

Rapport 2021:22



Länsstyrelsen  
Stockholm

## Organiska miljögifter och kvicksilver i fisk från Stockholms län 2019



Författare: Hannes Waldetoft och Magnus Karlsson, IVL Svenska Miljöinstitutet AB

För mer information kontakta  
Länsstyrelsens enhet för miljöanalys  
Tfn: 010-223 10 00

Illustrationer omslag: Mostphotos

Utgivningsår: 2021

ISBN: 978-91-7937-106-7

Du hittar rapporten på vår webbplats [www.lansstyrelsen.se/stockholm](http://www.lansstyrelsen.se/stockholm)

# Förord

---

Inom ramen för den lokala och regionala miljöövervakningen har Stockholm stads miljöförvaltning, Tyresåns vattenvårdsförbund och Länsstyrelsen Stockholm låtit IVL Svenska Miljöinstitutet AB undersöka halter av dioxiner och dioxinlika PCB, kvicksilver samt högfluorerade ämnen (PFAS) i fisk. Syftet är att förbättra underlaget för bedömning av kemisk status för dessa ämnen i regionens vatten. Denna rapport är en sammanställning av data för fisk som insamlats under 2019.

På IVL har projektledaren Magnus Karlsson varit ansvarig för både undersökningen, analyserna och rapporten. Hannes Waldetoft har svarat för datasammanställning och statistisk utvärdering. Undersökningarna har bekostats med medel från Naturvårdsverket, Region Stockholm, Länsstyrelsen Stockholm, Tyresåns vattenvårdsförbund och Stockholm stads miljöförvaltning. Rapporten beställdes och finansierades av Länsstyrelsen Stockholm.

IVL har sedan 2017 undersökt miljögifter i fisk för att kunna bedöma möjligheterna för det småskaliga kust- och insjöfisket att fånga och sälja fisk för konsumtion. Inom det arbetet har det visats att förhöjda halter av miljögifter i fisk inte är ovanliga i regionen. För närvarande finns det ett generellt undantag från EU:s beslutade gränsvärden för miljögifter vid saluföring av svensk fisk. Livsmedelsverket har utarbetat kostråd där vissa befolkningsgrupper avråds från att äta större mängder av vissa fiskarter. EU:s saluföringsgränsvärden har även legat till grund för bedömningen av kemisk status enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2019:25. För vissa ämnen ska data användas för halter i biota, ifall dessa finns framtagna, vid klassificeringsarbetet. Denna rapport kan underlätta i detta arbete.

Stockholm, augusti 2021

Johannes Knulst, miljögiftssamordnare

Enheten för miljöanalys

# Innehåll

---

<b>Förord</b> .....	<b>6</b>
<b>Innehåll</b> .....	<b>4</b>
<b>Sammanfattning</b> .....	<b>5</b>
<b>Inledning</b> .....	<b>6</b>
<b>Bakgrund</b> .....	<b>7</b>
Kemi och användningsområden .....	7
Gränsvärden .....	9
<b>Material och metoder</b> .....	<b>10</b>
<b>Resultat och diskussion</b> .....	<b>14</b>
Kvicksilver .....	14
PFAS.....	15
Dioxiner och PCB.....	19
Jämförelse med mätningar från 2013 .....	22
<b>Sammanfattande slutsatser</b> .....	<b>24</b>
<b>Referenser</b> .....	<b>25</b>
<b>Bilaga A</b> .....	<b>27</b>

# Sammanfattning

---

I rapporten har föroreningshalter i fisk från Stockholms län sammanställts. Underlagsmaterialet kommer olika källor; från IVL Svenska Miljöinstitutets undersökningar i olika forskningsprojekt och konsultuppdrag, från av Länsstyrelsen Stockholm finansierade analyser samt från Stockholms stads och Tyresåns vattenvårdsförbund löpande miljöövervakning. Materialet är insamlat 2019. De arter som undersökts är strömming, abborre och braxen och de ämnen som här redovisas är kvicksilver, PFAS, PCB samt klorerade dioxiner och furaner (PCDD/F). Abborre insamlades från både insjöar och kustområden. Braxen var från Mälaren och strömmingen insamlades längs hela Stockholms läns kuststräcka.

Resultaten visade på att förhöjda halter av PFOS, ett vanligt förekommande ämne inom ämnesgruppen PFAS, förekommer i abborre från flertalet sjöar. Som mest överskreds gränsvärdet för kemisk status på 9,1 ng/g våtvikt muskel PFOS åttafaldigt. I strömmingen underskred samtliga prover gränsvärdet för PFOS.

Kvicksilverhalter i abborre var i vissa vattenområden förhöjda. När halterna storleksnormerats till att motsvara fisk av konsumtionsstorlek överskreds såväl vad som kan betraktas som vanligt förekommande bakgrundshalt (0,2 mg/kg våtvikt) som gränsvärde för saluföring (0,5 mg/kg våtvikt) vid flera lokaler. Överlag var variationen i kvicksilverhalten stor mellan de olika vattenförekomsterna. Kvicksilverhalterna i strömming var genomgående att betrakta som låga. Det noterades dock att halterna var något högre i strömmingen insamlad i Stockholms direkta närhet, jämfört med mer avlägsna lokaler, både från föreliggande undersökning och ett antal jämförelselokaler från den nationella miljöövervakningen. Detta indikerar att det i Stockholms innerskärgård finns ett relativt stationärt strömmingsbestånd.

I abborren undersöktes förekomst av indikatorkongener för PCB (PCB<sub>6</sub>). Höga halter förekom vid flertalet lokaler. I strömmingen, som utöver PCB<sub>6</sub> även analyserats avseende PCDD/F och dioxinlika PCBer, förekom halter överskridande EU:s saluföringsgränsvärde, tillika gränsvärde för kemisk ytvattenstatus (6,5 pg/TEQ g våtvikt). De lokaler där gränsvärdet överskreds låg i länets nordligare delar samt i Stockholms innerskärgård. Halter av PCB<sub>6</sub> överskridande gränsvärdet för ekologisk status förekom i strömming från lokalerna belägna närmast Stockholm.

Förekomsten av PFOS och kvicksilver i abborre jämfördes också mot mätningar, i de fall det fanns, från samma vattenområden år 2013. Vid en majoritet av lokalerna var halten PFOS lägre nu än då. Någon genomgående minskning av kvicksilverhalt syntes inte, även om halten förefallit minska vid några av lokalerna som tidigare haft kraftigt förhöjda halter, exempelvis Brunnsviken.

# Inledning

---

Tungmetaller och persistenta organiska föreningar som dioxiner, PCB och PFAS kan förekomma i förhöjda halter i fisk på grund av antropogena utsläpp. Dessa ämnen har egenskaper som gör att de kan ackumuleras till högre halter i större och äldre fisk, samtidigt som de tenderar att ansamlas i högre koncentrationer högre upp i näringskedjan. Upptaget påverkas även i hög grad av lokala miljöförhållanden, fiskens diet, fetthalt och rörelsemönster.

Även om förbud mot användande funnits i decennier, vilket är fallet för bland annat kvicksilver och PCB, kvarstår problematiken just på grund av dessa ämnens persistens i miljön. Vissa ämnen får också stor geografisk spridning i och med de sprids i atmosfären och deponeras i miljön via nederbörd. Detta är fallet framför allt för dioxiner och kvicksilver.

Generellt sett har dock en förbättring, med minskande halter i fisken, skett under de senaste decennierna (Waldetoft et al., 2020; Hållén et al., 2020; Airaksinen et al., 2020; Lindeström 2001).

I Stockholmsområdet förekommer förhöjda halter av bland annat kvicksilver, PFOS, dioxiner och PCB i fisk från flertalet insjöar och vid kusten (Sundbom et al., 2007; Karlsson & Viktor, 2014; Waldetoft & Karlsson, 2020).

Denna rapport redovisar mätningar av kvicksilver, PFAS, dioxiner och PCB i abborre, braxen och strömming insamlad i Stockholms län. Abborren i materialet har insamlats i flertalet insjöar i Stockholmstrakten, samt vid ett antal kustlokaler i innerskärgården. Braxen är från Mälaren. Strömmingen har insamlats längs hela Stockholm läns kuststräcka. De halter som uppmätts har jämförts mot miljökvalitetsnormer för kemisk ytvattenstatus (HVMFS 2019:25) och mot tidigare undersökningar av samma ämnen i samma vattenområden.

# Bakgrund

---

## Kemi och användningsområden

**Kvicksilver** finns naturligt i miljön, men kan också tillföras via antropogena utsläpp, från t.ex. industri, trafik, förbränning och andra källor. Kvicksilver är speciellt känt för sina toxiska egenskaper för människor och djur. Utsläppen av kvicksilver har dock generellt minskat under senare år och minskar också i olika matriser i miljön. Det är vanligt att halterna av kvicksilver (samt en del övriga miljögifter) i fisk varierar med fiskens storlek. Orsaker till detta kan vara att fiskens förmåga att omsätta (metabolisera) ämnena ändras när den växer och blir äldre, och att den även kan övergå till en annan typ av föda. Dessa processer leder generellt till att halterna av kvicksilver ökar med fiskens storlek. För att kompensera för detta och kunna jämföra olika fiskundersökningar mot varandra, kan halterna normeras till att motsvara fisk av enhetlig storlek (Sundbom et al., 2007). I relation till förindustriella nivåer av kvicksilver har fisk i större delen av Sverige förhöjda halter på grund av atmosfärisk deposition som härrör från utsläpp av kvicksilver till luft från exempelvis industrier och förbränning av bränslen och avfall.

**Högfluorerade ämnen (PFAS)** är en syntetiskt framställd ämnesgrupp som på grund av dess unika egenskaper som temperaturlåghet samt ytaktivitet, används som impregneringsmedel för olika material som textilier och papper, samt i brandsläckningsskum. PFOS samt ämnen som kan brytas ner till PFOS är sedan 2008 förbjudet inom EU och ersätts idag med andra liknande ämnen. PFOS är svårnedbrytbara i naturen, de ansamlas i organismer och de är giftiga.

I Livsmedelsverkets riskhanteringsrapport rörande PFAS (Halldin Ankarberg, 2016) återges att i de fall PFAS återfinns i ytvattentäkter uppmanas även kommunerna att ta prov på fisk från vattenförekomsten. I förekommande fall bör då PFOS-halt i fisk undersökas.

I rapporten anges att fisk är det livsmedel som enskilt bidrar mest till TDI (tolerabelt dagligt intag) hos vanliga konsumenter. TDI för  $\Sigma$ PFAS<sub>4</sub><sup>1</sup> är av EFSA (Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet) satt till 0,63 ng/kg kroppsvikt och dag (EFSA, 2020).

**Dioxiner och furaner** är en grupp ämnen där grundstrukturen är två bensenringar till vilka kloratomer i olika antal är bundna. Antalet kloratomer och hur de binder till bensenringarna ger upphov till olika egenskaper. De kategoriseras i två grupper: *polyklorerade dibensofuraner* (s.k. furaner) och *polyklorerade dibenso-p-dioxiner*. Dioxiner och furaner benämns sammanlagt som PCDD/F, eller ofta bara som ”dioxiner”. Varje unik variant av

---

<sup>1</sup> Summan av: PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS.

dioxin och PCB benämns som en *kongen*. Dioxiner bildas oavsiktligt framförallt vid olika förbränningsprocesser varvid utsläpp till luft sker. Industriella punktutsläpp till vatten förekommer också. Den största källan till dioxiner i den svenska miljön är atmosfärisk deposition av luftburna föroreningar (Armitage et al., 2009).

**PCB:er**, eller *polyklorerade bifenyler*, består även de av två bensenringar till vilka kloratomer i olika antal och struktur är bundna. Vissa kongener har en plan struktur mellan de två bensenringarna varför deras toxiska egenskaper liknar de hos PCDD/F. Dessa kongener kallas därför *dioxinlika PCB:er* och övriga benämns som *icke-dioxinlika PCB:er*. I denna rapport förkortas *dioxinlika PCB:er* till ”*dl-PCB*”.

PCB är syntetiskt framställda industrikemikalier som introducerades under slutet av 1920-talet. De användes bl.a. som tillsats i hydrauloljor och fogmassor, men har sedan 1970-talet fasats ut genom stegvisa förbud.

För att mäta hur toxiskt ett prov är avseende dioxiner och PCB har World Health Organisation (WHO) utvecklat ett system där koncentrationen av varje kongen av dioxinlika ämnen i ett prov multipliceras med en toxisk ekvivalensfaktor (TEF) för att korrigera för att alla inte är lika toxiska (van den Berg et al., 2006). Dessa viktade koncentrationer summeras (anges med summatecknet  $\Sigma$ ) sedan till en halt, då angiven som *toxiska ekvivalenter* (TEQ). TEF-värdena är satta mellan 0 och 1, där TEF=1 är värdet för den mest toxiska kongenen, 2378-TCDD. Kongener med ett lägre värde anses mindre toxiska. Användandet av TEF möjliggör att få ett unikt värde för toxiciteten av ett prov. De icke-dioxinlika PCB:erna viktas inte med TEF:s utan summeras oviktat. TEF:s finns för 17 vanligt förekommande PCDD/Fs och 12 vanligt förekommande dioxinlika-PCB.



## Gränsvärden

Gränsvärden avseende kemisk status i fisk enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter finns fastslagna för kvicksilver, PFOS och summan av dioxiner och dioxinlika-PCB (HVMFS 2019:25), se **tabell 1**. Icke-dioxinlika PCB, mätt som  $\Sigma\text{PCB}_6$ , klassas som särskilt förorenande ämnen (SFÄ) och har gränsvärde för ekologisk status på 125 ng/g våtvikt för fisk i inlandsvatten och 75 ng/g våtvikt för fisk i kustvatten.

Tabell 1. Gränsvärden för kemisk och ekologisk status i biota.

Ämne	Gränsvärde	Enhet
Kvicksilver	0,02	mg/kg våtvikt
PFOS	9,1	ng/g våtvikt
$\Sigma\text{PCB}_6$	125 eller 75*	ng/g våtvikt
$\Sigma\text{PCDD/F+dl-PCB}$	6,5**	pg TEQ/g våtvikt

\*125 ng/g våtvikt avser gränsvärde för ekologisk status för inlandsvatten och 75 ng/g våtvikt avser motsvarande för kustvatten. \*\*Även saluföringsgränsvärde inom Europeiska unionen (European Commission, 2011).

En anmärkning kring gränsvärdet på 0,02 mg/kg våtvikt för kvicksilver i fiskmuskel är att detta är ett väldigt lågt värde som överskrids i insjöfisk i nästintill alla sjöar i Sverige. Överskridande av 0,02 mg/kg våtvikt ska därför inte nödvändigtvis tolkas som att vattenförekomsten är förorenad av kvicksilver. Ett mer relevant bakgrundsvärde för kvicksilver i fisk är 0,2 mg/kg våtvikt (Naturvårdsverket, 1999).

# Material och metoder

---

Fiskproverna är av Länsstyrelsen Stockholms utvärderade data insamlade under 2019. Utöver detta finns data från Stockholms stads miljöövervakning, samt data från tidigare IVL-projekt. För att få tidskompabilitet är endast analysresultat från 2019 eller senare inkluderade. Insamlingslokalerna visas i **figur 1**.

Strömningen analyserades som samlingsprov av muskelvävnad från ca 15 individer (**tabell 3**). Abborren analyserades som samlingsprov av muskelvävnad från 1 till 10 individer (**tabell 2**). De prov av braxen som inkluderats är två samlingsprov från samma lokal om 12 individer vardera.

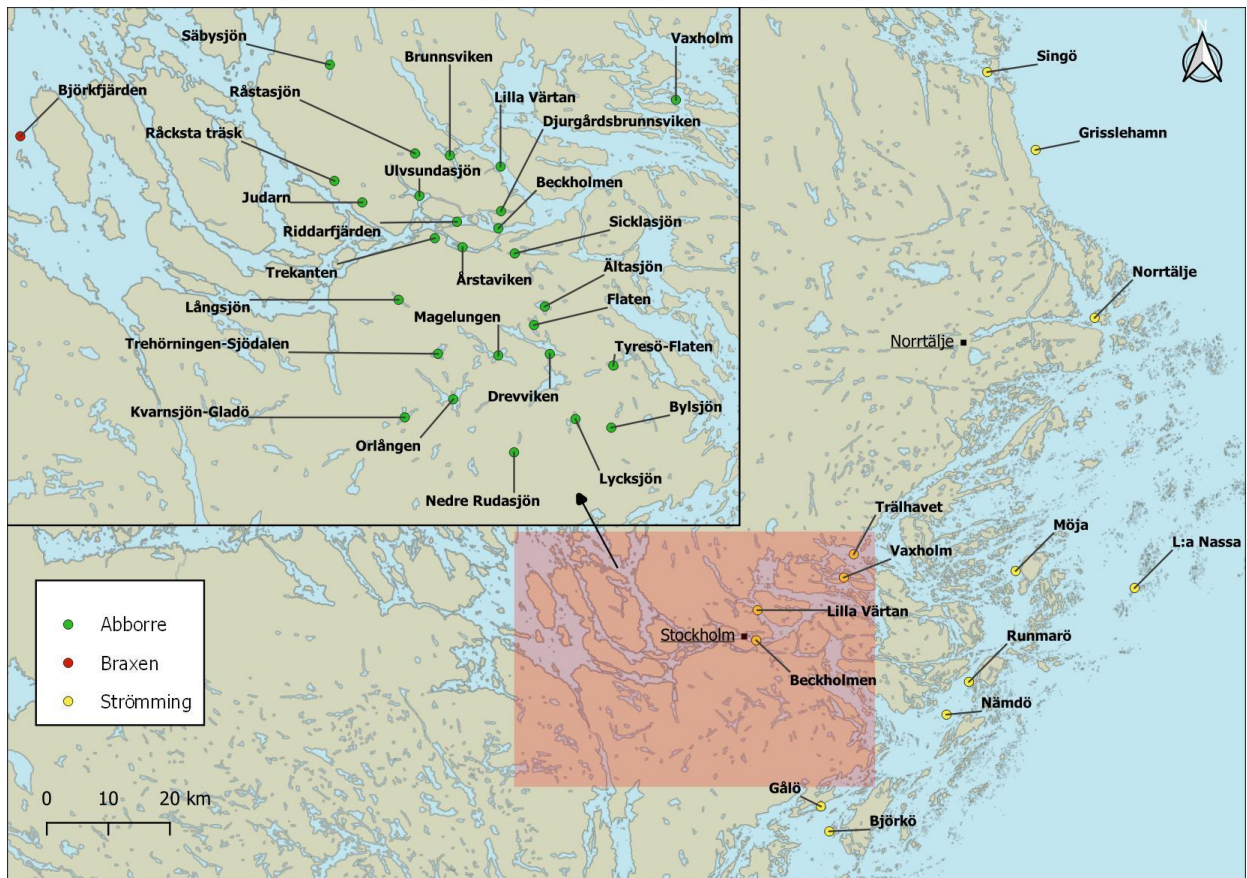
Halterna av kvicksilver i strömning har jämförts mot ett antal lokaler från den nationella miljöövervakningen. Dessa kan ge en uppfattning om bakgrundshalter i strömning. Data från dessa lokaler har hämtats från den nationella databasen för miljögifter i biota (Naturvårdsverket & IVL), och har insamlats mellan 2010 och 2014. Jämförelselokalerna är Holmöarna, Egentliga Östersjön (utsjön i Egentliga Östersjöns norra del) och Landsort.

Eftersom kvicksilverhalten i abborre har väl belagda samband med dess storlek så normerades halten till att motsvara abborre av 300 grams storlek (Sundbom et al., 2007). Detta ökar jämförbarheten mellan lokaler. För strömning finns inte motsvarande ekvation för normering framtagen, men strömningen till grund för denna rapport var av likartad storlek varför jämförelse mellan lokaler fungerar väl även utan normering.

Den abborre som insamlats inom Stockholms stads miljöövervakning analyserades för PCB<sub>7</sub> (de icke-dioxinlika kongenerna PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-153, PCB-138, PCB-180, samt den dioxinlika kongenen PCB-118).

I denna rapport redovisas halten som summamåttet PCB<sub>6</sub> (betecknas  $\sum\text{PCB}_6$ ), ett inom miljöövervakningen vanligt mått för förekomst av icke-dioxinlika PCB, vilket är  $\sum\text{PCB}_7$  utan den dioxinlika kongenen PCB-118. Ofta normeras halter av  $\sum\text{PCB}_6$  i magra fiskarter att motsvara fisk av 5% fetthalt genom att multiplicera uppmätt halt  $\sum\text{PCB}_6$  med kvoten av 5 och den uppmätta fetthalten, för att bättre spegla den föroreningsituation som råder.

För samtliga summamått redovisas halten som lower bound, d.v.s. att i de fall en i summan ingående kongen haft halt under rapporteringsgränsen så har halten antagits till noll. I de fall ett PFAS-ämne legat under rapporteringsgränsen har halten antagits till halva rapporteringsgränsen. För kvicksilver förekom inga halter under rapporteringsgränsen.



Figur 1. Fångstplatser för den analyserade fisken.

I tabellerna 2 och 3 redovisas deskriptiva data för den abborre, braxen och strömming som utvärderats i studien.

Tabell 2. Deskriptiv sammanställning av prover av abborre och braxen. Längd och vikt presenteras som medelvärde av individer per prov.

Lokal	Art	Fångstdatum	Antal analyserade prover*	Antal individer per prov	Längd (cm)	Vikt (g)
Riddarfjärden	Abborre	2019-08-09	1	10	15,5	43
Lilla Värtan	Abborre	2019-08-09	1	10	16,6	48
Djurgårdsbrunnsviken	Abborre	2019-08-08	1	10	16	43
Drevviken	Abborre	2019-08-06	1	10	17,2	60
Årstaviken	Abborre	2019-08-05	1	10	16	42
Magelungen	Abborre	2019-08-12	1	10	16,3	46
Ulvsundasjön	Abborre	2019-08-02	1	10	15,5	38
Brunnsviken	Abborre	2019-08-01	1	10	18,2	60
Långsjön	Abborre	2019-08-09	1	10	16,5	49
Räcksta träsk	Abborre	2019-08-15	1	10	16,4	44
Judarn	Abborre	2019-08-15	1	10	15,6	39
Trekanten	Abborre	2019-08-14	1	10	15,2	37
Flaten	Abborre	2019-09-04	1	10	16,3	45
Råstasjön	Abborre	2019-08-26	1	10	18,6	76
Sicklasjön	Abborre	2019-09-12	1	5	15,3	39
Åltasjön	Abborre	2019-08-16	1	10	16	47
Orlången	Abborre	2019-08-07	1	10	15,5	42
Tyresö-Flaten	Abborre	2019-08-22	1	10	16,7	48
Trehörningen-Sjödalen	Abborre	2019-05-09	1	3	15,7	35
Kvarnsjön-Gladö	Abborre	2019-08-22	1	1	14,8	34
Lycksjön	Abborre	2019-08-19	1	10	16,6	47
Nedre Rudasjön	Abborre	2019-08-02	1	7	14,9	34
Bylsjön	Abborre	2019-08-19	1	10	16,5	47
Säbysjön**	Abborre	2020-09-10	2	8	16,9	53
Beckholmen	Abborre	2019-10-11	1	21	15,2	38
Björkfjärden	Braxen	†	2	12	42	860

\*Avser analys av kvicksilver, PFAS och PCB.

\*\*Endast analyserad för PFOS. Båda prover insamlade samma datum.

†Exakt fångstdatum ej känt för dessa två prover. Fångad i slutet av 2018 eller början av 2019.

Tabell 3. Deskriptiv sammanställning av strömmingsproverna. Längd och vikt redovisas som medelvärden per fångstplats.

Fångstplats	Fångstdatum**	Antal prover kvicksilver	Antal prover PFAS	Antal prover dioxin och PCB	Antal individer	Längd** (cm)	Vikt** (g)
Singö	juni 2019	1	1	1	15	20,5	65,1
Grisslehamn	juni 2019	1	1	1	15	19,3	51,3
Norrtälje	maj 2019 resp. hösten 2019	2	2	3	15 resp. 10	16,1	30,4
Trälhavet	oktober 2019	1	1	1	9	16,6	32,9
Möja	maj 2019	1	1	6	22	18,4	39,3
Vaxholm	maj 2019 resp. oktober 2019	2	2	6	15	17,6	36,5
Lilla Nassa	våren 2019	1	1	3	16	19,1	49,7
Lidingö	oktober 2019	1	1	2	15	18,1	41,5
Beckholmen	oktober 2019	1	1	3	15	17,5	38,4
Nämdöfjärden	hösten 2019	1	1	1	10	18,9	51,7
Runmarö	maj 2019 resp. november 2019	2	2	2	15 resp. 21	17,6	38,3
Gälö	maj 2019 resp. hösten 2019	2	2	2	15 resp. 20	18,3	40,9
Björkö	juni 2019 resp. november 2019	2	2	2	15 resp. 15	17,5	36,1

\*\*Redovisas för de prover som analyserats för kvicksilver och PFAS.

# Resultat och diskussion

## Kvicksilver

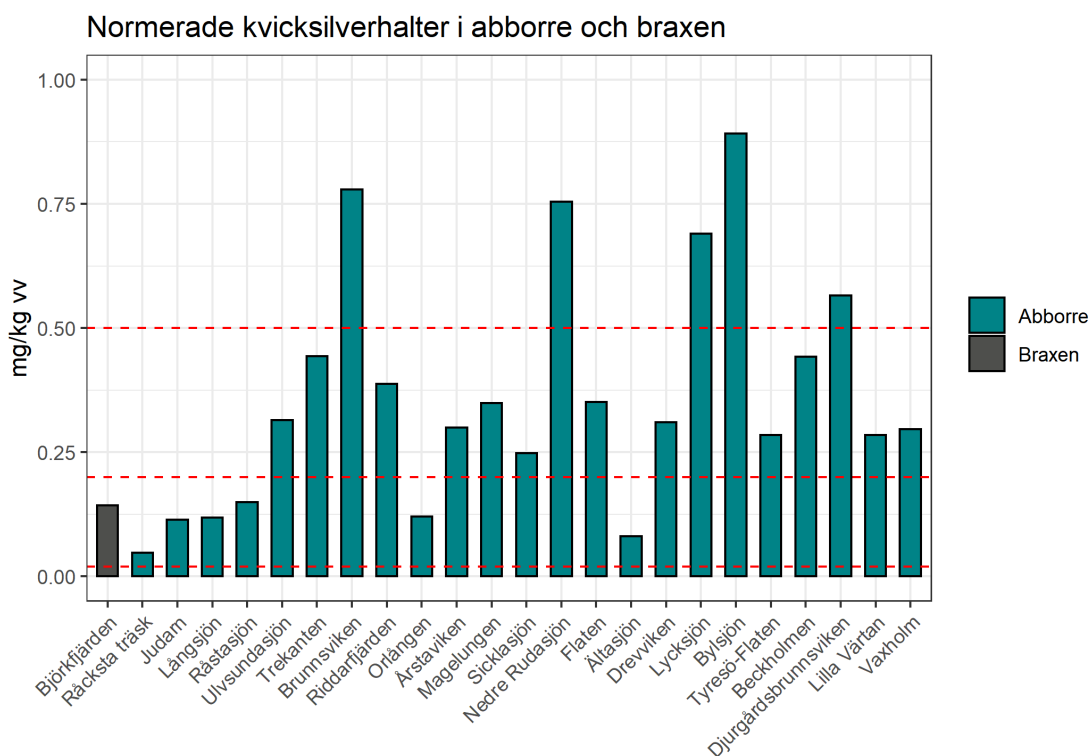
Kvicksilverhalterna i abborre (**figur 2**) visade på betydande skillnader mellan lokalerna och tydligt förhöjda halter vid ett antal av dessa.

De horisontella linjerna markerar saluföringsgränsvärdet (0,5 mg/kg våtvikt), ungefärlig bakgrundshalt (0,2 mg/kg våtvikt) samt gränsvärde för kemisk status (0,02 mg/kg våtvikt).

Ingen lokal underskrider gränsvärdet för kemisk status. Däremot, som nämnts tidigare, är denna gräns för kvicksilver så pass låg att den i princip aldrig underskrids, även i abborre från lokaler utan kringliggande påverkanskällor.

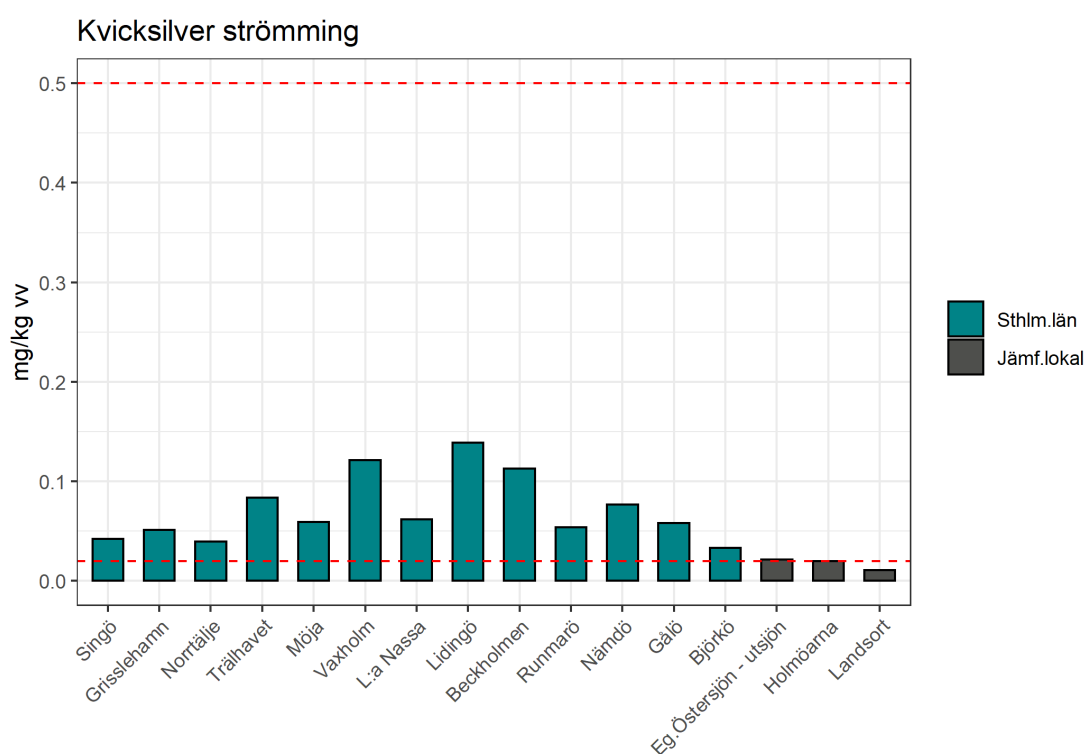
Ett antal lokaler ligger under 0,2 mg/kg våtvikt, vilket gör att halterna här inte är att betrakta som förhöjda.

Saluföringsgränsvärdet överskrids i abborren från Brunnsviken, Bylsjön, Djurgårdsbrunnsviken, Lycksjön och nedre Rudasjön. Braxen från Björkfjärden (Mälaren) hade halter som är att betrakta som låga.



Figur 2. Storleksnormerade kvicksilverhalter (mg/kg våtvikt) i abborre och braxen. Röda linjer markerar: saluföringsgränsvärde (0,5 mg/kg våtvikt), bakgrundshalt (0,2 mg/kg våtvikt) samt gränsvärde för kemisk status (0,02 mg/kg våtvikt).

Kvicksilverhalter i strömning visade ett tydligt geografiskt mönster (**figur 3**), med högre halter i strömningen fångad nära Stockholms innerstad. De högsta halterna noteras vid lokalerna Vaxholm, Lidingö (Lilla Värtan) och Beckholmen, samtliga belägna i innerskärgården. Mot norr och söder om staden klingar halterna succesivt av. Även ut mot ytterskärgården, här Möja och Lilla Nassa, klingar halterna av. Jämförelselokalerna (medianer visas) visar på att strömning fångad i Stockholms närhet har förhöjda halter. Dock, sett till saluföringsgränsvärdet (0,5 mg/kg våtvikt) så underskreds denna med god marginal även i proverna med högst halter. För de lokaler från Stockholms län med två mätningar (se **tabell 3**) redovisas medelvärden.



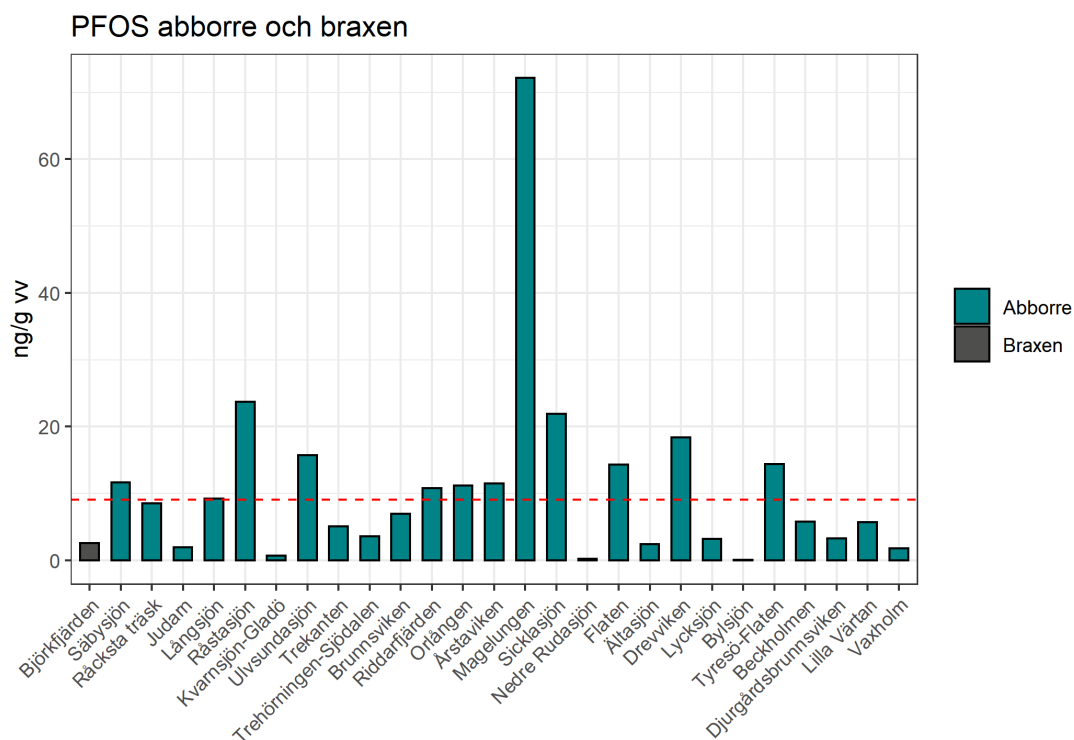
Figur 3. Kvicksilverhalter i strömning. Inkluderande mätningar från utsjölokal i Eg. Östersjön, Holmöarna och Landsort mellan 2010 och 2014 hämtade från nationella databasen över miljögifter i biota. Röda linjer markerar: saluföringsgränsvärde (0,5 mg/kg våtvikt) och gränsvärde för kemisk status.

## PFAS

I abborre mättes 11 PFAS-ämnen. För PFOS (**figur 4**), vilket är den huvudsakliga indikatorn för förekomst av PFAS-ämnen, var det bara ett prov (Bylsjön) som var under rapporteringsgränsen. Även halterna PFDA och PFUnDA var oftast över rapporteringsgränsen. Övriga PFAS-ämnen var oftast under rapporteringsgräns. Därav visas endast figurer för PFOS, PFDA och PFUnDA (**figurer 4–6**). Fullständiga data för alla PFAS-ämnen finns i

**Bilaga A.** Halter under rapporteringsgräns har i figurerna antagits till halva rapporteringsgränsen. I braxen mättes endast PFOS och PFOA.

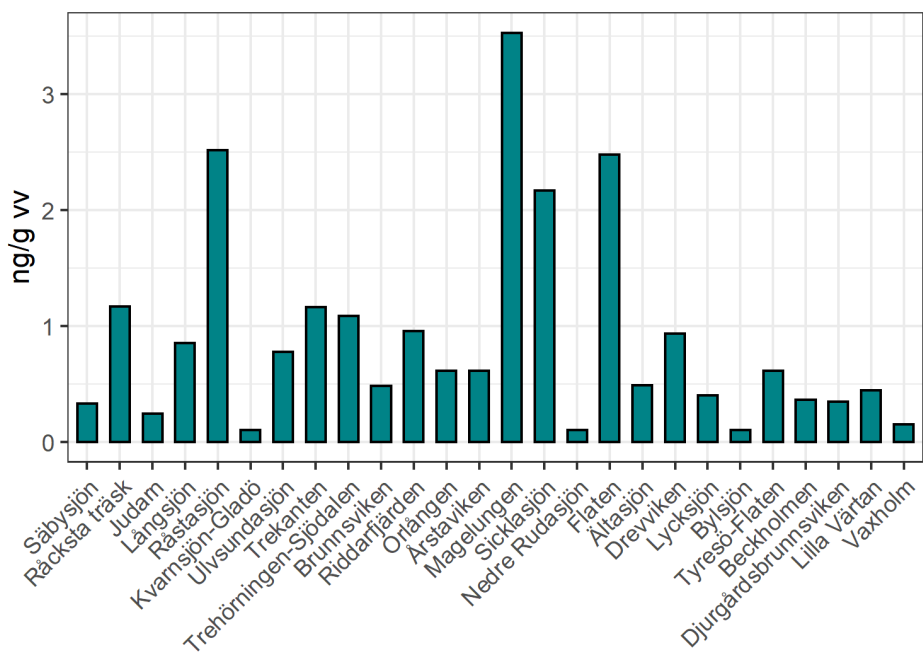
Lokalen med tydligt högst halter av PFOS i abborre var Magelungen med 72 ng/g våtvikt. Därefter var högst halter i abborren från Råstasjön, Sicklasjön och Drevviken. Vid 12 av de 27 lokalerna överskreds gränsvärdet för kemisk status på 9,1 ng/g våtvikt. Korrelationen mellan halt PFOS och PFDA är hög. Samma lokaler som har högst halter PFOS har även högst halter av PFDA. Korrelationen PFOS och PFUnDA är inte lika tydlig.



Figur 4. PFOS (ng/g våtvikt) i abborre och braxen. Gränsvärde för kemisk status på 9,1 ng/g våtvikt markerad med röd linje.

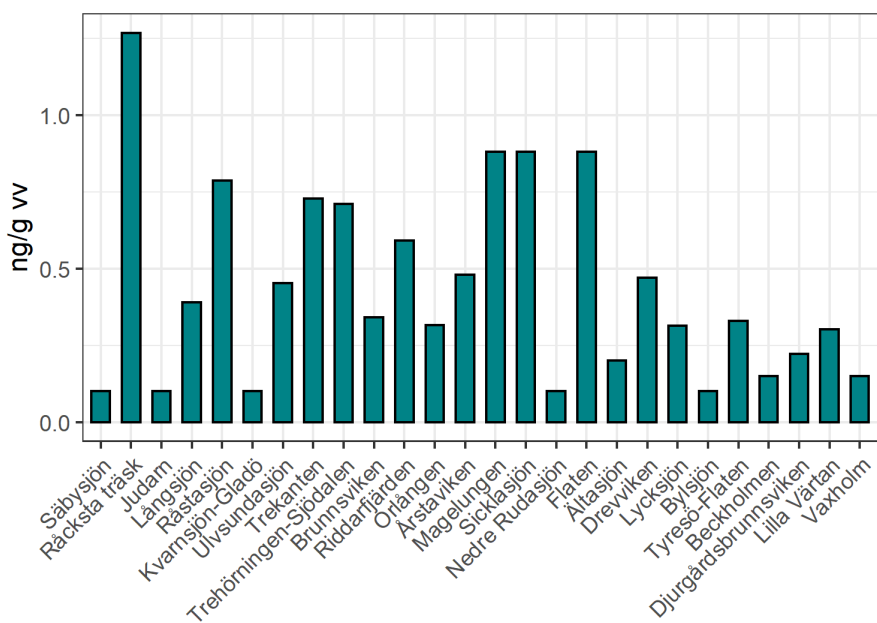


### PFDA abborre



Figur 5. PFDA (ng/g våtvikt) i abborre. Halter under rapporteringsgräns har antagits till halva rapporteringsgränsen.

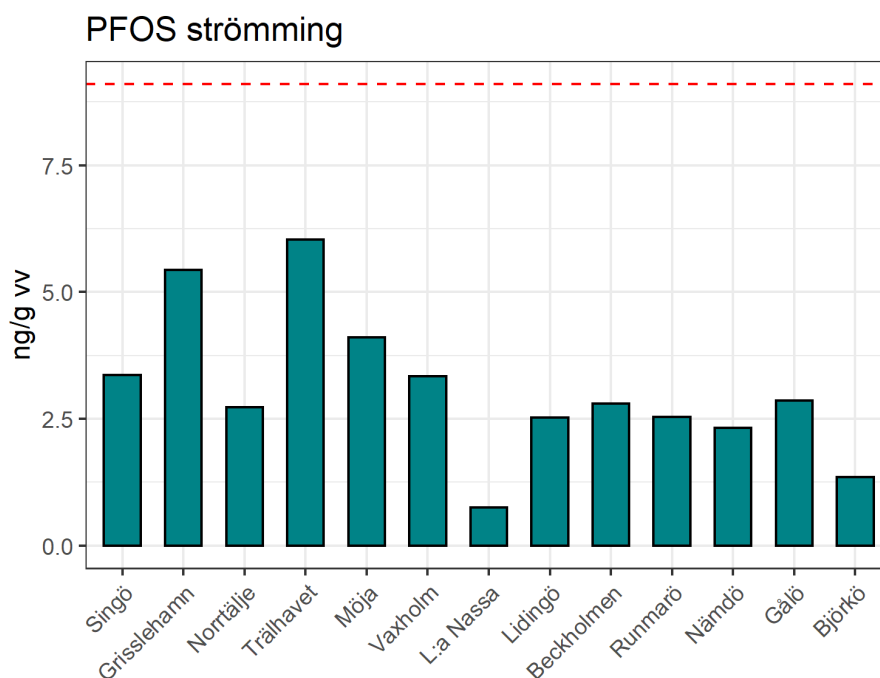
### PFUnDA abborre



Figur 6. PFUnDA (ng/g våtvikt) i abborre. Halter under rapporteringsgräns har antagits till halva rapporteringsgränsen.

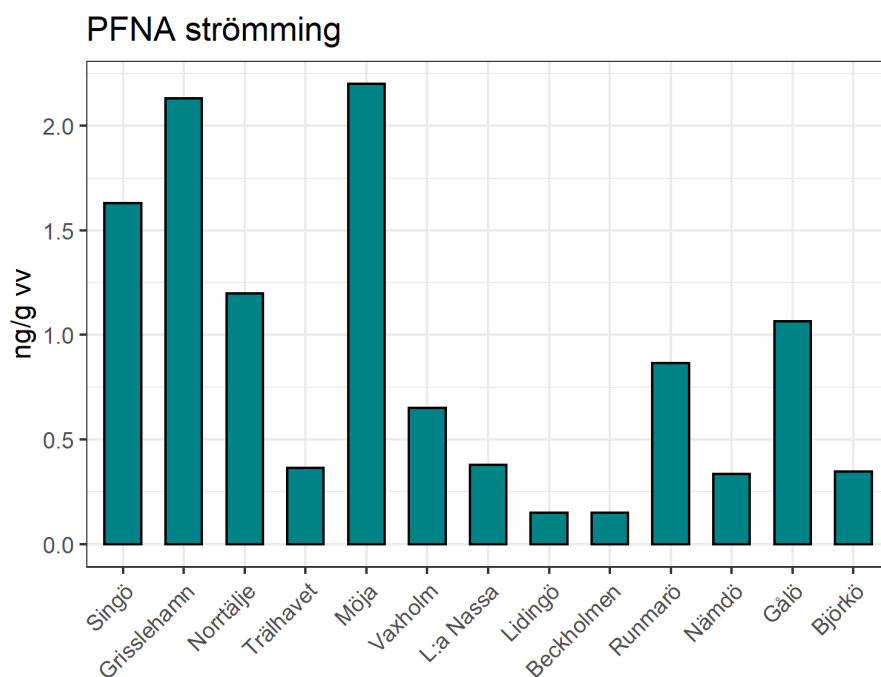
Av samma anledning som för abborren redovisas endast PFOS och PFNA för strömmingen. I strömmingen mättes 22 olika PFAS-ämnen. Samtliga mätningar redovisas i **Bilaga A**.

Inga förhöjda halter av PFOS noterades i strömmingen (**figur 7**). Alla prover hade halter under gränsvärdet. Lägst halter var i strömmingen från ytter-skärgårdslokaler Lilla Nassa. Högst halter var vid Grisslehamn och Trälhavet. Halterna av PFOS i strömming visar inte några tecken på att vara högre närmare Stockholms innerstad jämfört med lokaler norr och söder om staden.



Figur 7. Halter av PFOS (ng/g vätvikt) i strömming. Gränsvärde för kemisk status på 9,1 ng/g vätvikt markerat med röd linje.

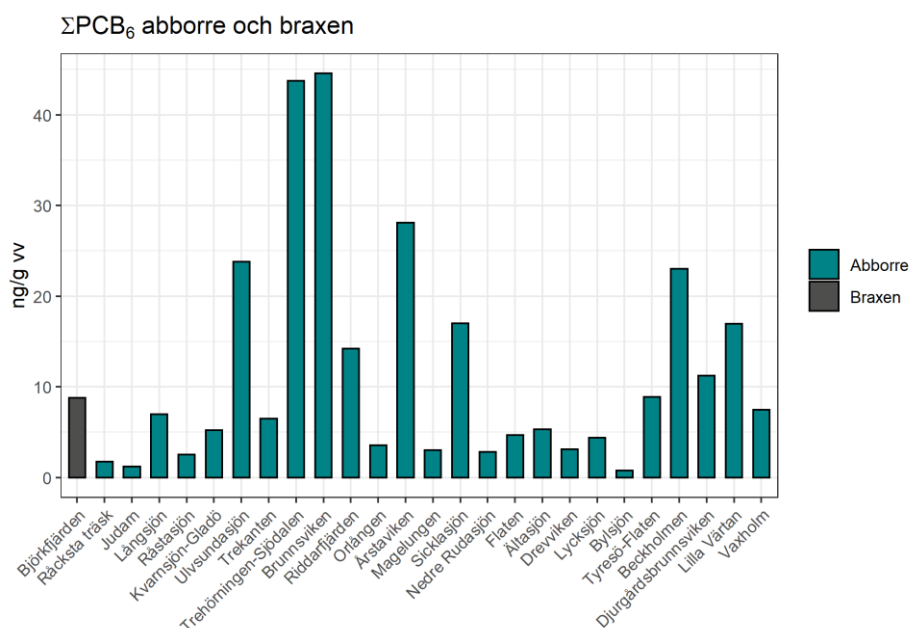
Avseende PFNA (**figur 8**) var det ungefär samma lokaler som för PFOS som hade de högsta halterna. Dessa var Singö, Grisslehamn och Möja. Undantaget var Trälhavet som hade högst halt PFOS men lägre halt PFNA än de flesta andra lokaler.



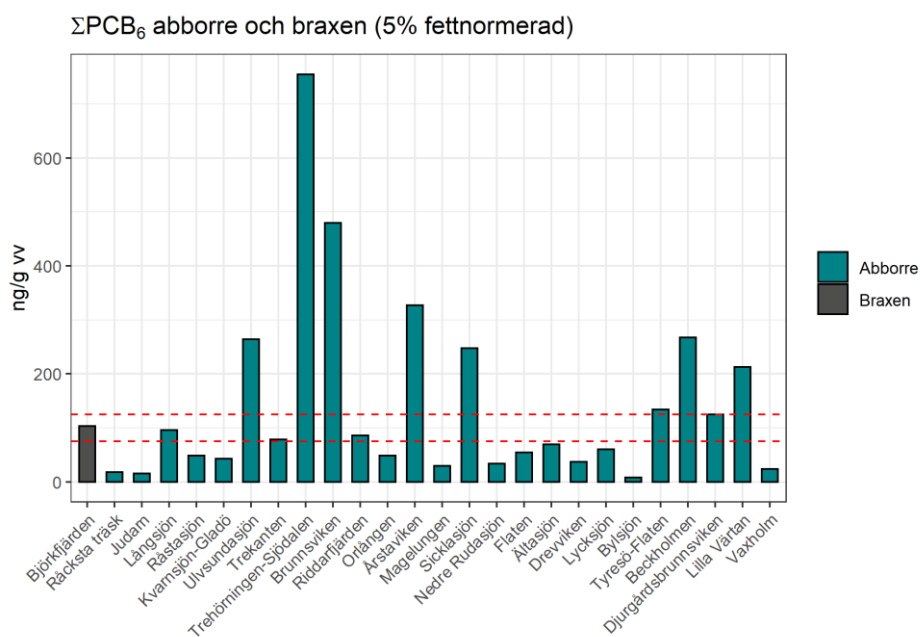
Figur 8. Halter av PFNA (ng/g våtvikt) i strömming. Halter under rapporteringsgräns har antagits till halva rapporteringsgränsen.

## Dioxiner och PCB

De högsta halterna av  $\sum\text{PCB}_6$  noterades i abborre från Brunnsviken och Trehörningen-Sjödalen, följt av Beckholmen, Årstaviken och Ulvsundasjön (figur 9). Halter av  $\sum\text{PCB}_6$  i den storleksordning som här förekommer, omkring 20–40 ng/g våtvikt, är att betrakta som höga halter i en mager art som abborre, alltså även om gränsvärdena för ekologisk status på 125 ng/g våtvikt i inlandsvatten och 75 ng/g våtvikt i kustvatten underskrids även i de lokalerna med högst halter. Anledningen är just att abborren är en mager art, som därför ackumulerar mindre mängder fettlösliga miljögifter jämfört med fetare arter, exempelvis strömming och lax. **Figur 10** visar därför halter som normerats till att motsvara fisk av 5% fetthalt. Som nämndes i metodavsnittet är detta en vanlig procedur för att halter i magra fiskarter bättre ska spegla rådande föroreningsituation. Medelfetthalten var 0,5% i abborren, vilket innebär en uppräkningsfaktor i snitt en faktor  $5/0,5=10$ . De normerade halterna  $\sum\text{PCB}_6$  överskrider gränsvärdet för ekologisk status vid flertalet lokaler. Förhöjda halter förelåg i insjölokalerna Ulvsundasjön, Trehörningen-Sjödalen, Brunnsviken, Årstaviken, Sicklasjön och Tyresö-Flaten, samt i kustlokalerna Djurgårdsbrunnsviken, Beckholmen och Lilla Värtan. Särskilt abborren från Trehörningen-Sjödalen och Brunnsviken hade halter att betrakta som kraftigt förhöjda. Sammantaget framkommer att PCB-förorenade vattenförekomster är vanligt förekommande i Stockholms län.

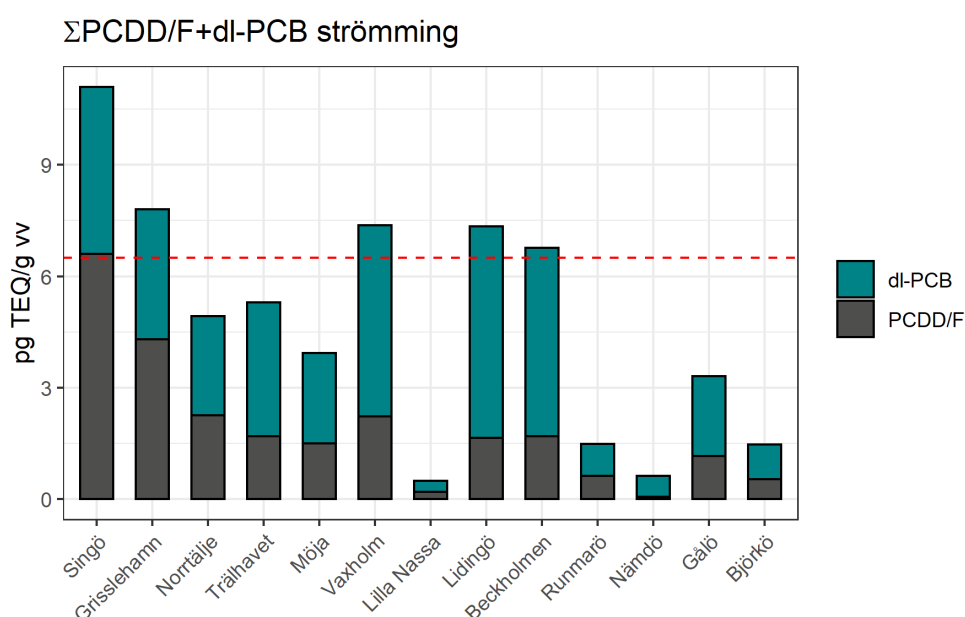


Figur 9.  $\Sigma\text{PCB}_6$  (ng/g våtvikt) i abborre och braxen. Gränsvärde för ekologisk status på 125 ng/g våtvikt för fisk i inlandsvatten och 75 ng/g våtvikt i kustvatten inte med i figuren på grund av att det hade försämrat läsbarheten.



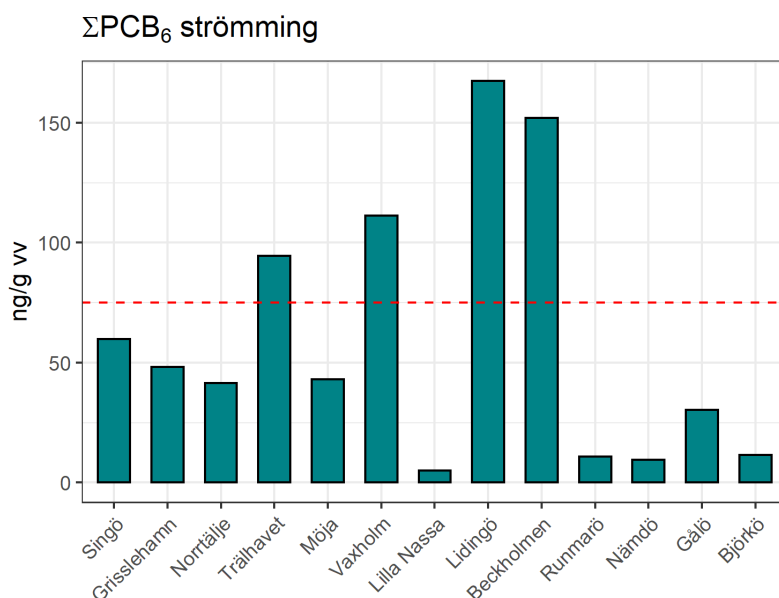
Figur 10. Halter av  $\Sigma\text{PCB}_6$  (ng/g våtvikt) i abborre och braxen, normerade till 5% fetthalt. Gränsvärde för ekologisk status på 125 ng/g våtvikt för fisk i inlandsvatten och 75 ng/g våtvikt i kustvatten markerade med röda linjer.

Halterna av dioxiner och dl-PCB i strömming överskred gränsvärdet för kemisk status vid Singö, Grisslehamn, Vaxholm, Lidingö, Fjäderholmarna och Beckholmen (**figur 11**). I Waldetoft & Karlsson. (2020) konstaterades att strömmingen som fångades nära Stockholms innerstad hade förhöjda PCB-halter och att strömmingen från Svealandskustens nordligare delar hade högre dioxinhalter. För Stockholms läns del är det alltså i Stockholms innerskärgård samt i länets nordligare delar som gränsvärdet tenderar att överskridas. I de sydligare delarna och ut mot ytterskärgården är halterna lägre. Det är framförallt variationer i halter av dl-PCB som ger skillnader i TEQ medan halterna av PCDD/F är förhållandevis likartade.



Figur 11. Halter av  $\Sigma$ PCDD/F+dl-PCB (pg TEQ/g våtvikt) i strömming. Röd streckad linje visar gränsvärde för god kemisk ytvattenstatus (6,5 pg TEQ/g våtvikt).

Det framgår tydligt av **Figur 12** att halterna av icke-dioxinlika PCB är förhöjda i den strömming som fångats i Stockholms innerskärgård jämfört med den fångad på längre avstånd från staden. Högst halter uppmättes i proverna från Trälhavet, Vaxholm, Lidingö och Beckholmen; samtliga nära Stockholm.



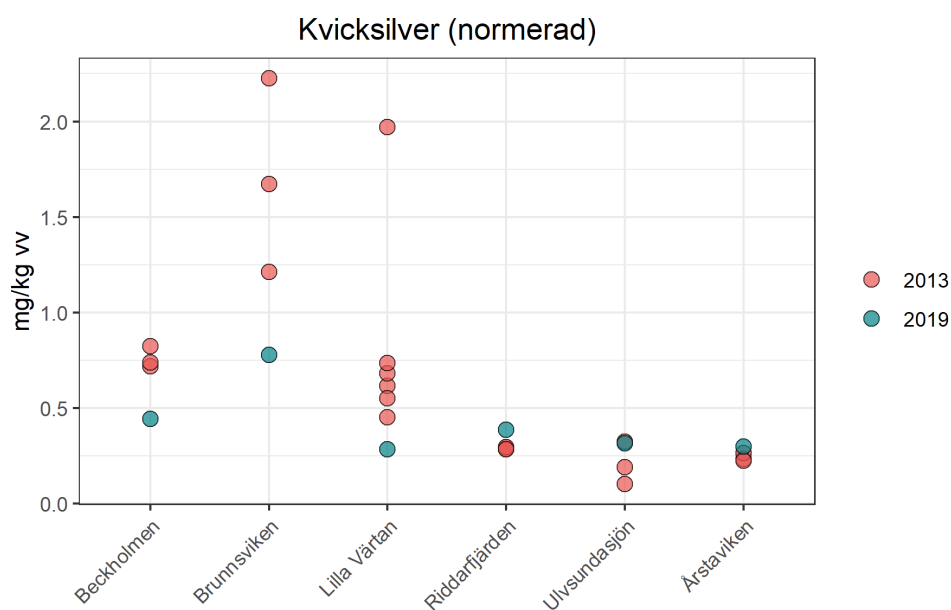
Figur 12. Halter av  $\Sigma\text{PCB}_6$  (ng/g våtvikt) i strömning. Röd linje markerar gränsvärde för ekologisk status i kustvatten på 75 ng/g våtvikt.

### Jämförelse med mätningar från 2013

Under 2013 analyserades ett antal metaller och stabila organiska föreningar, däribland kvicksilver och PFOS, i abborre från ett antal kust- och insjölokaler i Stockholmstrakten (Karlsson & Viktor, 2014). De lokaler som finns med i föreliggande undersökning och även i Karlsson & Viktor (2014) jämförs här avseende kvicksilver och PFOS i abborrmuskel (**figurer 13** och **14**). I Karlsson & Viktor (2014) mättes även PFOA, PFHxS och PFHxA, vilka var under analysmetodens rapporteringsgräns i samtliga fall.

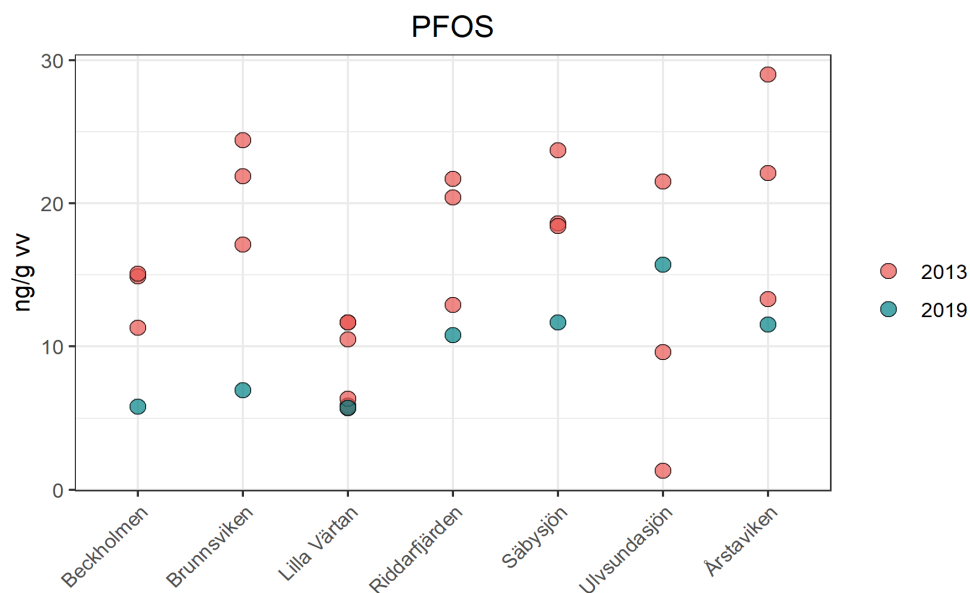
I Karlsson & Viktor (2014) mättes halterna i tre samlingsprover per lokal. Lilla Värtan var uppdelad i två delområden: Lilla Värtan norr och Lilla Värtan syd. Dessa benämns i figurerna sammantaget som "Lilla Värtan". Därav finns sex mätningar från denna lokal. Figurerna visar samtliga mätningar från Karlsson & Viktor (2014) samt mätningen från 2019 till grund för föreliggande rapport.

För kvicksilver uppmättes lägre halter vid Beckholmen, Brunnsviken och Lilla Värtan 2019 jämfört med 2013 (**figur 13**). Vid Riddarfjärden, Ulvsundasjön och Årstaviken var halterna 2019 i nivå med 2013-års mätningar. Sammantaget är det svårt att avgöra om halterna överlag har minskat, men det förefaller att en haltminskning vid vissa lokaler har skett.



Figur 13. Samtliga mätningar av kvicksilver per lokal från fiskundersökning år 2013 (Karlsson & Viktor, 2014) samt mätningen 2019 till grund för denna rapport. Avser storleksnormerade halter.

Avseende PFOS (**figur 14**) uppmättes lägre halter 2019 än 2013 vid sex av sju lokaler. Undantaget är Ulvsundasjön där halten 2019 låg mellan det minimum och maximum som uppmättes 2013. Överlag förefaller PFOS-halten i abborre ha minskat något under tidsperioden 2013–2019.



Figur 14. Samtliga mätningar av PFOS per lokal från fiskundersökning år 2013 (Karlsson & Viktor, 2014) samt mätningen till grund för denna rapport från 2019. Vid Lilla Värtan överlappar flertalet av punkterna från 2013.

## Sammanfattande slutsatser

---

- Förhöjda PFOS-halter förekommer i de prover av abborre som utvärderats i föreliggande studie; vid knappt hälften av lokalerna överskreds gränsvärdet för kemisk ytvattenstatus och abborren från Magelungen överskred gränsvärdet med en faktor 8. I strömmingen hade inget av proverna en PFOS-halt över gränsvärdet och det syntes inga tydliga geografiska mönster.
- Tydligt förhöjda kvicksilverhalter förekommer i abborre, men det är stor skillnad mellan olika vattenförekomster. I strömmingen var kvicksilverhalten genomgående låg. Högst halter i strömmingen var i proverna från Stockholms innerskärgård. Detta förstärker bilden som framkom i Waldetoft & Karlsson (2020), att det finns ett lokalt strömmingsbestånd som mestadels uppehåller sig i innerskärgården.
- PCB-halterna i abborre och strömming i Stockholms närhet är förhöjda, både i insjöar och kustvatten. På sina håll är halterna att betrakta som kraftigt förhöjda. Halterna av PCDD/Fs (som endast mättes i strömming) var däremot inte anmärkningsvärt höga men i något fall högre än bakgrundsvärden.
- Vid jämförelse mot äldre data (från 2013) framkom en indikation av att halterna av PFOS i abborre i Stockholmsområdet minskat. Huruvida kvicksilverhalten minskat överlag var inte lika tydligt. Vid vissa lokaler uppmättes lägre halter 2019 än 2013 och vid vissa lokaler var halterna av samma storlek då som nu.



## Referenser

---

- Airaksinen, R, Jestoi, M, Keinänen, M., Kiviranta, H., Koponen, J., Mannio, J., Myllylä, T., Nieminen, J., Raitaniemi, J., Rantakokko, P., Ruokojärvi, P., Venäläinen, E.R., Vuorinen, P.J. 2018. Förändringar i miljögifthalterna av inhemsk vild fisk. Statsrådets kansli.
- Armitage, J.M., McLachlan, M.S., Wiberg, K. & Jonsson, P. 2009. A model assessment of polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran sources and fate in the Baltic Sea. *Science of the Total Environment*. Vol 407. Issue 12. pp 3784-3792.
- European Commission, 2011. Commission Regulation (EU) No 1259/2011 of 2 December 2011 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels for dioxins, dioxin-like PCBs and non dioxin-like PCBs in foodstuffs. *Off J Eur Union*, Issue Off J Eur Union 320, pp. 18-23.
- EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (EFSA Contam Panel), 2020. Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. *EFSA Journal* 2020;18(9):6223.
- Halldin Ankarberg, E., 2016. *Risker vid förorening av dricksvatten med PFAS*, Rapport daterad 2016-02-29: Avdelningen för undersökning och vetenskapligt stöd. Livsmedelsverket.
- HVMFS, 2019. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten, HVMFS 2019:25.
- Hållén, J., Waldetoft, H., Viktor, T., Karlsson, M., Ogonowski, M. & Andersson, G., 2020. Dioxiner i fet fisk från Östersjön, Vätern och Vättern. IVL rapport B2402.
- Karlsson, M. & Viktor, T., 2014. Miljöstörande ämnen i fisk från Stockholmstrakten 2013, IVL rapport B2214.
- Lindeström, L. 2001. Mercury in Sediment and Fish Communities of Lake Vätern, Sweden: Recovery from Contamination. *Ambio*, Vol.30, No.8, 2001. pp. 538-544.
- Naturvårdsverket, 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket rapport 4913. Sundbom, M., Meili, M. & Johansson, A.M. 2007. Kvicksilver i fisk 2006 - kartering och miljöövervakning i Stockholm. Institutionen för tillämpad miljövetenskap, ITM, Stockholms universitet. ISSN: 1653-9168.
- Naturvårdsverket & IVL., Datavårdskap Miljögifter i biota. [Online]. Tillgänglig via: <https://dvsb.ivl.se/>

- Sundbom, M., Meili, M. & Johansson, A.M. 2007. Kvicksilver i fisk 2006 - kartering och miljöövervakning i Stockholm. Institutionen för tillämpad miljövetenskap, ITM, Stockholms universitet. ISSN: 1653-9168.
- van den Berg M., Birnbaum L.S., Denison M., et al., 2006. The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds. *Toxicological Sciences* 93(2), 223-241.
- Waldetoft, H., Hållén, J. & Karlsson, M. 2020. Kontrollprogram för fibersediment – bedömning av miljöpåverkan genom fiskundersökningar. IVL rapport B2396.
- Waldetoft, H. & Karlsson, M., 2020. Halter av dioxiner och PCB:er i strömning längs Svealandskusten. IVL rapport C540.

# Bilaga A

Tabell A1. PFAS i abborre (ng/g våtvikt muskel). Exklusive Säbysjön

Lokal	PFOS	PFOA	PFHxA	PFHxS	PFHpA	PFNA	PFDA	PFDS	PFBS	PFUnDA	PFOSA
Riddarfjärden	10,80	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3	0,96	< 0,3	< 0,2	0,59	< 0,1
Lilla Värtan	5,72	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3	0,44	< 0,3	< 0,2	0,30	< 0,1
Djurgårdsbrunnsviken	3,30	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3	0,35	< 0,3	< 0,2	0,22	< 0,1
Drevviken	18,36	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3	0,93	0,41	< 0,2	0,47	< 0,1
Årstaviken	11,54	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3	0,61	< 0,3	< 0,2	0,48	< 0,1
Magelungen	72,15	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3	3,53	0,98	< 0,2	0,88	< 0,1
Ulvsundasjön	15,73	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3	0,78	< 0,3	< 0,2	0,45	< 0,1
Brunnsviken	6,96	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3	0,48	< 0,3	< 0,2	0,34	< 0,1
Långsjön	9,23	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3	0,85	< 0,3	< 0,2	0,39	< 0,1
Råcksta träsk	8,52	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3	1,17	1,67	< 0,2	1,27	0,37
Judarn	1,93	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3	0,25	< 0,3	< 0,2	0,10	< 0,1
Trekanten	5,12	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3	1,16	0,54	< 0,2	0,73	< 0,1
Flaten	14,36	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3	2,48	0,38	< 0,2	0,88	< 0,1
Råstasjön	23,71	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3	2,52	0,40	< 0,2	0,79	0,11
Sicklasjön	21,90	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3	2,17	0,54	< 0,2	0,88	< 0,1
Åltasjön	2,43	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3	0,49	< 0,3	< 0,2	0,20	< 0,1
Orlången	11,20	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3	0,61	< 0,3	< 0,2	0,32	< 0,1
Tyresö-Flaten	14,41	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3	0,61	< 0,3	< 0,2	0,33	< 0,1
Trehörningen-Sjödalen	3,57	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3	1,08	1,21	< 0,2	0,71	< 0,1
Kvarnsjön-Gladö	0,73	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3	0,10	< 0,3	< 0,2	0,10	< 0,1
Lycksjön	3,20	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3	0,40	< 0,3	< 0,2	0,31	< 0,1
Nedre Rudasjön	0,22	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3	0,10	< 0,3	< 0,2	0,10	< 0,1
Bylsjön	<0,1	< 0,2	< 0,1	< 0,2	< 0,2	< 0,3	0,10	< 0,3	< 0,2	0,10	< 0,1
<b>Rapporteringsgräns</b>	<b>0,20</b>	<b>0,20</b>	<b>0,20</b>	<b>0,02</b>	<b>0,10</b>	<b>0,10</b>	<b>0,10</b>	<b>0,02</b>	<b>0,05</b>	<b>0,10</b>	<b>0,05</b>

Tabell A2. PFAS i abborre från Säbysjön (ng/g våtvikt muskel).

Provnamn	PFBA	PFPeA	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFUnDA	PFDoDA	PFTrDA	PFTeDA
S. Säbysjön	<0,3	<0,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,2	0,17	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
N. Säbysjön	<0,3	<0,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,2	0,50	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
<b>LOD<sup>2</sup> (ng/g)</b>	<b>0,3</b>	<b>0,3</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>	<b>0,2</b>	<b>0,1</b>	<b>0,2</b>	<b>0,2</b>	<b>0,2</b>	<b>0,2</b>

Lokal	PFHxDA	PFOcDA	PFBS	PFHxS	PFOS	PFDS	6:2 FTS	PFOSA	6:2 PAP	8:2 PAP	6:2 diPAP	8:2 diPAP
S. Säbysjön	<0,2	<0,2	<0,1	<0,1	6,93	<0,2	<0,1	<0,1	<0,67	<0,67	<0,67	<0,67
N. Säbysjön	<0,2	<0,2	<0,1	<0,1	16,4	<0,2	<0,1	<0,1	<0,67	<0,67	<0,67	<0,67
<b>LOD (ng/g)</b>	<b>0,2</b>	<b>0,2</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>	<b>0,2</b>	<b>0,1</b>	<b>0,1</b>	<b>0,67</b>	<b>0,67</b>	<b>0,67</b>	<b>0,67</b>

<sup>2</sup> Limit of detection - rapporteringsgräns

Tabell A3. PFAS i braxen.

	PFOS	PFOA
Norra Björkfjärden 1	1,68	<0,50
Norra Björkfjärden 2	3,49	<0,50

Tabell A4. PFAS i strömming (ng/g våtvikt muskel).

Lokal	PFOS	PFOA	PFHxS	PFNA	PFBS	PFBA	PFHxA	PFPeA	PFHpS	PFHpA	PFOSA
Beckholmen	2,8	< 0,500	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,300	< 0,500
Björkö 1	1,32	0,713	< 0,300	0,372	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,300	< 0,500
Björkö 2	1,37	< 0,500	< 0,300	0,32	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,300	< 0,500
Grisslehamn	5,43	< 0,500	< 0,300	2,13	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,300	< 0,500
Gålö 1	1,86	0,845	< 0,300	1,16	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,300	< 0,500
Gålö 2	3,86	< 0,500	< 0,300	0,971	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,300	< 0,500
Hargshamn	5,78	< 0,500	< 0,300	3,15	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,300	< 0,500
L:a Nassa	0,749	< 0,500	< 0,300	0,38	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,300	< 0,500
Lidingö	2,52	< 0,500	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,300	< 0,500
Möja	4,11	0,725	< 0,300	2,2	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,300	< 0,500
Norrtälje	1,84	< 0,500	< 0,300	0,489	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,300	< 0,500
Norrtälje	3,62	< 0,500	< 0,300	1,91	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,300	< 0,500
Nämdö	2,32	< 0,500	< 0,300	0,334	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,300	< 0,500
Oxelösund	2,67	< 0,500	< 0,300	0,615	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,300	< 0,500
Runmarö 1	3,87	0,563	< 0,300	1,27	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,300	< 0,500
Runmarö 2	1,21	< 0,500	< 0,300	0,462	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,300	< 0,500
Singö	3,36	< 0,500	< 0,300	1,63	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,300	< 0,500
Trälhavet	6,03	< 0,500	< 0,300	0,364	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,300	< 0,500
Vaxholm 1	3,3	< 0,500	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,300	< 0,500
Vaxholm 2	3,39	< 0,500	< 0,300	1,15	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,500	< 0,300	< 0,300	< 0,500

Tabell A4 forts.

Lokal	PFDS	PFDA	PFUnA	PFDoA	PFTTrA	PFTA	PF-3,7-DMOA	HPFHpA	4:2 Fluor telomer sulfonat (FTS)	6:2 Fluor telomer sulfonat (FTS)	8:2 Fluor otelomer sulfonat (FTS)
Beckholmen	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 1,00	< 1,00	< 0,300	< 0,300	< 0,300
Björkö 1	< 0,300	< 0,300	< 0,300	1,99	< 3,72	< 4,90	< 1,00	< 1,00	< 0,300	< 0,300	< 0,300
Björkö 2	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 1,00	< 1,00	< 0,300	< 0,300	< 0,300
Grisslehamn	< 0,300	0,457	0,343	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 1,00	< 1,00	< 0,300	< 0,300	< 0,300
Gålö 1	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 5,20	< 4,50	< 1,00	< 1,00	< 0,300	< 0,300	< 0,300
Gålö 2	< 0,300	0,302	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 1,00	< 1,00	< 0,300	< 0,300	< 0,300
Hargshamn	< 0,300	0,445	0,352	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 1,00	< 1,00	< 0,300	< 0,300	< 0,300
L:a Nassa	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 1,00	< 1,00	< 0,300	< 0,300	< 0,300
Lidingö	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 1,00	< 1,00	< 0,300	< 0,300	< 0,300
Möja	< 0,300	0,424	0,466	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 1,00	< 1,00	< 0,300	< 0,300	< 0,300
Norrtälje	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 1,00	< 1,00	< 0,300	< 0,300	< 0,300
Norrtälje	< 0,300	0,353	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 1,00	< 1,00	< 0,300	< 0,300	< 0,300
Nämdö	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 1,00	< 1,00	< 0,300	< 0,300	< 0,300
Oxelsösund	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 1,00	< 1,00	< 0,300	< 0,300	< 0,300
Runmarö 1	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 1,00	< 1,00	< 0,300	< 0,300	< 0,300
Runmarö 2	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 1,00	< 1,00	< 0,300	< 0,300	< 0,300
Singö	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,650	< 1,00	< 1,00	< 0,300	< 0,300	< 0,300
Trälhavet	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 1,15	< 4,80	< 1,00	< 1,00	< 0,300	< 0,300	< 0,300
Vaxholm 1	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 1,00	< 1,00	< 0,300	< 0,300	< 0,300
Vaxholm 2	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 0,300	< 1,00	< 1,00	< 0,300	< 0,300	< 0,300







Länsstyrelsen i Stockholm – en samlade kraft för en hållbar framtid.

Mer information kan du få av  
Länsstyrelsens enhet för miljöanalys

Tfn: 010-223 10 00

Rapporten hittar du på vår webbplats  
[www.lansstyrelsen.se/stockholm](http://www.lansstyrelsen.se/stockholm)