 2008 från SMHI:s HOME modell för sjöarna (Sahlberg och Gustavsson, 2010).

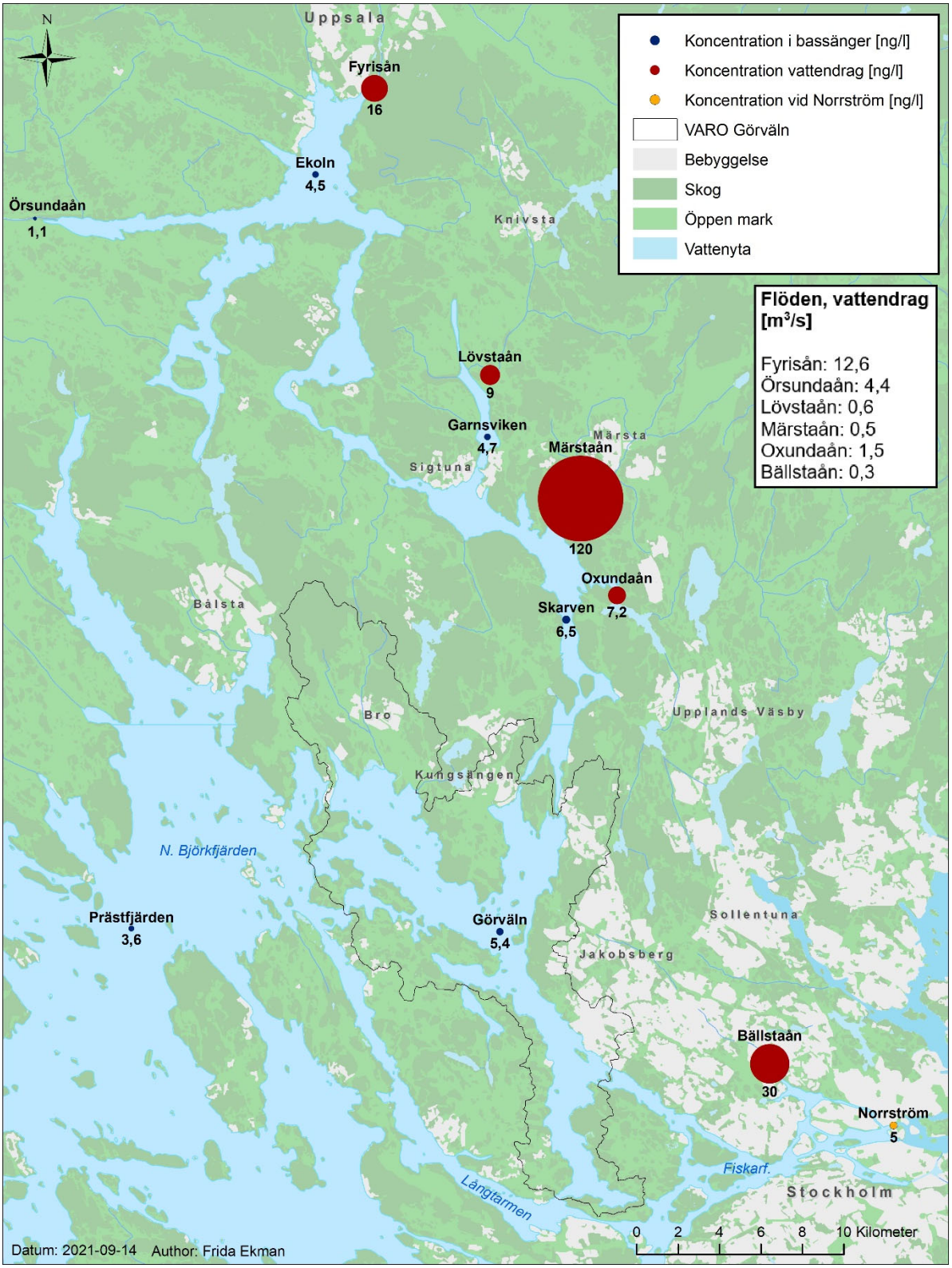
Tabell 31. SUBID och koordinater samt källan till vattenflöden som använts för vattendragens och sjöarna utlopp. Flödena som använts från modellen som beskrivs i Sahlberg och Gustavsson (2010) kan skilja sig något från de flöden som presenteras i rapporten. Detta då Norrvatten beställde flöden några år senare vilket resulterade i något förändrade flöden, vilka är de som presenteras i tabellen.

Namn	SUBID	Koord. SWEREFF	Medelflöde [m^3/s]	Källa
Fyrisån	9261	649105, 6630622	13,9	(SMHI, 2021a) - vattenwebb
Örsundaån	9073	634179, 6624393	5,2	(SMHI, 2021a) - vattenwebb
Lövstaån	8983	653805, 6617007	0,9	(SMHI, 2021a) - vattenwebb
Märstaån	41047	658792, 6610565	0,6	(SMHI, 2021a) - vattenwebb
Oxundaån	8634	661095, 6606037	1,9	(SMHI, 2021a) - vattenwebb
Bällstaån	63477	668491, 6583577	0,4	(SMHI, 2021a) - vattenwebb
Ekoln, utlopp	8945	650019, 6612363	19,2	(Sahlberg och Gustavsson, 2010)
Garnsviken, Utlopp	8885	654430, 6612341	1,2	(Sahlberg och Gustavsson, 2010)
Skarven, utlopp	8651	658294, 6595755	21,9	(Sahlberg och Gustavsson, 2010)
Görväln, utlopp mot fiskarfjärden	40981	660813, 6583255	92,9	(Sahlberg och Gustavsson, 2010)
N. Björkfjärden, utlopp mot Görväln	-	646586, 6593404	54,6	(Sahlberg och Gustavsson, 2010)
Långtarmen, utlopp mot Görväln	7132	658238, 6577080	16,4	(Sahlberg och Gustavsson, 2010)
Norrström	7117	674858, 6580694	150,1	(Sahlberg och Gustavsson, 2010)

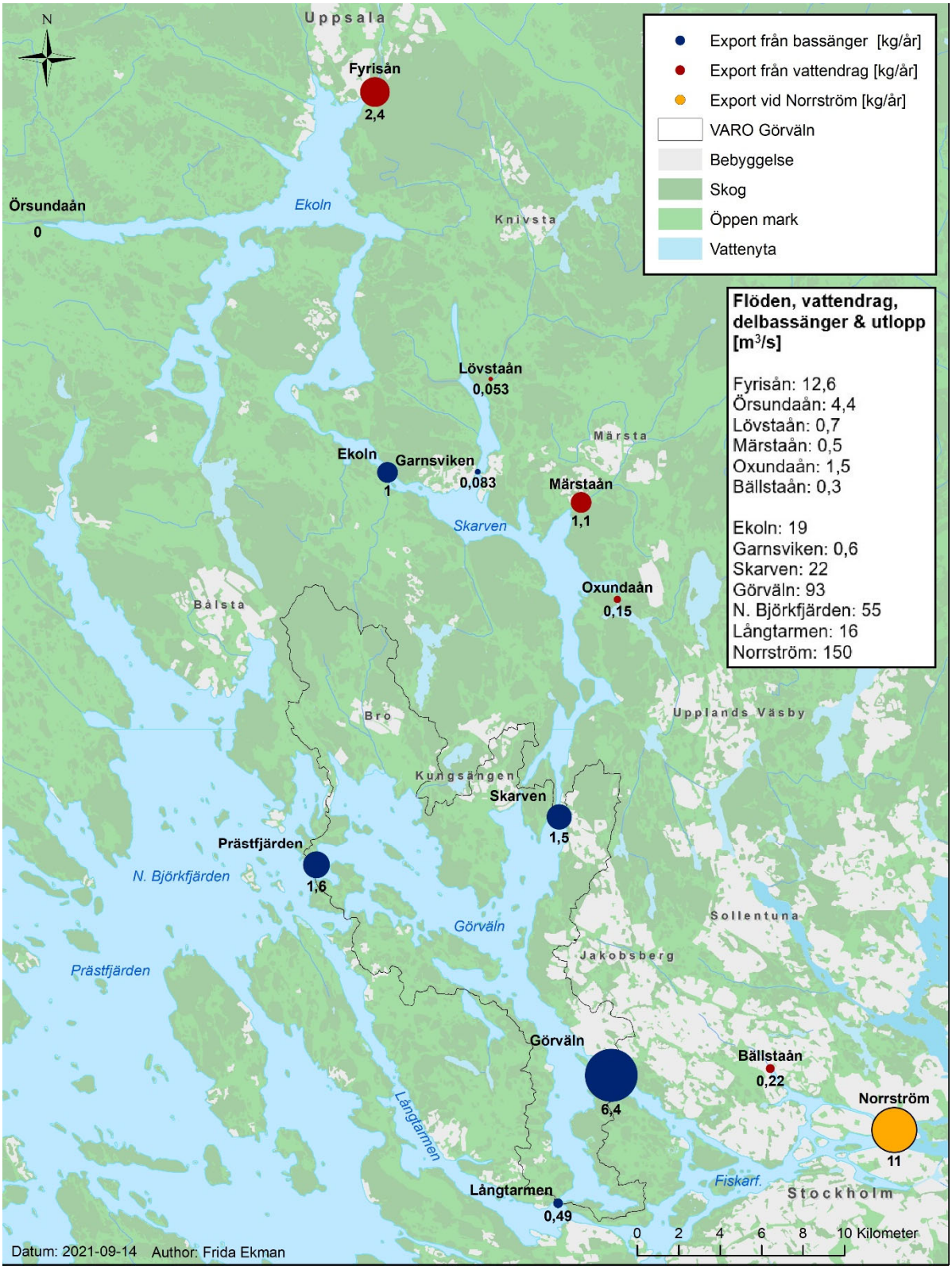
7.3. PFOS och ∑4PFAS massflöden för östra och nordöstra Mälaren



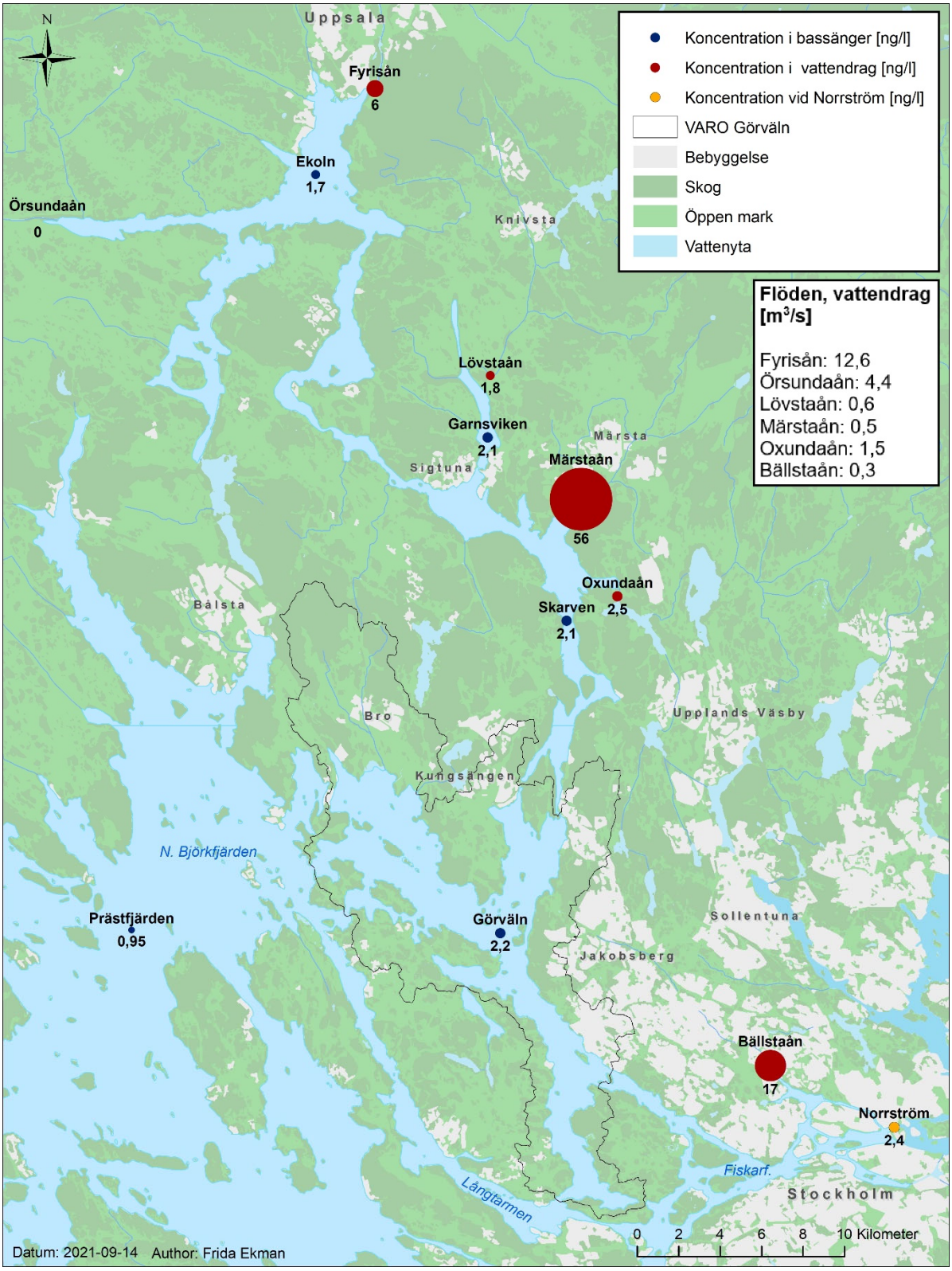
Figur 12. Kartbild över massflöden av ∑4PFAS, enhet kg/år, i vattendrag och sjöar i östra och nordöstra delen av Mälaren.



Figur 13. Kartbild över koncentrationer av $\sum_4$PFAS, enhet ng/l, i vattendrag och sjöar i östra och nordöstra delen av Mälaren.



Figur 14. Kartbild över massflöden av PFOS, enhet kg/år, i vattendrag och sjöar i östra och nordöstra delen av Mälaren.



Figur 15. Kartbild över koncentrationer av PFOS, ng/l, i vattendrag och sjöar i östra och nordöstra delen av Mälaren.