

# Metaller och miljögifter i abborre från Vänern 2022



Rapport nr 137



Titel: Metaller och miljögifter i abborre från Vänern 2022

Tryckår: 2023

ISSN: 1403-6134

Rapportnummer: 137

Författare: Therese Olsson, Calluna AB

Foto: Calluna AB.

Utgivare: Vänerns vattenvårdsförbund

Rapporten finns som pdf på [www.vanern.se](http://www.vanern.se)

Copyright: Vänerns vattenvårdsförbund. Kopiera gärna texten i rapporten men ange författare och utgivare. Användande av rapportens fotografier eller bilder i annat sammanhang kräver tillstånd från Vänerns vattenvårdsförbund.

# Förord

Under 2022 genomfördes undersökningar av metaller och organiska miljögifter i abborre i Vänern från lokalerna *Åsundaön, Torsö och Dalbosjön*.

Sedan 1996 har tungmetaller och PCB undersökts årligen i abborre från de två lokalerna Torsö och Åsundaön i sydöstra respektive norra Vänern. Analyser av ytterligare organiska föroreningar, såsom dioxiner och PFAS, har tillkommit under åren. Under 2020 tillkom en lokal i Dalbosjön vid Åmål i västra Vänern. Denna lokal ligger nu från år 2023 med i det ordinarie miljöövervakningsprogrammet. Resultaten redovisas samt jämförs med tidigare års mätningar i denna rapport.

Undersökningen har finansierats med medel från Havs- och vattenmyndigheten och Vänerns vattenvårdsförbund.

*Sara Peilot*  
*Vänerns vattenvårdsförbund*  
*2023-07-03*



CALLUNA



## Metaller och miljögifter i abborre från Vänern 2022



#### **OM RAPPORTEN:**

**Titel:** Metaller och miljögifter i abborre från Vänern 2022

**Version/datum:** 2023-06-16

**Rapporten bör citeras enligt följande:** Olsson, T. (2023). *Metaller och miljögifter i abborre från Vänern 2022*. Calluna AB.

**Foton i rapporten:** © Calluna AB där inget annat anges

**Omslag:** bilderna föreställer nätfiske efter abborre i Dalbosjön (Fogden) i Vänern samt vy från stranden vid Fogden, Dalbosjön

#### **OM UPPDRAGET:**

**På uppdrag av:** Vänerns Vattenvårdsförbund och Länsstyrelsen Västra Götalands län

**Uppdragsgivarens kontaktperson:** Sara Peilot

**Utfört av:** Calluna AB (organisationsnummer: 556575-0675)  
Adress huvudkontor: Linköpings slott, 582 28 Linköping  
Hemsida: [www.calluna.se](http://www.calluna.se)  
Telefon (växel): +46 13-12 25 75

**Projektledare:** Thomas Andersson (Calluna AB)

**Rapportförfattare:** Therese Olsson (Calluna AB)

**Kartproduktion:** Johannes Edwartz

**Kvalitetssäkring:** Sofia Kling och Thomas Andersson (Calluna AB)

**Callunas interna projektkod:** TAN0183

# Innehåll

<b>Sammanfattning</b>	<b>4</b>
<b>1 Inledning</b>	<b>5</b>
Uppdragets syfte .....	5
Bakgrund .....	5
Områdesbeskrivning .....	5
<b>2 Metod och genomförande</b>	<b>7</b>
Fiske och analyser .....	7
Datansamling, gränsvärden och utvärdering av data .....	8
<b>3 Resultat – Morfometriska parametrar</b>	<b>10</b>
<b>4 Resultat – Metaller i fiskmuskel</b>	<b>11</b>
<b>5 Resultat – metaller i fisklever</b>	<b>13</b>
Zink och koppar .....	14
Kadmium.....	15
Arsenik.....	16
Krom, nickel och bly.....	16
<b>6 Resultat – organiska föreningar</b>	<b>19</b>
PCB 19	
Dioxiner och dioxinlika PCB.....	21
PBDE och HBCDD.....	23
PFAS och PFOS .....	24
<b>7 Diskussion</b>	<b>28</b>
<b>8 Slutsatser och rekommendationer</b>	<b>31</b>
<b>9 Referenser</b>	<b>31</b>
<b><u>Bilaga 1 – Analyserapporter från Eurofins Water Testing Sweden AB</u></b>	

## Sammanfattning

Sedan 1996 har tungmetaller och PCB undersökts årligen i abborre från de två lokalerna Torsö och Åsunda i sydöstra respektive norra Vänern. Analyser av ytterligare organiska föreningar, såsom dioxiner och PFAS, har tillkommit under åren och ytterligare lokaler analyseras med glesare intervall. Under 2020 tillkom en lokal i Dalbosjön vid Åmål i västra Vänern. Abborre har 2022 infångats från lokalerna Åsunda, Torsö och Dalbosjön. Resultaten redovisas samt jämförs med tidigare års mätningar i denna rapport.

De morfologiska undersökningarna visade att fiskarna var i god kondition och deras lever visade inga tydliga tecken på föroreningspåverkan. Små gonader noterades vid samtliga lokaler och endast två honor vid Torsö var lekmogna.

Resultaten visar att kvicksilverhalten i fiskmuskel 2022 låg på liknande nivåer som tidigare och under gällande gränsvärden för konsumtion. Gränsvärdet för biota överskreds återigen, i likhet med alla svenska ytvattenförekomster. Halter avseende bly och nickel i fisklever låg generellt under det analyserande laboratoriets rapporteringsgräns. En individ från Torsö uppvisade dock en mycket hög blyhalt i levern. I Åsunda noterades en fortsatt svag ökning av arsenikhalten. Halterna i Åsunda och Torsö låg i övrigt i linje med tidigare år. Kadmiumhalterna var förhöjda i samtliga individer från Dalbosjön, vilket även flera andra metaller var i förhållande till provtagningen 2020. Vad denna ökning beror på är oklart.

De organiska föreningarna som analyserades i muskel låg på liknande nivåer som tidigare år. Vissa hade en något högre halt, men skillnaden skulle kunna bero på varierande rapporteringsgränser mellan åren vilket försvårar jämförelser. Halten PBDE<sub>6</sub> (summan av sex bromerade flamskyddsmedel) överskred gränsvärdet i biota, vilket den gör i alla ytvattenförekomster i Sverige. Halterna av de organiska föreningarna underskred samtliga gränsvärden för konsumtion, med undantag för PFOS och PFAS<sub>4</sub> i livsmedel som ska tillhandahållas till barn. Dessa gränsvärden är nya (1 januari 2023) och gäller enbart livsmedel som släpps ut på marknaden och därmed inte egenfångad fisk. Uppmätta halter av PFAS i abborre från Vänern medför att den ändå bör ätas i små mängder för att inte överskrida rekommendationen kring tolererbart veckointag.

# 1 Inledning

## Uppdragets syfte

Calluna AB har, tillsammans med Eurofins Water Testing Sweden AB samt Pelagia Nature & Environment AB, fått i uppdrag att provfiska, preparera och analysera abborre från Vänern, lokalerna Åsunda, Torsö och Dalbosjön 2022. Analyserna görs för att kunna studera och följa exponeringen av vissa metaller och organiska föreningar hos fiskar och komplettera de kemiska undersökningarna som utförs på sediment i Vänern. I fiskundersökningen ingår även att bedöma hälsostatusen hos fisken. Syftet med mätningarna är dessutom att fungera som referens till undersökningar av andra fiskesamhällen från områden med en annan påverkansbild. I föreliggande rapport ingår även resultat från lokalen Dalbosjön (Vänern) som ingår i ett projekt rörande utökad miljögiftsövervakning i fisk från Vänern.

## Bakgrund

Undersökning av abborrar från Vänern har skett sedan 1996 vid de två lokalerna Torsö (Väst Torsö/Onsö) och Åsunda (SO Åsundaön) inom ramen för Norra Vänerens recipientkontroll och Vänerens Vattenvårdsförbunds undersökningar. Förutom årligt fiske av abborre vid dessa två lokaler insamlas både abborre och gädda från ytterligare lokaler i Vänern med längre intervall (3 respektive 5 år). Under 2020 tillkom abborrfiske i lokalen Dalbosjön som 2021, inom ramen för undersökningar inom Vänerens VVF, ingick i ett projekt med fiskundersökningar i de stora sjöarna (Vänern, Vättern, Mälaren). Under 2022 har Dalbosjön ingått i den ordinarie kontrollen av miljögifter i fisk.

Analyserade parametrar för abborre har varierat sedan 1996, baserat på utvärderingar av resultaten, utveckling av nya analysmetoder och gällande rekommendationer. Sedan starten har nästan samtliga metaller och PCB<sub>7</sub> analyserats i abborre från lokalerna, medan arsenik tillkom 1998. Under 2000-talet uppmärksammades problemen kring olika organiska föreningar alltmer, vilket medfört att dioxin och dioxinlika PCB:er tillkom 2004 samt PBDE (bromerade flamskyddsmedel) 2011. Åren 2011 och 2012 utökades analyserna även med PFAS. Gädda har med olika tidsintervall analyserats med avseende på kvicksilver sedan 1974 för Kattfjorden och 1983 för Millesvik.

Genom att mäta halter i abborre och gädda ges möjlighet till jämförelser mellan olika delar av landet. Fiskarna är allmänt förekommande i hela landet och viktiga både för yrkes- och fritidsfisket genom att det är vanliga matfiskar. Undersökningar gällande innehållet av metaller och organiska föreningar i abborre ger förutom en bild av miljöpåverkan även viktig information kring risker vid konsumtion av fisk från Vänern. Det finns kostrekommendationer kring abborre, gädda och annan fisk från Livsmedelsverket, eftersom fisk är en stor exponeringskälla för många miljögifter. Rovfisk som gädda, särskilt äldre fiskar, kan innehålla höga halter av kvicksilver.

## Områdesbeskrivning

Under 2022 fiskades abborrar vid tre lokaler i Vänern (tabell 1, figur 1). Lokalerna Torsö och Åsunda har besökts årligen sedan 1996, medan fiske har utförts vid Dalbosjön sedan 2020. Torsö ligger i östra Vänern i Mariestads kommun och är Vänerens största ö. Fisket vid Torsö utförs sydväst om ön Torsö (väster om Onsö) och lokalen är vald för att den ligger i en mindre påverkad del av Vänern, vilket gör att den kan fungera som referenslokal. Åsunda (SO Åsundaön) är en mer strandnära lokal och ligger i norra Vänern i Karlstads kommun. Åsunda har valts för att ge en bild av påverkan från olika typer av verksamheter och markanvändning. Den västra delen av Vänern kallas Dalbosjön. Dalbosjön har en area på 2011 km<sup>2</sup> och sträcker sig över flera kommuner (Lidköping, Mellerud, Säffle, Vänersborg, Åmål). Denna lokal tillkom 2020 och abborrar har sedan dess fiskats vid en lokal utanför Åmål (vid Fogden) i Dalbosjön.



Tabell 1. Insamlingslokaler för abborrar 2022.

Lokal	Nr	RT90		VISS	Fisk	Fiskeperiod	Uppdragsgivare
		X	Y				
SO Åsundaön	1	6575535	1356638	SE657554-135664	Abborre, årligen	augusti	Vänerns VVF
V Torsö (Onsö)	3	6514922	1376413	SE651492-137641	Abborre, årligen	augusti-oktober	Vänerns VVF
Dalbosjön (Fogden)		6549493	1323542	WA49493602	Abborre, 2020-2022	augusti	Vänerns VVF



Figur 1. Områdeskarta över insamlingslokaler för abborre i Vänerns Vattenvårdsförbunds regi. Fiske har 2022 skett för abborre vid tre lokaler: Åsunda (sydost om Åsundaön), Torsö (Väster om Torsö) samt Dalbosjön (vid Fogden).

## 2 Metod och genomförande

### Fiske och analyser

Insamling av abborre (honor) i storleksklassen 17–20 cm (huvudsakligen) skedde med nät. Ansvarig för fisket var Thomas Andersson på Calluna AB. Fiske vid lokalerna Åsunda och Dalbosjön utfördes av Calluna AB i augusti 2022. Lokal fiskare insamlade abborrar vid Torsö mellan augusti och oktober 2022. Direkt efter fisket frystes fisken in i PVC-fria plastpåsar. Det är viktigt att använda fiskar med enhetlig storlek, av samma kön och som är infångade under samma årstid för att minska inverkan av faktorer som kan ha effekt på halten av miljögifter i vävnaderna.

Preparering av abborrar utfördes av Thomas Andersson (Calluna AB). Vid preparering registrerades längd, totalvikt, somatisk vikt (exklusive inälvor), levervikt, gonadvikt och maginnehåll (vikt). Fiskarnas gällock kokades och rengjordes och skickades därefter till Pelagia Nature & Environment AB för åldersbestämning. Åldersbestämning görs genom att räkna årsringar på gällocksbenet (operculum). Samtliga morfometriska parametrar som analyseras anges i tabell 2.

Tabell 2. Morfometriska parametrar som ingår i analysprogrammet.

Parameter	Enhet	Analyserande laboratorium
Längd	Centimeter	Calluna AB
Vikt	Gram	Calluna AB
Somatisk vikt	Gram	Calluna AB
Lever	Gram	Calluna AB
Gonad	Gram	Calluna AB
Maginnehåll	Gram	Calluna AB
Ålder	År	Pelagia Nature & Environment AB
Leversomatiskt index, LSI	%	Calluna AB
Gonadsomatiskt index, GSI	%	Calluna AB
Konditionsfaktor, CF		Calluna AB

Under 2022 fiskades 20 abborrar vardera från Torsö, Åsunda och Dalbosjön. Muskel togs från 10 abborrar från respektive lokal för undersökning av kvicksilver i enskilda individer. Från dessa 30 individer togs även levern ut för individuell analys av bly, nickel, krom, kadmium, koppar, zink och arsenik.

Samlingsprov på muskel togs från ytterligare 10 individer från respektive lokal för analys av PCB, PCDD/PCDF, PBDE, HBCDD samt PFAS. Dessutom togs samlingsprov på lever från alla tre lokaler för analys av PFAS, men på grund av ett laborationstekniskt misstag analyserades inte PFAS i lever på proverna utan endast råfett.

Analyspaket och analyserande laboratorium är sammanfattade i tabell 3. Ingående ämnen/kongener i rapportens utvärderade ämnesgrupperingar anges i tabell 4. Samtliga analys svar och metoder redovisas i bilaga 1.

Tabell 3. Analysparametrar och analyserande laboratorium för metaller och miljögifter i abborre från Åsunda, Torsö och Dalbosjön. Samlingsprover kommer från 10 individer från respektive område.

Analyspaket	Muskel	Lever	Analyserande laboratorium
As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn		10 fiskar	Eurofins Environment Testing Sweden AB
Hg	10 fiskar		Eurofins Environment Testing Sweden AB
Torrsvikt		Utgår <sup>1</sup>	Eurofins Environment Testing Sweden AB
Råfett	Samling	Samling	Eurofins Food & Feed Testing Sweden AB
PCB <sub>7</sub>	Samling		Eurofins GfA Lab Service GmbH Hamburg, Germany
Dioxinlika PCB	Samling		Eurofins GfA Lab Service GmbH Hamburg, Germany
Dioxin (PCDD/PCDF)	Samling		Eurofins GfA Lab Service GmbH Hamburg, Germany
PBDE	Samling		Eurofins GfA Lab Service GmbH Hamburg, Germany
HBCD	Samling		Eurofins GfA Lab Service GmbH Hamburg, Germany
PFAS	Samling	Samling	Eurofins Food & Feed Testing Sweden AB

<sup>1</sup> Torrsvikt har ej uppmätts pga. otillräcklig provmängd. Vid beräkningar används ett medel av torrsvikt från tidigare år.

Tabell 4. Ingående ämnen/kongener i grupperingar av organiska föreningar.

PCB <sub>7</sub>	Dioxinlika PCB	Dioxin (PCDD/PCDF)	PBDE <sub>6</sub> och HBCDD	PFAS <sub>10</sub>
PCB 28	PCB 77	2,3,7,8-tetra CDD	BDE-28	PFHxA
PCB 52	PCB 81	1,2,3,7,8-penta CDD	BDE-47	PFHpA
PCB 101	PCB 105	1,2,3,4,7,8-hexa CDD	BDE-99	PFOA
PCB 118	PCB 114	1,2,3,6,7,8-hexa CDD	BDE-100	PFNA
PCB 138	PCB 118	1,2,3,7,8,9-hexa CDD	BDE-153	PFDA
PCB 153	PCB 123	1,2,3,4,6,7,8-hepta CDD	BDE-154	PFUnDA
PCB 180	PCB 126	oktaldibensodioxin	HBCD/HBCDD	PFHxS
	PCB 156	2,3,7,8-tetra CDF		PFOS
	PCB 157	1,2,3,7,8-penta CDF		PFDS
	PCB 167	2,3,4,7,8-penta CDF		PFOSA
	PCB 169	1,2,3,4,7,8-hexa CDF		
	PCB 189	1,2,3,6,7,8-hexa CDF		
		1,2,3,7,8,9-hexa CDF		
		2,3,4,6,7,8-hexa CDF		
		1,2,3,4,6,7,8-hepta CDF		
		1,2,3,4,7,8,9-hepta CDF		
		oktaldibensofuran		

### Datinsamling, gränsvärden och utvärdering av data

Historiska data har erhållits från Sara Peilot (Vänerns Vattenvårdsförbund) och resultaten bygger vidare på årsrapporten för 2021 (Barthel Svedén 2022) där Åsunda, Torsö och Dalbosjön ingår.

För varje enskild individ har en konditionsfaktor (CF, Fultonvärde) beräknats. Faktorn är ett mått på vilken kondition fisken är i och ju högre värde desto bättre kondition hos fisken. Värdet beräknas enligt:

$$\frac{\text{Vikt (g)} \times 100}{\text{Total längd (cm)}^3}$$

Leversomatiskt index (LSI) och gonadsomatiskt index (GSI) har beräknats enligt:

$$\frac{\text{organvikt (g)}}{\text{somatisk vikt (g)}} \times 100$$

För de metallhalter som underskrider rapporteringsgränsvärdet har halva gränsvärdet använts vid sammanställningen av data. För organiska föreningar har i stället rapporteringsgränsen (LOQ-värdet) använts vid summeringen av halter.

Vid uträkning av normerad halt av kvicksilver dividerades först uppmätt halt (färsk/våtvikt, vv) med fiskens vikt (g) för att få ett värde per gram fisk. Sedan multiplicerades denna halt med 100 för att få halten per 1hg abborre.

Fettviktshalt (fv) har beräknats enligt:

$$\frac{\text{våtviktshalt}}{\text{fetthalt (\%)} \times 0,01}$$

Vid lipidnormalisering 5% multiplicerades fettviktshalten med 0,05.

Flera av de ämnen som har analyserats har olika gränsvärden för fisk, sammanställda i tabell 5. De gränsvärden som anges i EG/EU-förordningarna gäller livsmedel och är framtagna för att skydda konsumenter från för höga intag av skadliga ämnen via födan. För PFAS finns förutom vissa gränsvärden även ett värde på tolererbart veckointag per kg kroppsvikt som fastställts av europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA). Förutom dessa gränsvärden finns även kostrekommendationer från Livsmedelsverket kring hur mycket fisk olika konsumentgrupper maximalt bör inta.

Gränsvärden som anges i HVMFS 2019:25 är relaterade till biota och används som bedömningsgrunder för klassificering av ekologisk status och ytvattenstatus. Särskilda giftiga kemiska ämnen kan ingå antingen i gruppen särskilt förorenande ämnen (SFÄ) som ingår i bedömning av ekologisk status eller i gruppen prioriterade ämnen (PRIO-ämnen) som används för att bedöma kemisk ytvattenstatus. Till SFÄ hör bland annat PCB i biota, medan PBDE<sub>6</sub>, kvicksilver, PFOS, dioxiner och dioxinlika föreningar samt HBCDD är PRIO-ämnen och ingår i bedömning av kemisk ytvattenstatus. Gränsvärdena är ofta kopplade till sekundär risk för förgiftning och har som uppgift att skydda ekosystemtjänster och de mest utsatta organismerna. De kan även i vissa fall vara kopplade till risker som kan uppkomma när människor konsumerar fisken (HaV 2016).

Tabell 5. Gränsvärden för aktuella miljögifter i biota baserat på HVMFS 2019:25 samt livsmedelsgränsvärden enligt EG-förordning 1881/2006 (ändrad genom EU-förordning 1259/2011) och EU-förordning 2022/2388. Samtliga värden gäller för våtvikt.

Ämne	HVMFS 2019:25	EG 1881/2006	EU 2022/2388	Kommentar
Bly		0,3 mg/kg		Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött från viss fisk, bland annat abborre.
Kadmium		0,05 mg/kg		Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött från viss fisk, bland annat abborre.
Kvicksilver	20 ng/g	0,5 mg/kg		Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött från viss fisk, bland annat abborre.
Summan av dioxiner		3,5 pg/g		Enligt WHO-PCDD/F-TEQ. Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött av viltfångad sötvattenfisk.
Summan av dioxiner och dioxinlika PCB	6,5 pg/g	6,5 pg/g		Enligt WHO-PCDD/F-PCB-TEQ. Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött av viltfångad sötvattenfisk.
Summa PCB <sub>6</sub>	125 ng/g	125 ng/g		Kongenerna PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153 samt PCB 180. Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött av viltfångad sötvattenfisk. HVMFS gränsvärde gäller för fiskmuskel.
PFOS	9,1 ng/g		35 ng/g	Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött från viss fisk, bland annat abborre.
PFOA			8 ng/g	Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött från viss fisk, bland annat abborre.
PFNA			8 ng/g	Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött från viss fisk, bland annat abborre.
PFHxS			1,5 ng/g	Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött från viss fisk, bland annat abborre.
PFAS <sub>4</sub>			45 ng/g	Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött från viss fisk, bland annat abborre. Halter under rapporteringsgränsvärdet räknas som noll och inkluderas inte i summan PFAS <sub>4</sub> . Tolererbart veckointag (TVI) av PFOS, PFOA, PFNA och PFHxS fastställt till 4,4 ng/kg kroppsvikt och vecka enligt europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA).
HBCD/HBCDD	167 ng/g			
PBDE <sub>6</sub>	0,0085 ng/g			Kongenerna BDE-28, BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153 och BDE-154.

### 3 Resultat – Morfometriska parametrar

De morfometriska resultaten gällande abborre från lokalerna Åsunda, Torsö och Dalbosjön presenteras i tabell 6.

Den okulära besiktningen av fiskarna från de tre lokalerna indikerade inte någon försämrad fiskhälsa under 2022. Likt 2021 noterades dock små gonader vid samtliga lokaler. Hos abborrarna från Torsö hade sju av tjugo fiskar så små gonader att de inte kunde observeras eller vägas, samtidigt som två abborrar från lokalen hade gonader som vägde nästan 3 gram. Det var endast dessa två individer från Torsö som var lekmogna medan övriga abborrar inte var lekmogna. Analyserna visar generellt på lågt gonadsomatiskt index (GSI) vid lokalerna. Den stora skillnaden i gonadernas vikt återspeglas i den stora standardavvikelsen för gonadvikt och GSI för Torsö

jämfört med Åsunda och Dalbosjön. Skillnaden kan bero på att fiskarna från Torsö samlats in något senare under säsongen och därmed haft mer tid för gonadmognad.

Under 2022 var abborrarna i medeltal från de tre lokalerna relativt likvärdiga med avseende på vikt och längd. Jämfört med 2021 var abborrarna mindre från Åsunda men större från Torsö medan de var av ungefär samma storlek från Dalbosjön. Abborrarna från Torsö var något yngre i medeltal (median 2+, medel 1,95) medan fisken från Åsunda och Dalbosjön var jämgammal (median 3+ vid bägge lokalerna, medel 2,9-2,95). Även under 2021 var medelåldern lägre hos fiskar fångade vid Torsö (1+), medan den var 2+ i Dalbosjön och 3+ i Åsunda.

Konditionsfaktorn (CF) är en beskrivning av fiskens energitillstånd och den brukar i vanliga fall öka med fiskens ålder samt storlek, men även fiskens föda påverkar faktorn. De tre lokalerna hade nästan identisk konditionsfaktor under 2022 där fiskarnas kondition bedöms som god vid lokalerna. I Åsunda och Dalbosjön var konditionsfaktorn något lägre under 2022 jämfört med 2021, medan den var något högre i Torsö. Trots att fisken från Torsö var yngre hade de nästan samma storlek och konditionsfaktor som Åsunda och Dalbosjön vilket skulle kunna tyda på något bättre förhållanden för fisk vid Torsö under 2022.

I områden förorenade med organiska föreningar kan fiskar få förstorad lever vilket ger ett förhöjt värde på leversomatiskt index (LSI). LSI utgör av den anledningen en indikation på om fisk utsatts för miljögifter. Det leversomatiska indexet (LSI) var högst för abborrarna från Åsunda och hade stigit i lokalen jämfört med 2021 (från 0,93 till 1,15). I Torsö och Dalbosjön var LSI i paritet med föregående år. Likt tidigare år ger LSI ingen indikation om påverkan av föroreningar i något av områdena.

Tabell 6. Resultat för morfometriska parametrar för abborre 2022 från Åsunda, Torsö och Dalbosjön. Medelvärde med standardavvikelse är beräknat på 20 individer per lokal.

Parameter	Enhet	Åsunda	Torsö	Dalbosjön
Antal		20	20	20
Längd	cm	17,7±1,69	17,0±2,39	17,2±1,71
Vikt	Gram	62,4±26,3	55,8±26,2	57,0±28,8
Somatisk vikt	Gram	57,5±24,7	52,5±25,2	53,8±26,8
Lever	Gram	0,66±0,32	0,58±0,39	0,45±0,22
Gonad	Gram	0,34±0,32	0,42±0,89	0,33±0,35
Ålder	År	3+	2+	3+
CF		1,07±0,15	1,07±0,09	1,06±0,17
LSI	%	1,15±0,29	1,04±0,36	0,85±0,21
GSI	%	0,57±0,51	0,93±2,25	0,51±0,41

## 4 Resultat – Metaller i fiskmuskel

Både kvicksilver och flera av dess föreningar är giftiga för djur och miljö och orsakar framför allt skador på nervsystemet. I naturen kan kvicksilver omvandlas till metylkvicksilver, som är svårnedbrytbart och utsöndras långsamt vilket medför att det ackumuleras i vävnader hos djur. Sveriges utsläpp av kvicksilver till luft har minskat kraftigt de senaste decennierna men eftersom kvicksilver kan spridas långt via luften har utländska utsläpp fortfarande stor påverkan på mängden kvicksilver som faller ned över Sverige. Kviksilver biomagnifieras dessutom, vilket gör att höga halter av kvicksilver återfinns hos fisk och andra djur högt upp i näringskedjan. Halten av kvicksilver i fisk varierar och styrs av fångstplats, fiskart och fiskens ålder (Naturvårdsverket 2023a).



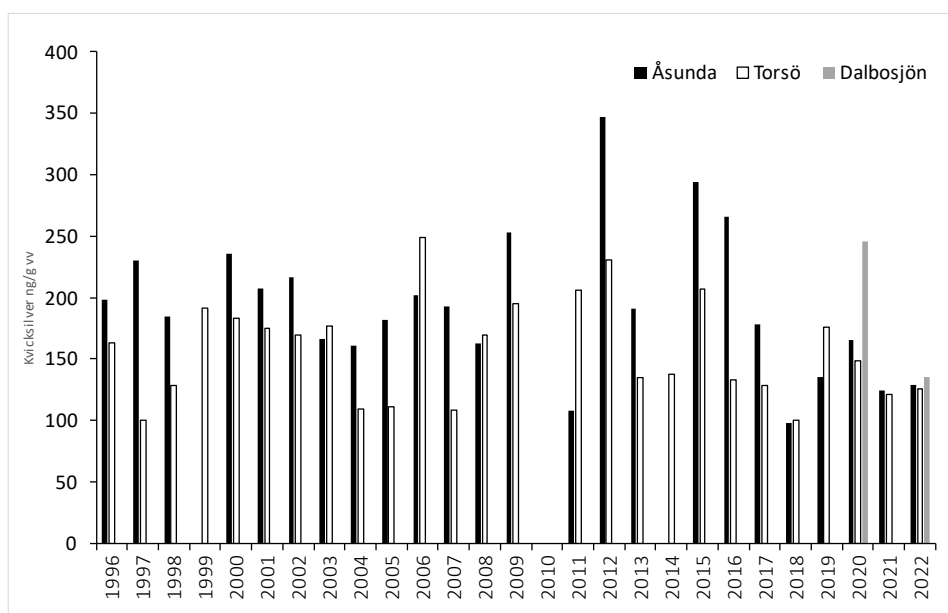
Resultaten från undersökningen av kvicksilver i abborrar från Åsunda, Torsö och Dalbosjön under 2022 visas som halter i våtvikt i tabell 7. Samtliga resultat redovisas även i bilaga 1. Resultaten redovisas både som medelvärde av analysvärden samt som medelvärde av kvicksilverhalt för normerade 1-hg abborrar. Normering används för att få en mer representativ jämförelse av kvicksilverhalt i fisk av olika storlek, eftersom kvicksilver normalt ökar med ökande storlek och ålder. Resultaten i relation till historiska data presenteras i figur 2.

Tabell 7. Kviksilverhalt i abborrmuskel från Åsunda, Torsö och Dalbosjön 2022. Resultaten visas som medelvärde av analysresultat och som medelvärde av normerad 1-hg abborre och jämförs med gränsvärden från HVMFS 2019:25 och EG-förordning 1881/2006. 1 mg/kg motsvarar 1000 ng/g.

Ämne	Matris	Enhet	Åsunda	Torsö	Dalbosjön	HVMFS 2019:25	EG1881/2006
Kviksilver	Muskel	ng/g vv	83 ± 69	89 ± 25	81 ± 22	20 ng/g vv	500 ng/g vv i muskel
Kviksilver normerad 1-hg abborre	Muskel	ng/g vv	129	126	135		

De flesta människor exponeras framför allt för kvicksilver genom födan och intaget av fisk är den främsta faktorn som styr exponeringen för kvicksilver (Livsmedelsverket 2023a). För att minska exponeringen finns gränsvärden för hur mycket kvicksilver som får finnas i muskel av fisk, den del av fisken som normalt konsumeras av människor. Gränsvärdet för kvicksilver i abborrmuskel är 0,5 mg/kg vv (EG-förordning 1881/2006), vilket motsvarar 500 ng/g vv. Kviksilverhalten i muskel underskrider gränsvärdet i samtliga lokaler (tabell 7), precis som tidigare år

Båda lokalerna överskrider kraftigt gränsvärdet 0,020 mg/kg vv (20 ng/g vv) som gäller för biota (HVMFS 2019:25). Gränsvärdet har överskridits sedan mätningarna påbörjades, men alla vattenförekomster i Sverige överskrider detta gränsvärde (VISS 2023). Värdet är satt för att skydda vattenlevande organismer samt fiskätande fåglar och däggdjur (Åkerblom och Johansson 2008).



Figur 2. Medelhalt kvicksilver uttryckt som ng per g våtvikt för normerad 1-hg abborre från lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2022 samt Dalbosjön 2020–2022. Gränsvärde för kvicksilver i fiskmuskel för konsumtion är 0,5 mg/kg (500 ng/g) våtvikt.

Generellt har halterna de flesta år varit något lägre i Torsö än i Åsunda och även varierat något mindre (figur 2). Halterna under 2022 var likartade i de tre lokalerna (126–135 ng/g vv normerad abborre). I både Åsunda och Torsö var halterna jämförbara med 2021. För Dalbosjön saknas kvicksilver-normering för 2021 eftersom analys endast utfördes på samlingsprov. Under 2020 var halten däremot nästan 250 ng/g i normerad 1 hg-abborre och halten under 2022 är således markant lägre. Halterna 2022 ligger bland de lägre halter som uppmätts och resultaten visar att abborrarna fortsatt ligger under det gränsvärde för konsumtion som är satt av EU.

## 5 Resultat – metaller i fisklever

Människan har genom sin verksamhet spridit olika tungmetaller till miljön under lång tid och dessa återfinns därför i levande organismer (Naturvårdsverket 2023b). Till skillnad från kvicksilver analyseras övriga metaller oftast i leverprover, eftersom metallerna lättare ansamlas i lever (Jezierska och Witeska 2006). Flera faktorer påverkar metallhalterna i fisk. Olika utsläppskällor ger lokal variation i utsläpp och påverkar därmed även halten i fisk. Stora lokala utsläpp kan komma från industrier och reningsverk, medan mer diffusa utsläpp kommer från biltrafik, jord- och skogsbruk och vedeldning. Biotillgängligheten påverkas av i vilken form metallerna förekommer. Metalljoner kan lätt tas upp av organismer medan metaller i mineralform är mycket svårare att ta upp. Dessutom påverkar vattnets kemiska egenskaper metallernas tillgänglighet. Biotillgängligheten ökar i vatten med lågt pH, närings- och humusfattiga vatten samt i vatten med låg hårdhet (Naturvårdsverket 2007).

Resultat från analyserna av metaller i lever från Åsunda, Torsö och Dalbosjön 2022 visas som medelvärden i tabell 8. Gränsvärden för livsmedel finns för kadmium och bly i muskel, men inte för lever. De gränsvärden som finns är därmed inte direkt tillämpbara på de metallhalter som uppmätts i abborrlever. Dessutom gäller gränsvärdet för livsmedel våtvikt i muskel medan halterna i tabellerna visas som torrsvikt.

Tabell 8. Metallhalter i fisklever från de tre lokalerna Åsunda, Torsö och Dalbosjön 2022. Halterna är presenterade som medelvärde inklusive standardavvikelse och visas som torrsvikt. Resultatet är ett medelvärde av 10 individer. Rapporteringsgränserna för metaller är generellt förhöjda på grund av för liten provmängd.

Ämne	Matris	Enhet	Åsunda	Torsö	Dalbosjön	EG1881/2006 (EU1259/2011)
Zink (Zn)	Lever	µg/g ts	111,6 ± 8,34	110,8 ± 12,9	158,7 ± 87,2	
Koppar (Cu)	Lever	µg/g ts	8,75 ± 1,21	8,83 ± 3,23	14,6 ± 7,93	
Kadmium (Cd)	Lever	µg/g ts	0,97 ± 0,32	0,76 ± 0,41	2,63 ± 1,63	0,05 µg/g i muskel
Arsenik (As)	Lever	µg/g ts	2,45 ± 0,53	1,11 ± 0,37	1,13 ± 0,79	
Bly (Pb)	Lever	µg/g ts	0,09 ± 0,01	1,25 ± 3,60	0,18 ± 0,13	0,3 µg/g i muskel
Krom (Cr)	Lever	µg/g ts	0,22 ± 0,04	0,31 ± 0,17	0,41 ± 0,33	
Nickel (Ni)	Lever	µg/g ts	0,22 ± 0,04	0,26 ± 0,16	0,41 ± 0,33	
Torrsubstans (Ts)	Lever	%	— <sup>1</sup>	— <sup>1</sup>	— <sup>2</sup>	

<sup>1</sup> Torrsubstansen som använts för beräkningar är ett medel av tidigare års torrsubstanser.

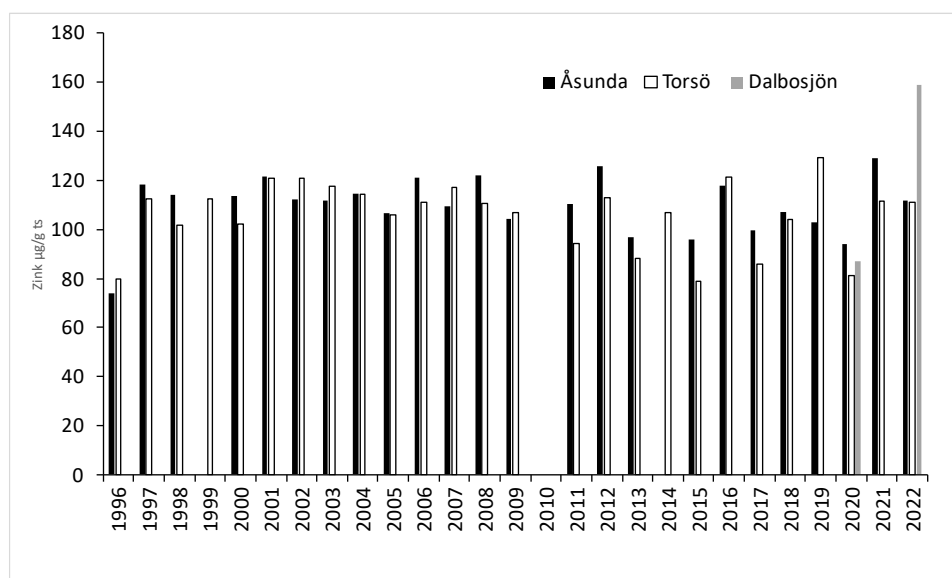
<sup>2</sup> Torrsubstansen som använts för beräkningar är tagen från ett samlingsprov som analyserades 2020.



## Zink och koppar

Zink är en essentiell metall för alla organismer och krävs för att ämnesomsättningen ska fungera. För höga halter är däremot skadliga och kan störa beteende och reproduktion hos vattenlevande organismer (Naturvårdsverket 2023c). Diffusa källor står för de största utsläppen till både luft och vatten (Naturvårdsverket 2023d; Naturvårdsverket 2023e). Sedan 1990-talet har utsläppen till luft minskat med ungefär 40% (Naturvårdsverket 2023e) och industriutsläppen till vatten verkar ha minskat efter millennieskiftet (Naturvårdsverket 2023d).

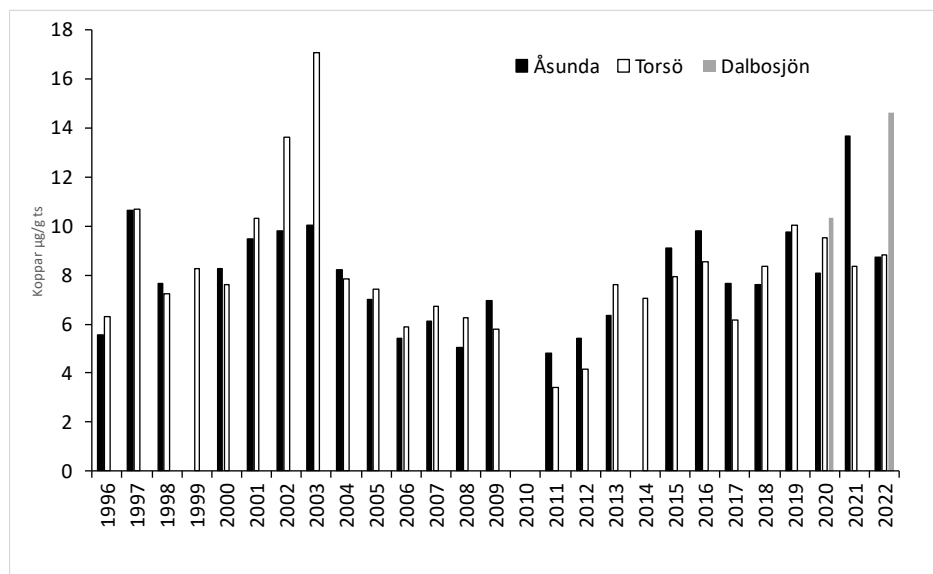
Medelhalten av zink i abborrlever från Åsunda var 2022 lägre jämfört med 2021 och mer i linje med vad som uppmätts under undersökningsåren 2000–2010 (figur 3). I mitten av 2010-talet var halterna generellt något lägre, medan halten de senaste två åren har varit något högre igen. För Torsö var medelhalten densamma som 2021 och på liknande nivåer som de senaste åren. För Dalbosjön finns resultat endast från 2020 och 2022. Under 2022 var medelhalten av zink mycket högre i Dalbosjön jämfört med 2020. Under 2020 var dock zinkhalterna generellt låga i samtliga lokaler. En individ från Dalbosjön avvek kraftigt i zinkhalt och innehöll ca 3 gånger så mycket zink som övriga individer vilket påverkar resultatet. Om den individen exkluderas ur datasetet minskar medelhalten med 27  $\mu\text{g/g}$  ts (till 131,5  $\mu\text{g/g}$  ts), vilket motsvarar ungefär 17%. Denna individ avviker då flera metallhalter är förhöjda. Individen uppvisar dock inga morfometriska skiljaktigheter utan var av samma storlek och hade inte heller någon förstorad lever.



Figur 3. Medelhalt zink uttryckt som  $\mu\text{g/g}$  ts i abborrlever från lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2022 och Dalbosjön 2020–2022.

Precis som zink är koppar ett essentiellt ämne som blir giftigt i för höga halter, särskilt för vattenlevande organismer. Transportsektorn utgör den största utsläppskällan av koppar till luft, medan de största utsläppen till vatten kommer från avloppsreningsverk samt pappers- och massaindustrin. Utsläppen har minskat sedan 1990-talet (Naturvårdsverket 2023f).

Under 2021 utmärkte sig Åsunda med den högsta medelhalten koppar under hela tidsserien, men under 2022 hade halten återigen minskat och låg i linje med tidigare år. Medelhalten vid Torsö låg även under 2022 på samma nivå som de senaste åren. För Dalbosjön avviker kopparhalten på samma sätt som medelhalten av zink och var mycket högre under 2022 (figur 4) och påverkas kraftigt av generellt höga metallhalter i en individ.

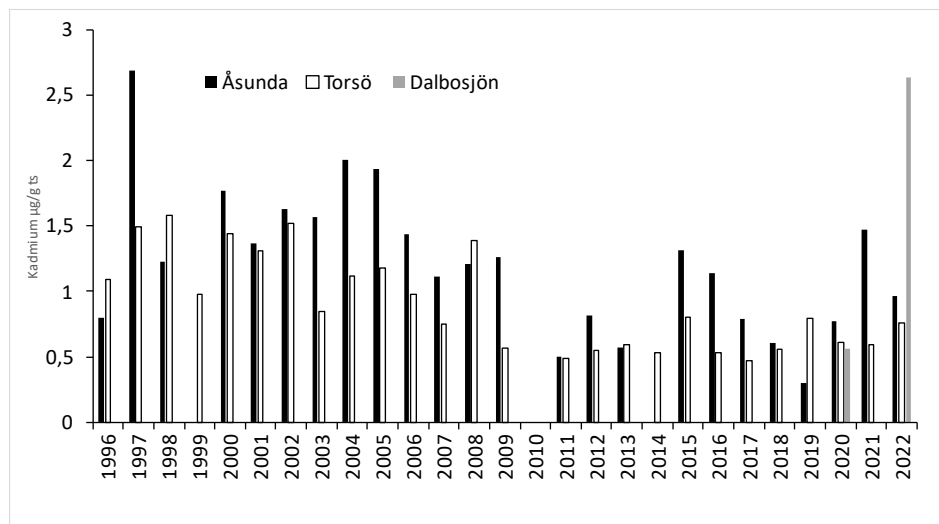


Figur 4. Medelhalt koppar uttryckt som µg/g ts i abborrlever från lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2022 och Dalbosjön 2020–2022.

## Kadmium

Kadmium har använts flitigt inom industrin, men sedan slutet av 1970-talet är användningen betydligt mer begränsad och hårt reglerad. Trots att utsläppen har minskat har halterna i exempelvis fisk inte sjunkit (Naturvårdsverket 2023g). Kadmium kan vara toxiskt redan i låga nivåer och påverkar bland annat beteende och tillväxt (Okocha och Adedeji 2011).

Medelhalten kadmium var lägre i Åsunda under 2022 jämfört med 2021 och i paritet med vad som uppmätts tidigare år. Vid Torsö låg medelhalten kadmium fortsatt på liknande nivåer som under de senaste åren, men var dock något högre jämfört med 2020 och 2021 (figur 5).



Figur 5. Medelhalt kadmium uttryckt som µg/g ts i abborrlever från lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2022 och Dalbosjön 2020–2022.

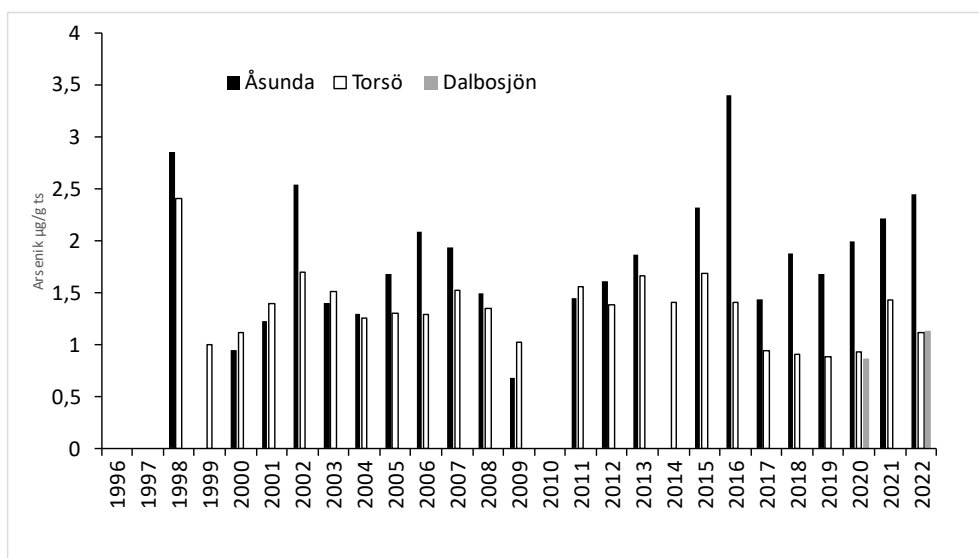
Kadmiumhalten avviker kraftigt i Dalbosjön under 2022, både jämfört med medelhalten 2020 samt med så gott som samtliga andra undersökningsår i samtliga lokaler. Motsvarande höga kadmiumhalt har inte noterats i någon lokal sedan 1997, då halten var väldigt hög i Åsunda (figur

5). Hälften av de analyserade individerna uppvisade kadmiumhalter på ungefär 2,5 µg/g ts och högre, medan övriga individer låg på halter mellan 1,0 och 1,8 µg/g ts. I Åsunda och Torsö låg kadmiumhalten i åtta respektive nio av tio individer under 1,0 µg/g ts.

## Arsenik

Arsenik är mycket giftigt för vattenlevande organismer (Naturvårdsverket 2023h). Ämnet har tidigare använts som exempelvis träsnyddsmiddel och bekämpningsmedel, men användningen är idag hårt reglerad och har minskat kraftigt i Sverige. Fortfarande släpps dock mindre mängder arsenik ut i Sverige, framför allt till vatten från avloppsreningsverk och pappersmassaindustri.

Medelhalten av arsenik 2022 vid Åsunda var något högre jämfört med 2021 och halten har stigit sedan 2019. Vid Torsö var halten något lägre under 2022 jämfört med 2021 men fortsatt något högre än under perioden 2017–2020. I Dalbosjön var halten något högre under 2022 jämfört med 2020, men på samma nivå som i Torsö. Likt tidigare år är skillnaden i medelhalt stor mellan Åsunda och Torsö. I området runt Åsunda finns flera verksamheter som släpper ut arsenik till vatten, vilket ger en skillnad i lokal belastning (Naturvårdsverket 2023i), medan lokalen Torsö är vald för att den finns i en mindre påverkad del av Vänern och den ska därför kunna fungera som referens för övriga lokaler. Detta kan vara en anledning till de högre halter som observeras i Åsunda, men även andra faktorer kopplade till vattnets kemiska egenskaper har betydelse för om en metall är tillgänglig för upptag.



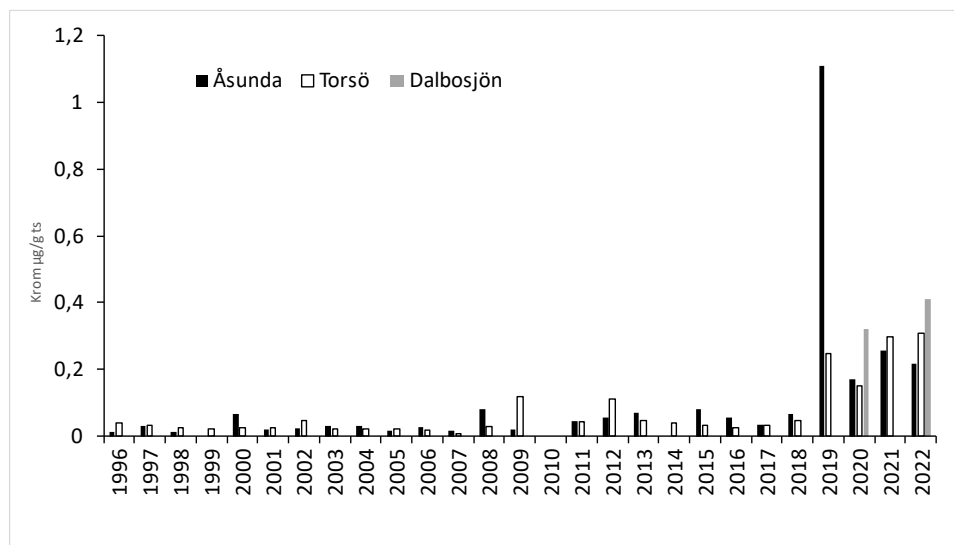
Figur 6. Medelhalt arsenik uttryckt som µg/g ts i abborrlever från lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2022 och Dalbosjön 2020–2022.

## Krom, nickel och bly

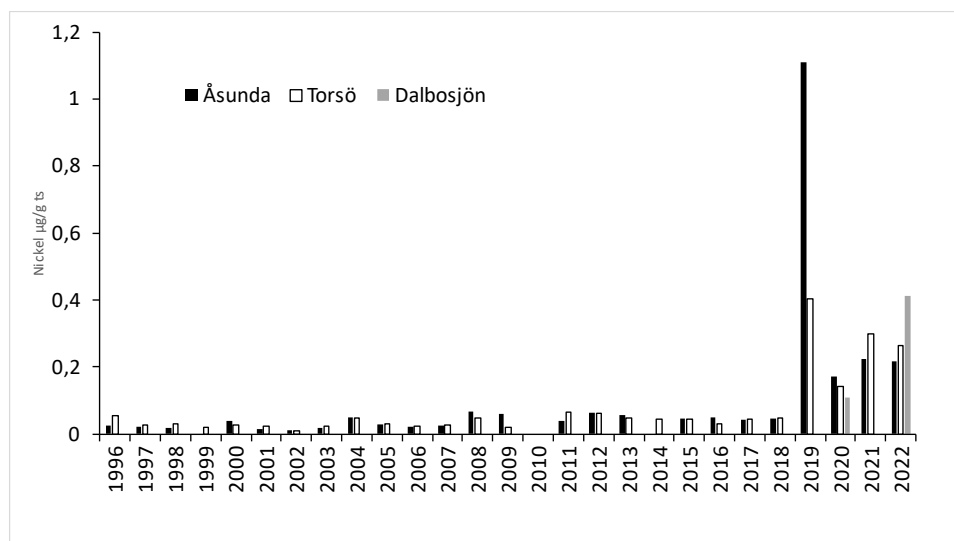
Medelhalter av krom, bly och nickel under 2022 visas i tabell 8. Under undersökningsperioden har analysmetoden ändrats, från att 1996–2007 haft väldigt låga rapporteringsgränser till en metod som har något högre rapporteringsgränser (Grotell 2018, Olsson och Andersson 2020). Eftersom de flesta resultat avseende krom, nickel och bly ligger under rapporteringsgränsvärdena påverkar detta tolkningen av resultaten då halva LOQ-värdet används vid datautvärderingen. En jämförelse mellan år blir missvisande då det snarare visar skillnader i LOQ än skillnader i verkliga halter.

Jämfört med tidigare undersökningsår hade analyserna särskilt 2019 (Olsson och Andersson 2020), men även 2020 (Barthel Svedén och Andersson 2021), 2021 (Barthel Svedén 2022) samt

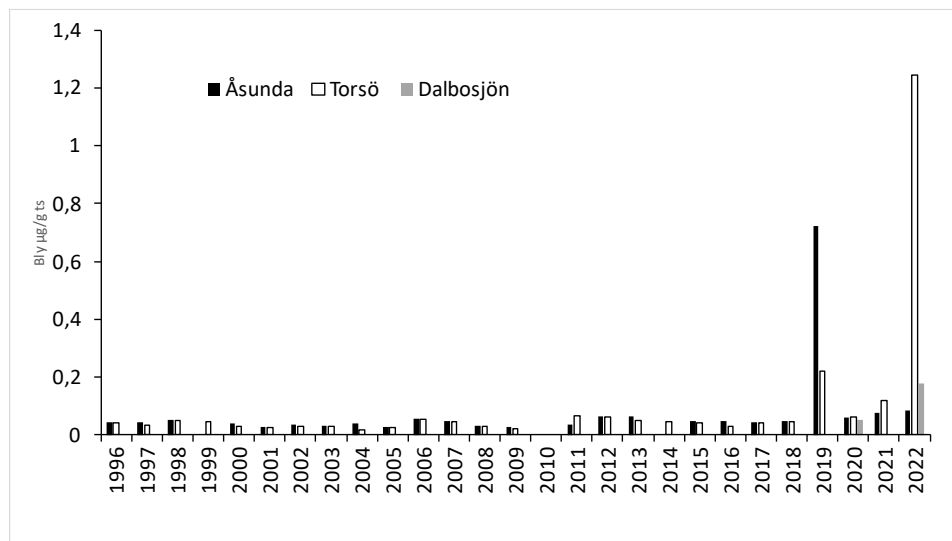
2022 (bilaga 1) högre rapporteringsgränser. Leverhalterna av krom, bly (framför allt 2019) och nickel ser därför ut att vara mycket höga sedan 2019 vid Åsunda och Torsö (se figur 7–9) och i Dalbosjön 2020 samt 2022, trots att de flesta analysresultat i realiteten ligger under rapporteringsgränsen. Under 2022 var samtliga nickelhalter under rapporteringsgränsen. I Dalbosjön hade en individ en halt av bly (0,053  $\mu\text{g/g ts}$ ) som låg över rapporteringsgränsen. I Torsö hade en individ en detekterbar halt av krom (0,12  $\mu\text{g/g ts}$ ) och en annan individ hade en väldigt hög blyhalt i levern (2,6  $\mu\text{g/g ts}$ ). Den höga blyhalten hos denna individ påverkar resultatet kraftigt och om den avvikande blyhalten exkluderas blir medelhalten i Torsö 0,11  $\mu\text{g/g ts}$  i stället för 1,25  $\mu\text{g/g ts}$ .



Figur 7. Medelhalt krom uttryckt som  $\mu\text{g/g ts}$  i abborrlever från lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2022 och Dalbosjön 2020–2022. Observera att de högre halterna från 2019 och framåt till stor del orsakas av förhöjda rapporteringsgränsvärden vid analyserna och inte på högre halter i analyserade leverar. Vid utvärdering används halva rapporteringsgränsvärdet, vilket ger en missvisande jämförelse när rapporteringsgränsvärdet höjs.



Figur 8. Medelhalt nickel uttryckt som  $\mu\text{g/g ts}$  i abborrlever från lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2022 och Dalbosjön 2020–2022. Observera att de högre halterna från 2019 och framåt till stor del orsakas av förhöjda rapporteringsgränsvärden vid analyserna och inte på högre halter i analyserade leverar. Vid utvärdering används halva rapporteringsgränsvärdet, vilket ger en missvisande jämförelse när rapporteringsgränsvärdet höjs.



Figur 9. Medelhalt bly uttryckt som  $\mu\text{g/g ts}$  i abborrlever från lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2022 och Dalbosjön 2020–2022. Observera att de högre halterna från 2019 och framåt till stor del orsakas av förhöjda rapporteringsgränsvärden vid analyserna och inte på högre halter i analyserade leverar. Vid utvärdering används halva rapporteringsgränsvärdet, vilket ger en missvisande jämförelse när rapporteringsgränsvärdet höjs. Under 2022 hade en individ i Torsö dock en väldigt hög blyhalt i levern, vilket bidrar till den höga medelhalten i Torsö. Exkluderas denna individ är medelhalten för Torsö i nivå med tidigare år.

## 6 Resultat – organiska föreningar

Analysprogrammet för organiska föreningar har utökats sedan undersökningarna startade 1996. I dagsläget analyseras PCB, dioxin, dioxinlika PCB, PBDE, HBCD/HBCDD samt PFAS/PFOS.

Resultaten från analyserna av organiska ämnen förutom PFAS på samlingsprover av muskel från 2022 är sammanfattade i Tabell 9 tillsammans med gällande gränsvärden för livsmedel samt för biota. Organiska föreningar ansamlas i fettrik vävnad och resultaten har därför även räknats om till fettvikt.

Tabell 9. Organiska föreningar förutom PFAS/PFOS i samlingsprov av abborrmuskel från lokalerna Åsunda, Torsö och Dalbosjön 2022. Gulmarkerade värden överskrider gällande gränsvärde. Gränsvärde för PCB samt summa dioxin och dioxinlika PCB bör jämföras med lipidnormaliserade halter.

Ämne	Matris	Enhet	Åsunda	Torsö	Dalbo- sjön	HVMFS 2019:25	EG1881/2006 (EU1259/2011)
PCB <sub>7</sub> <sup>1</sup>	Muskel	ng/g vv	1,99	2,25	2,49		
PCB <sub>7</sub> <sup>1</sup>	Muskel	µg/g fv	0,216	0,256	0,300		
Summa PCB <sub>6</sub> <sup>1</sup>	Muskel	ng/g vv	1,91	2,15	2,37	125 ng/g	125 ng/g
Summa PCB <sub>6</sub> <sup>1</sup> - lipidnormaliserad	Muskel	ng/g 5%-fv	10,4	12,2	14,3	125 ng/g	
Dioxinlika PCB <sup>1</sup>	Muskel	pg/g vv WHO-TEQ	0,199	0,196	0,221		
Dioxinlika PCB <sup>1</sup>	Muskel	ng/g fv WHO-TEQ	0,022	0,022	0,027		
PCDD/PCDF <sup>1</sup>	Muskel	pg/g vv WHO-TEQ	0,33	0,32	0,32		3,5 pg/g i muskel
PCDD/PCDF <sup>1</sup>	Muskel	ng/g fv WHO-TEQ	0,036	0,036	0,038		
Summa dioxiner och dioxinlika PCB	Muskel	pg/g vv WHO-TEQ	0,528	0,516	0,540	6,5 pg/g	6,5 pg/g i muskel
Summa dioxiner och dioxinlika PCB – lipidnorm.	Muskel	pg/g 5%-fv WHO-TEQ	2,87	2,93	3,25	6,5 pg/g	
PBDE <sub>6</sub> <sup>1</sup>	Muskel	ng/g vv	0,024	0,026	0,028	0,0085 ng/g	
PBDE <sub>6</sub> <sup>1</sup>	Muskel	µg/g fv	0,003	0,003	0,003		
HBCD/HBCDD <sup>1</sup>	Muskel	ng/g vv	0,018	0,018	0,018	167 ng/g	
HBCD/HBCDD <sup>1</sup>	Muskel	µg/g fv	0,002	0,002	0,002		
Råfett	Muskel	%	0,92	0,88	0,83		

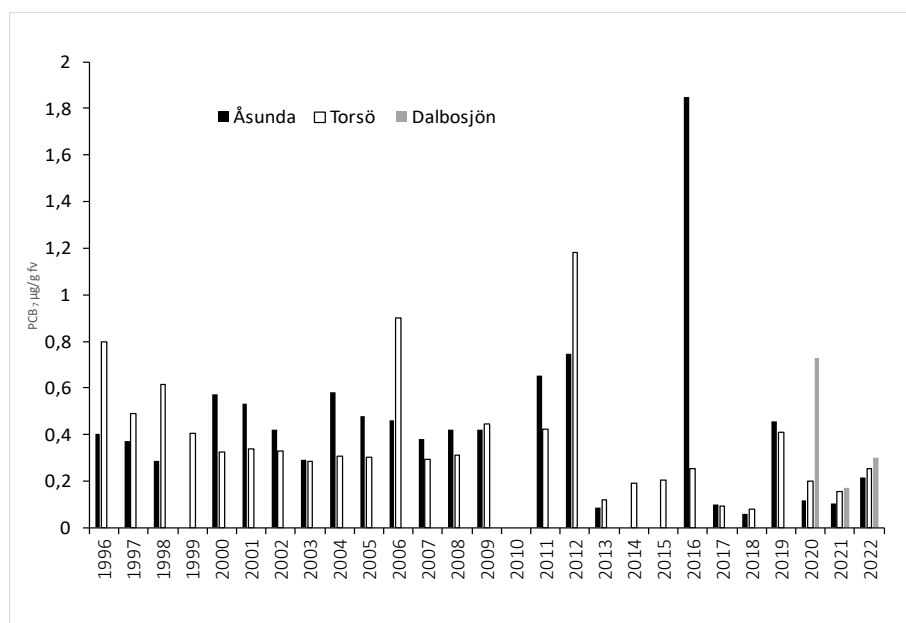
<sup>1</sup> Resultatet är baserat på rapporteringsgränsvärde inkl. LOQ.

### PCB

Polyklorerade bifenyl, PCB, är ett samlingsnamn för 209 olika ämnen, så kallade kongener, som innehåller flera kloratomer. Precis som andra organiska miljögifter är de persistenta, d.v.s. de bryts ned väldigt långsamt och det tar lång tid innan de försvinner från miljön. I Sverige förbjöds användning i nya produkter 1978 och all användning 1995. Många byggnader, transformatorer och kondensatorer innehåller PCB sedan innan förbudet och ämnena sprids fortfarande till miljön. PCB är fettlösligt och ansamlas i vävnader hos organismer och ämnena ackumuleras dessutom i näringskedjan och anrikas i bland annat fisk. Sedan användningen förbjöds har halterna enligt den nationella miljöövervakningen minskat i både sill och sillgrissleägg (Naturvårdsverket 2023j).

Abborre från Torsö och Åsunda har sedan 1996 analyserats med avseende på PCB<sub>7</sub> (se tabell 4 för ingående kongener). Analyserna skedde fram till 2003 på enskilda muskelprover och sedan 2004 på samlingsprov av muskel. Fram till 2016 har värdet på de kongener som underskridit rapporteringsgränsen delats med två, men från 2017 görs summeringen av PCB<sub>7</sub> på LOQ (Grotell 2019). PCB<sub>7</sub> inklusive LOQ innebär att rapporteringsgränsen används i summeringen av de sju kongenerna i stället för halva gränsvärdet för de kongener som underskrider rapporteringsgränsen.

Resultaten för halten PCB<sub>7</sub> och PCB<sub>6</sub> (samma kongener som PCB<sub>7</sub> förutom PCB 118) i muskel från 2022 finns i Tabell 9. Totalhalten PCB<sub>7</sub> inkl. LOQ i muskel var 1,99 ng/g vv i Åsunda, 2,25 ng/g vv i Torsö och 2,49 ng/g vv i Dalbosjön. Halten anges även omräknat till fettvikt baserat på muskelns fetthalt. Denna halt används för att kunna jämföra de olika provtagningsåren med varandra. PCB-halten har varierat i både Åsunda och Torsö sedan mätningarna påbörjades 1996 och visar även tydliga mellanårsvariationer i Dalbosjön, som analyserats sedan 2020 (Figur 10).



Figur 10. Halt PCB<sub>7</sub> uttryckt som µg/g fettvikt i samlingsprov på muskel från lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2022 och Dalbosjön 2020–2022.

Vid alla tre lokalerna var PCB-halterna något högre under 2022 jämfört med 2021. Med undantag för 2019 är PCB-halten i Torsö den högsta sedan 2012. Även för Åsunda är halten under 2022 högre sett till en majoritet av åren sedan 2012. Endast 2016 och 2019 detekterades ännu högre PCB-halter. Halten i Dalbosjön under 2022 var ungefär hälften så hög som 2020. Rapporteringsgränsen för PCB kan variera både mellan åren och en aning mellan de olika samlingsproverna under samma år, vilket kan inverka på resultatet som presenteras. För Dalbosjön har dessutom olika laboratorier analyserat proverna, vilket även det påverkar rapporteringsgränsvärdena.

Det finns inget gränsvärde för PCB<sub>7</sub>, men däremot finns både gränsvärde för biota och livsmedel för PCB<sub>6</sub>. Totalhalterna PCB<sub>6</sub> i Åsunda, Torsö samt Dalbosjön var 1,91 ng/g vv, 2,15 ng/g vv respektive 2,37 ng/g vv. Torsö och framför allt Dalbosjön avviker från Åsunda genom att vissa kongener (främst PCB 153, men även PCB 118 och PCB 138) återfanns i högre halter. I Åsunda låg fem av sju kongener under rapporteringsgränsen, medan fyra av sju kongener låg under rapporteringsgränsen i Torsö och Dalbosjön. För PCB<sub>6</sub> gäller gränsvärdet 125 ng/g vv för biota, men innan jämförelse görs mot detta gränsvärde ska de uppmätta halterna omräknas till 5% lipidvikt, en s.k. lipidnormalisering (HaV 2016). Lipidnormalisering görs eftersom olika fiskar

samt olika vävnader har olika fetthalt. Genom att lipidnormalisera blir jämförelserna med gränsvärdet representativa för alla uppmätta värden och arter. Risken att underskatta mängden organiska ämnen som organismer får i sig via födan minskar också genom omräkningen, eftersom analyser på mager fisk och magra vävnader såsom muskel ger ett lägre resultat för fettlösliga ämnen. Lipidnormaliserade värden för Åsunda, Torsö och Dalbosjön var 10,4 ng/g, 12,2 ng/g respektive 14,3 ng/g under 2022, vilket är betydligt högre än under 2021 i samtliga lokaler (Barthel Svedén 2022). Halten är även högre än vad som uppmättes i Åsunda och Torsö under 2020 (Barthel Svedén och Andersson 2021), men däremot avsevärt lägre än halterna i Dalbosjön 2020 (Kling 2021). Under 2019 var halten dock nästan dubbelt så hög i Åsunda och Torsö (Olsson och Andersson 2020). Halterna ligger långt under gränsvärdet (125 ng/g) både för biota och livsmedel.

## Dioxiner och dioxinlika PCB

Dioxiner varken framställs eller används medvetet av människor utan uppstår som en biprodukt vid ofullständig förbränning av organiskt material tillsammans med ämnen som innehåller klor. De uppkommer exempelvis vid tillverkning av bekämpningsmedel eller vid klorblekning inom pappersmassaindustrin. Totalt 210 olika ämnen av typen polyklorerade dibenso-*p*-dioxiner (PCDD) samt polyklorerade dibensofuraner (PCDF) bildar gruppen dioxiner. Alla dioxinerna ansamlas i fettvävnad och anrikas i näringskedjan, där rovfiskar och fiskätande fåglar är mest utsatta. Ämnena är långlivade och giftiga och ett tiotal av dem klassificeras som mycket giftiga. Dioxinen TCDD (2,3,7,8-tetraklordibenso-*p*-dioxin) är ett av de starkaste gifterna som finns (Naturvårdsverket 2023k).

Förutom dioxiner finns det även 12 PCB-kongener som klassas som dioxinlika (se tabell 4 för dioxinlika kongener). Dessa kongener har en kemisk struktur som liknar dioxinernas och de har därför även egenskaper som liknar dioxinerna. Graden av toxicitet skiljer sig mellan alla olika dioxiner och dioxinlika PCB:er och varje enskilt ämnes giftighet har därför internationellt tilldelats en toxisk ekvivalensfaktor, TEF. TEF anger varje ämnes styrka i förhållande till dioxinen TCDD, som är den giftigaste. En sammanvägd bedömning av alla dioxiner och dioxinlika PCB:ers effekt kan därför göras genom att räkna ihop alla TEF och då få den totala effekten, kallad TEQ (toxisk ekvivalensfaktor, anges normalt som WHO-TEQ). TEQ motsvarar den mängd TCDD som skulle uppvisa samma effekt som samtliga dioxiner och dioxinlika PCB:er (Karolinska Institutet 2023a). Genom att använda WHO-TEQ kan jämförelser därmed göras.

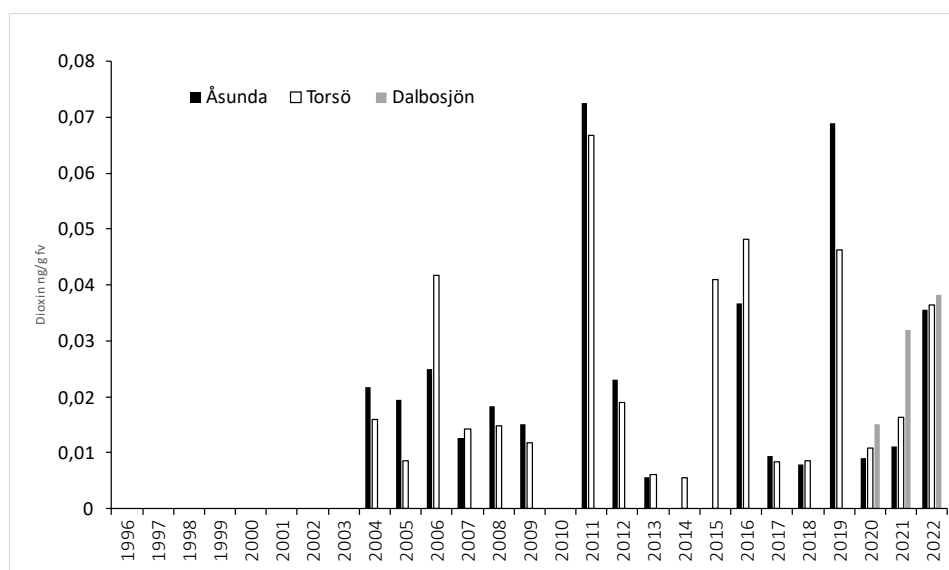
Halten dioxiner och dioxinlika PCB:er visas i tabell 9. Totalt analyserades 17 olika ämnen inom gruppen dioxiner och samtliga låg under rapporteringsvärdet för respektive ämne. Under 2021 låg ett ämne på analyserbar halt i Åsunda och flera dioxiner detekterades i Torsö, medan samtliga analyserade ämnen låg under rapporteringsgränsvärdet i Dalbosjön (Barthel Svedén 2022). I tabellen redovisas halten enbart baserat på LOQ, d.v.s. en summering av rapporteringsgränsen för samtliga ämnen. Summan av PCDD/PCDF (WHO-TEQ) var 0,328 pg/g vv i Åsunda, 0,32 pg/g vv i Torsö och 0,318 pg/g vv i Dalbosjön. Halterna är högre jämfört med 2021 men detta beror på högre rapporteringsgränsvärden under 2022 och behöver inte i sig indikera högre halter i fiskarna. Samtliga lokaler underskrider återigen med god marginal gränsvärdet 3,5 pg/g som gäller för livsmedel (EG-förordning 1881/2006; ändrad genom EU-förordning 1259/2011). Summan PCDD/PCDF samt dioxinlika PCB (WHO-TEQ) var 0,528 pg/g vv i Åsunda, 0,516 pg/g vv i Torsö och 0,540 pg/g vv i Dalbosjön, vilket innebär att även detta gränsvärde för livsmedel (6,5 pg/g) underskrids vid samtliga lokaler. De resultat som erhållits är dessutom en överskattning av den totala halten eftersom samtliga ingående dioxiner och flera PCB-kongener låg under analysernas rapporteringsgränser.

För att kunna göra en jämförelse med gränsvärdet på 6,5 pg/g vv för biota (gränsvärdet är satt för att skydda ekosystemet) i HVMFS 2019:25 bör haltsumman dioxiner samt dioxinlika PCB lipidnormaliseras till 5% lipidvikt. Abborre är en mager fisk och innehåller inte mycket fett, vilket



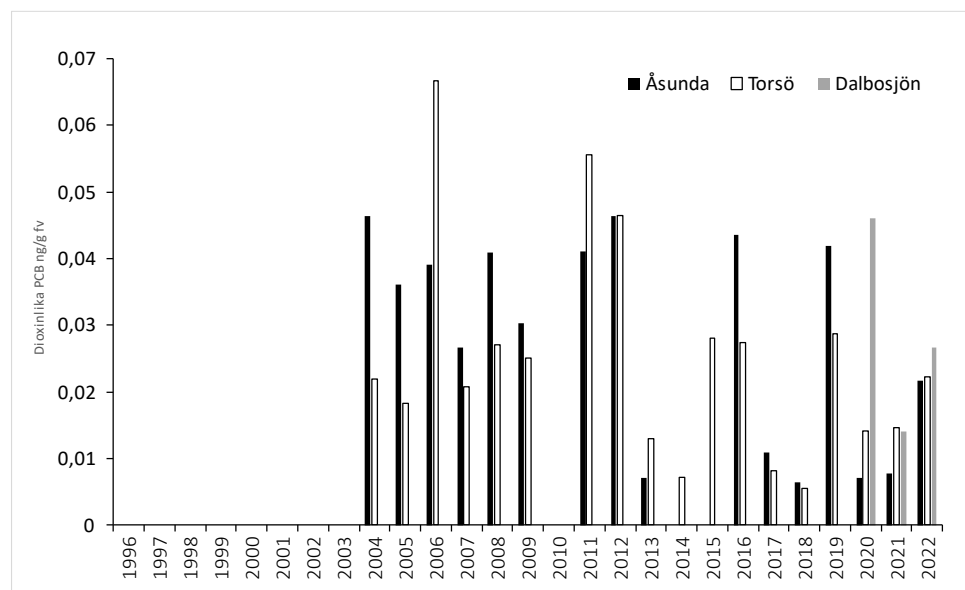
påverkar mängden fettlösliga ämnen den tar upp. Efter normalisering var halten för Åsunda 2,87 pg/g, för Torsö 2,93 pg/g och för Dalbosjön 3,25 pg/g, vilket innebär att gränsvärdet underskrids även när värdena är lipidnormaliserade.

Jämförelser mellan de olika undersökningsåren har gjorts på halterna av PCDD/PCDF relaterat till muskelns fetthalt och visas i figur 11. Halterna för Åsunda, Torsö och Dalbosjön var under 2022 höga i jämförelse med flera andra undersökningsår, men ingen direkt slutsats om eventuella haltförändringar går att dra eftersom samtliga analyserade ämnen i gruppen låg under rapporteringsgränsvärdet under 2022. I tidigare årsrapporter (Grotell 2018; Grotell 2019) har värden från åren 2011, 2015 och 2016 exkluderats ur jämförelsen för dioxiner p.g.a. förhöjda rapporteringsgränser. Även 2019 var rapporteringsgränsen förhöjd jämfört med tidigare år (Olsson och Andersson 2020).



Figur 11. Dioxinhalt uttryckt som ng/g fettvikt i samlingsprov på muskel från lokalerna Åsunda och Torsö under 2004–2022 och Dalbosjön 2020–2022.

Liksom för dioxiner relateras halten dioxinlika PCB:er till muskelns fetthalt. Resultaten från 2004–2022 för Åsunda och Torsö samt 2020–2022 för Dalbosjön visas i figur 12. Halten var högre under 2022 för Åsunda och Torsö jämfört med 2020 och 2021. I Dalbosjön var halten under 2022 högre än 2021 men däremot betydligt lägre jämfört med 2020. Halterna i Åsunda och Torsö har varierat under åren men har varit något lägre under flera av de senaste åren, med undantag för 2019. Halten under 2022 var ungefär på medelhalt för dessa lokaler. Även för dioxinlika PCB:er kommer olika rapporteringsgränsvärden mellan åren ha effekt på resultatet vilket gör att slutsatser kring eventuella haltförändringar är svåra att dra. Under 2022 var rapporteringsgränsvärdena generellt högre jämfört med flera av gränsvärdena under 2021.



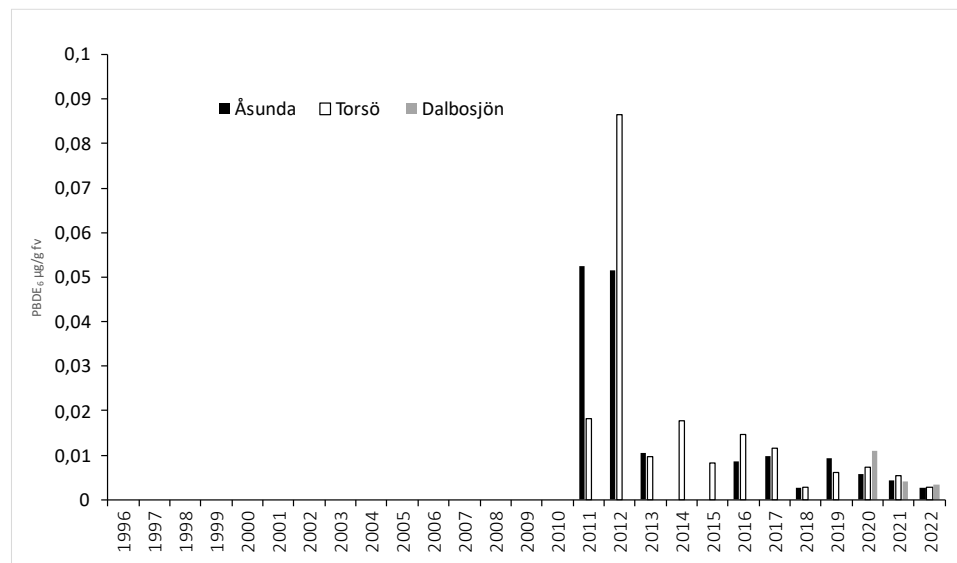
Figur 12. Halt dioxinlika PCB uttryckt som ng/g fettvikt i samlingsprov på muskel från lokalerna Åsunda och Torsö under 2004–2022 och Dalbosjön 2020–2022.

## PBDE och HBCDD

Flamskyddsmedel har fått stor global spridning och finns i ganska höga halter i vatten, sediment och vattenlevande organismer. De är fettlösliga och anrikas i organismer (Naturvårdsverket 2023l). De används för att förhindra och fördröja bränder och kan återfinnas i många olika produkter och material. Totalt finns ca 80 olika bromerade flamskyddsmedel med varierande kemiska egenskaper. Polybromerade difenyletrar – PBDE – är en grupp bromerade flamskyddsmedlen som varierar i antalet bromatomer de innehåller. PBDE tillsammans med HBCDD (hexabromcyklododekan) har historiskt haft en stor användning och det finns därför mycket kunskap om dessa ämnen. PBDE och HBCDD är svårnedbrytbara och långlivade, men ämnena skiljer i hur lätt de ansamlas och hur giftiga de är (Karolinska institutet 2023b).

Totalt analyserades 24 olika PBDE-kongener i Åsunda, Torsö och Dalbosjön under 2022 och en summering av sex kongener, PBDE<sub>6</sub>, visas i tabell 9. För ingående kongener i PBDE<sub>6</sub> se tabell 4. Analys av PBDE har vid Åsunda och Torsö skett sedan 2011 och antalet kongener som har analyserats har varierat mellan åren. I Dalbosjön analyserades endast 6 kongener (PBDE<sub>6</sub>) under 2021. Av 24 analyserade kongener 2022 detekterades en kongen, PBDE-47, i Dalbosjön och Torsö medan ingen kongen överskred rapporteringsgränsvärdet i Åsunda. PBDE-47 ingår i PBDE<sub>6</sub>, vilket innebär att LOQ används för majoriteten av kongenerna i summeringen, motsvarande tillvägagångssättet för rapporteringen 2017–2021. Innan dess användes i stället halva LOQ-värdet vid summeringen (Grotell 2019).

PBDE-47 är den kongen som vanligen bidrar med störst andel i summeringen av PBDE<sub>6</sub>, men under 2022 låg rapporteringsgränsvärdet för flera andra kongener på ungefär samma eller högre värden som gränsvärdet för PBDE-47. Halten PBDE<sub>6</sub> har relaterats till muskelns fetthalt och resultaten visar att mängden har minskat avsevärt sedan mätningarna började 2011 (figur 13). Om det är en effekt av det förbud som infördes 2004 mot användning av PBDE-47 och flera andra PBDE:er (Naturvårdsverket 2023l) går inte att säga, eftersom det saknas analyser från innan förbudet.



Figur 13. Halt PBDE<sub>6</sub> uttryckt som µg/g fettvikt i samlingsprov på muskel från lokalerna Åsunda och Torsö under 2011–2022 och Dalbosjön 2020–2022.

Uppmätt PBDE<sub>6</sub>-halt var för Åsunda 0,024 ng/g vv, för Torsö 0,026 ng/g vv och för Dalbosjön 0,028 ng/g vv. Halterna fortsätter att överskrida gränsvärdet 0,0085 ng/g vv som gäller för biota (HVMFS 2019:25). Gränsvärdet för PBDE<sub>6</sub> har överskridits i fisk från Vänern sedan mätningarna påbörjades 2011, men samtliga ytvattenförekomster i hela Sverige överskrider gränsvärdet på grund av atmosfärisk deposition (VISS 2023). Då PBDE är fettlösliga och analyser har gjorts på abborre, som är en mager fisk, kommer halten PBDE troligen att vara högre för fetare fisk som fångas i Vänern och gränsvärdet överskrids i sådana fall med ännu större marginal för dessa.

Även analys av HBCDD har gjorts på abborrmuskel (tabell 9). Tre kongener (alfa, beta och gamma) av HBCDD har analyserats och samtliga kongener var 2022 under rapporteringsgränsen för alla tre lokaler, som samtliga hade en summerad LOQ-halt på 0,018 ng/g vv. Gränsvärdet 167 ng/g (HVMFS 2019:25) underskrids därmed med god marginal trots en överskattning av halten. Resultaten från 2022 ligger i linje med vad som tidigare rapporterats (Sjölin 2012, Sjölin 2015, Olsson och Andersson 2020, Barthel Svedén och Andersson 2021, Kling 2021, Barthel Svedén 2022).

## PFAS och PFOS

PFAS är samlingsnamn för per- och polyfluorerade alkylsubstanser, en grupp på över 10 000 identifierade ämnen som alla innehåller flera fluoratomer. PFAS har tillverkats och använts flitigt sedan 1950-talet för sina vatten-, smuts- och fettavvisande egenskaper. De används i impregneringsmedel, brandsläckningsskum, som rengöringsmedel, skidvalla och beläggning i kastruller och stekpannor. Alla PFAS är mycket svårnedbrytbara och hittills har ingen studie visat att PFAS bryts ned helt och hållet i miljön, utan de finns alltid kvar i någon form. Många PFAS är toxiska för både miljö och människa och kan ansamlas i organismer samt anrikas i näringskedjan. Till skillnad från många andra organiska ämnen som ansamlas i fettvävnad kommer de PFAS som har fett- och vattenavstötande egenskaper i stället att binda till proteiner. Detta gör att de lagras i andra organ såsom lever och blod (Kemikalieinspektionen 2023). Ännu finns svårigheter i att avläsa trender från studier av PFAS-ämnen i abborre, p.g.a. tidigare otillförlitliga analysresultat, resultat nära rapporteringsgränser samt varierande och ökande rapporteringsgränsvärden (Sellén och Sköld 2021).

PFAS i Vänern har undersökts i leverprover och muskelprover från abborrar från Torsö och Åsunda sedan 2011 respektive 2012. Antalet ämnen som ingår i analysen har däremot varierat mellan åren. Både 2018 och 2019 analyserades 18 föreningar i abborrmuskel medan 21 ämnen ingick 2020–2022 för Torsö och Åsunda. Under 2022 analyserades även 21 PFAS i abborrar från Dalbosjön. Dalbosjön hade utökad PFAS-analys 2021 och totalt analyserades 28 PFAS-ämnen, varav 25 kunde göras i lever. På grund av labtekniskt misstag utgick dock analys på samtliga leverprover under 2022 men PFAS analyserades på muskelproverna.

För att kunna jämföra mellan olika år används en summering av 10 av de analyserade föreningarna för att representera PFAS-halten i muskel, vilka benämns PFAS<sub>10</sub> (se tabell 4 för ingående föreningar). Ämnet PFOS (perfluoroktansulfonat) tillhör gruppen PFAS och utgör vanligtvis en stor andel av den totala PFAS-halten. Halten PFAS<sub>10</sub>, PFAS<sub>4</sub>, PFOS, PFOA, PFNA samt PFHxS i muskel visas i tabell 10. Vissa halter (PFOS och PFAS<sub>10</sub>) har även relaterats till fetthalten i muskel för att kunna göra jämförelser mellan olika år.

Tabell 10. PFAS (olika summeringar av ämnen), PFOS, PFOA, PFNA och PFHxS i samlingsprov av abborrmuskel från de tre lokalerna Åsunda, Torsö och Dalbosjön 2022. Gränsvärde från HVMFS 2019:25 och EU-förordning 2022/2388 för muskel. Turkosmarkerade värden visar att halten överskrider gällande livsmedelsgränsvärde för spädbarn och småbarn.

Ämne	Matris	Enhet	Åsunda	Torsö	Dalbosjön	HVMFS	EU 2022/2388
PFOS	Muskel	ng/g vv	5,3	3,7	5,0	9,1 ng/g	35 ng/g vuxna 2 ng/g barn
PFOS	Muskel	µg/g fv	0,58	0,42	0,60		
PFOA	Muskel	ng/g vv	<0,01	<0,01	<0,01		8 ng/g vuxna 0,20 ng/g barn
PFNA	Muskel	ng/g vv	0,140	0,063	0,068		8 ng/g vuxna 0,50 ng/g barn
PFHxS	Muskel	ng/g vv	<0,01	<0,01	<0,01		1,5 ng/g vuxna 0,20 ng/g barn
PFAS <sub>4</sub> <sup>1</sup>	Muskel	ng/g vv	5,4	3,8	5,1		45 ng/g vuxna 2 ng/g barn
PFAS <sub>10</sub> <sup>2</sup>	Muskel	ng/g vv	7,64	4,85	6,17		
PFAS <sub>10</sub> <sup>2</sup>	Muskel	µg/g fv	0,83	0,55	0,74		
Råfett	Muskel	%	0,92	0,88	0,83		

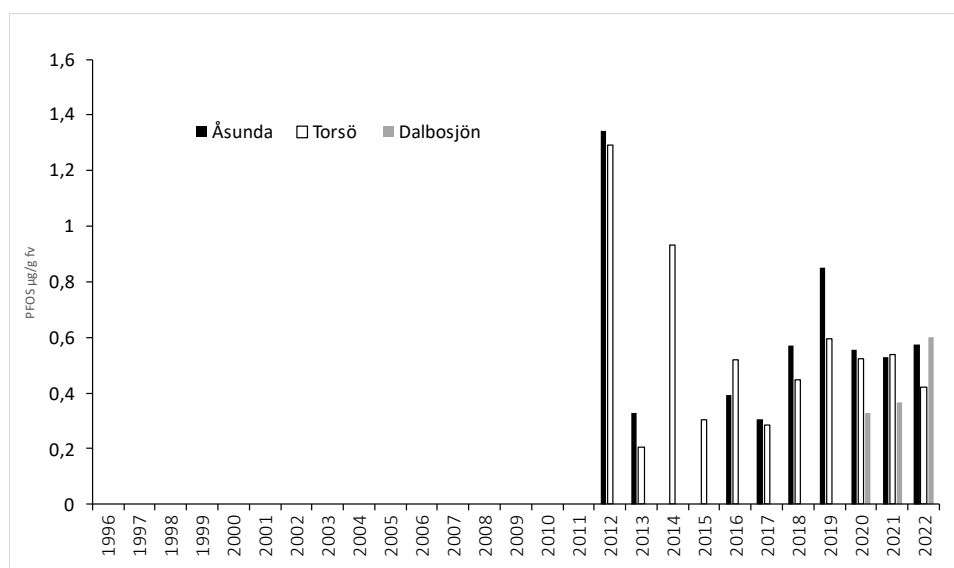
<sup>1</sup> Halter under kvantifieringsgräns/rapporteringsgränsvärdet inkluderas inte i summahalten utan räknas som noll vid jämförelse mot livsmedelsgränsvärde.

<sup>2</sup> Resultatet är baserat på rapporteringsgränsvärde inkl. LOQ.

Fem av tio ingående ämnen i PFAS<sub>10</sub> i muskel var över rapporteringsgränsen i Torsö och Dalbosjön medan fyra av tio ämnen var över gränsen i Åsunda under 2022. PFOS utgjorde 69% av PFAS<sub>10</sub>-halten (inkl LOQ) och 61% av totala PFAS-halten (PFAS<sub>21</sub> inkl LOQ) i muskel på abborrar från Åsunda. Motsvarande siffror är 76% respektive 64% för Torsö och 81% respektive 69% för Dalbosjön. Andelen PFOS i förhållande till totalhalter ligger i nivå med tidigare år. Halten PFOS i muskel var 5,3 ng/g vv i Åsunda, 3,7 ng/g i Torsö och 5,0 ng/g i Dalbosjön. Samtliga halter underskrider med god marginal gränsvärdet på 9,1 ng/g vv för PFOS som är satt för att skydda de känsligaste organismerna i ekosystemet (HVMFS 2019:25) och halten har underskridit gränsvärdet vid nästan samtliga mätningar. Detta gränsvärde har endast överskridits en gång sedan mätningarna påbörjades 2012, vilket var i Åsunda samma år (Grotell 2019). Generellt

varierar halten PFOS mellan norr och söder, där de lägsta halterna vanligen uppmäts i norra Sverige kopplat till mindre befolkningsmängd och därigenom mindre användning av olika PFAS (Faxneld m.fl. 2013).

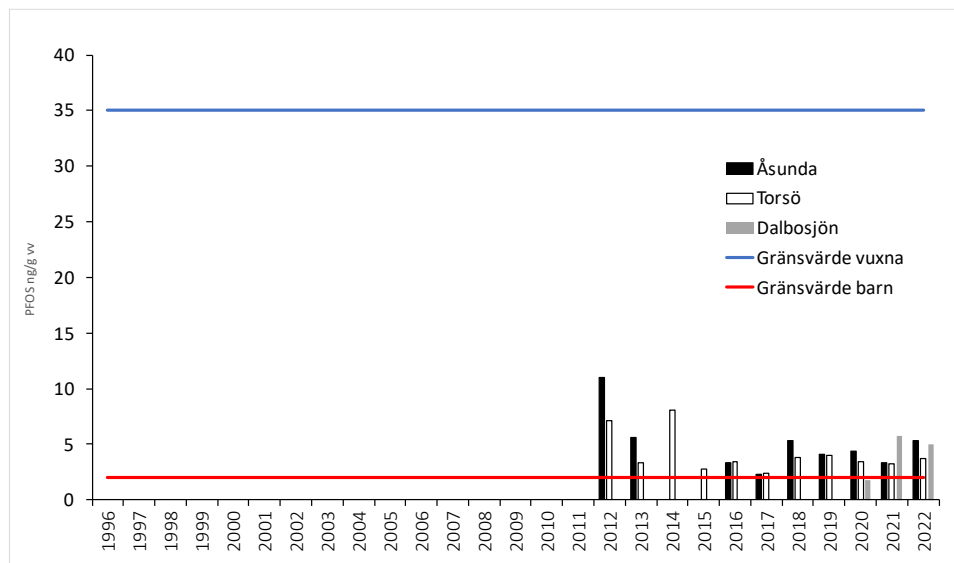
Halten PFOS i muskel har relaterats till muskelns fetthalt och en jämförelse mellan undersökningsåren visas i figur 14. Halten har varierat mellan åren, men har de senaste tre åren varit likartad i Åsunda (0,53–0,58  $\mu\text{g/g}$  fv). Halten i Torsö var något lägre under 2022 jämfört med de tre föregående åren, men i nivå med halten 2018. Halten i Dalbosjön var avsevärt lägre under 2020 och 2021 jämfört med 2022. Skillnaden beror på att PFOS-halten var avsevärt mycket lägre i muskeln under 2020 medan fetthalten var mycket högre under 2021, vilket i båda fallen har effekt på PFOS-halten i förhållande till fettvikten.



Figur 14. Halt PFOS uttryckt som  $\mu\text{g/g}$  fettvikt i samlingsprov på muskel från lokalerna Åsunda och Torsö under 2012–2022 och Dalbosjön 2020–2022.

Sedan 1 januari 2023 finns flera gränsvärden för bland annat PFOS i livsmedel enligt EU-förordning 2022/2388. Gränsvärdet gäller för våtvikt och de uppmätta halterna av de olika PFAS-ämnena ligger långt under gränsvärdena för abborre som är avsedd för konsumtion av äldre barn och vuxna (tabell 10). PFOS-halten har med god marginal underskridit gränsvärdet för vuxna sedan mätningarna började, då den högst uppmätta PFOS-halten sedan 2012 är 11  $\text{ng/g}$  vv, vilket observerades i Åsunda 2012 (figur 15).

När det kommer till abborre som ska konsumeras av spädbarn och småbarn har däremot både halten PFOS och PFAS<sub>4</sub> överskridit livsmedelsgränsvärdet under samtliga år, med undantag för Dalbosjön 2020 då PFOS-halten låg på 1,8  $\text{ng/g}$  våtvikt (figur 15).



Figur 15. Halt PFOS uttryckt som ng/g våtvikt i samlingsprov på muskel från lokalerna Åsunda och Torsö under 2012–2022 och Dalbosjön 2020–2022. Röd linje visar livsmedelsgränsvärde för PFOS i abborre för barn medan blå linje visar gränsvärde för PFOS i abborre för vuxna enligt EU-förordning 2022/2388.

Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA) har fastställt det tolererbara veckointaget av PFAS<sub>4</sub> (PFOS, PFOA, PFNA och PFHxS) till 4,4 ng/kg kroppsvikt och vecka (Livsmedelsverket 2023b).

De uträknade tolererbara veckointagen av fisk (gram) för en vuxen (70 kg) respektive ett barn (10 kg), baserat på uppmätta halter av PFAS<sub>4</sub> (muskel) i Vänern visas i tabell 11. Enligt dessa kan en vuxen person (70 kg) äta 56–81 gram abborre från Vänern per vecka, beroende på fångstplats, utan att överskrida tolererbart veckointag av PFAS<sub>4</sub>. Ett barn (10 kg) kan endast äta 8,1–12 gram. Observera att det beräknade tolererbara veckointaget av fisk är överskattat då ingen hänsyn har tagits till annat PFAS-intag via mat och dricksvatten.

Tabell 11. Halt PFAS<sub>4</sub> samt beräknat tolererbart veckointag av fisk för vuxen respektive barn med utgångspunkt från tolererbart veckointag av PFAS<sub>4</sub> (4,4 ng/kg kroppsvikt och vecka).

År	PFAS <sub>4</sub> inkl LOQ ng/g våtvikt	Tolererbart veckointag vuxen (70 kg) gram fisk	Tolererbart veckointag barn (10 kg) gram fisk
Åsunda	5,5	56	8,1
Torsö	3,8	81	12
Dalbosjön	5,1	61	8,6

## 7 Diskussion

De morfometriska resultaten visar att fiskarna vid alla tre lokaler var vid god kondition. Endast ett par abborrar fångade vid Torsö var lekmogna, vilket syntes på deras gonadstorlek samt GSI-index. Abborrarna från Torsö var i genomsnitt ett år yngre än abborrarna från Åsunda och Dalbosjön, men av nästan samma storlek vilket kan indikera något gynnsammare förhållanden vid Torsö.

Kvicksilver i muskel hos fisk är intressant eftersom kvicksilver, till skillnad från övriga metaller, ackumuleras lika mycket i muskel som i lever (Lindeström m.fl. 2002). Kvicksilverhalten i muskel under 2022 skiljde sig inte mot halterna under 2021 i Åsunda och Torsö. För Dalbosjön är det svårt att göra en jämförelse mot 2021 eftersom det endast analyserades ett samlingsprov på muskel det året och det har därför inte gjorts någon normalisering av halten. Däremot var kvicksilverhalten i Dalbosjön under 2022 mycket lägre jämfört med 2020. Fiskarna som fångades 2020 var dock både längre, tyngre och äldre vilket kan påverka kvicksilverhalten eftersom kvicksilver biomagnifieras, det vill säga ansamlas i vävnader och halten brukar därmed öka med fiskens vikt. I andra sjöar har det noterats ett samband mellan lägre kvicksilverhalt och högre zinkhalt i fisklever. Zink och kvicksilver kan eventuellt fungera som antagonister och konkurrera om plats (Lindeström m.fl. 2002), vilket därmed åtminstone delvis skulle kunna förklara den kraftiga minskningen av kvicksilver i abborrar från Dalbosjön, eftersom zinkhalten var mycket högre 2022. Likt tidigare år överskred kvicksilverhalten gränsvärdet för biota (HVMFS 2019:25) med god marginal, vilket den gör i samtliga sjöar i Sverige (VISS 2023). De uppmätta halterna (i våtvikt) är förhållandevis lika de halter som uppmätts i delar av Vättern och Mälaren, och låga i förhållande till vissa delar av Mälaren (Barthel Svedén och Olsson 2022) och flera sjöar i till exempel Tyresåns avrinningsområde (Olsson och Brutemark 2021). Generellt brukar kvicksilverhalten vara högre i organismer i oligotrofa sjöar än organismer på motsvarande trofisk nivå i mer näringsrika sjöar (Sundbom 2009), eftersom kvicksilver dras till organismer. Mer näring ger upphov till mer organismer som kan ta upp kvicksilver, vilket ger en utspädning per organism. Vänern ligger mellan Vättern och Mälaren i näringsrikedom, där Vättern är en oligotrof sjö (näringsfattig) (Vätternvårdsförbundet 2023) medan Mälaren är naturligt näringsrik (Mälarens vattenvårdsförbund 2023). Uppmätta halter i fiskarna i Vänern är lägre än i flera delar av den mer näringsrika Mälaren, vilket indikerar att de tillgängliga halterna av kvicksilver är lägre i Vänern (kvicksilver kan fördelas på fler organismer i Mälaren).

Kvicksilver analyseras i tio individer per lokal och under 2022 låg samtliga under gränsvärdet för konsumtion (0,5 mg/kg). Vissa år har dock enstaka individer legat över gränsvärdet (Barthel Svedén och Andersson 2021, Olsson och Andersson 2020) och det kan därför lokalt förekomma vissa individer som överskrider gränsvärdet. Kvicksilver är en av fyra tungmetaller som har ett livsmedelsgränsvärde och det har framför allt legat stort fokus på exponering av kvicksilver vid konsumtion av fisk. Det är därmed av stor vikt att följa de kostrekommendationer som utfärdats av Livsmedelsverket (2023a) för att inte intaget av kvicksilver via kosten ska bli för stort. Kvicksilver är särskilt skadligt för foster och kan negativt påverka hjärnans och nervsystemets utveckling, vilket medför att råden särskilt fokuserar på att begränsa intaget hos gravida, ammande och de som planerar att bli gravida. Dessa bör maximalt äta fisk som kan innehålla kvicksilver 2–3 gånger per år medan övriga kan äta sådan fisk en gång per vecka.

Metaller i lever har analyserats sedan 1996. Zink och koppar avviker från övriga metaller som analyserats på fisklever från abborrarna i Vänern, eftersom dessa är essentiella (livsnödvändiga) metaller som ingår i flera system i organismer och organismer har en förmåga att reglera dem. Vanligtvis brukar de förekomma i relativt lika haltnivåer oavsett om exponeringen förändras (Lindeström m.fl. 2002). Halterna av både zink och koppar har varierat något mellan åren men visar ingen generell trend. Halten av zink, koppar och flera andra tungmetaller i abborrar från Dalbosjön under 2022 sticker dock ut. Om detta är en tillfällighet eller om det beror på någon lokal föroreningskälla går inte att säga med det begränsade underlaget som två provtagningar utgör,



eftersom även andra faktorer kan påverka de tillgängliga halterna. Fler provtagningar behövs innan det går att säga med säkerhet om det är förhöjda halter i Dalbosjön vid Fogden. Levern hör till de organ som reagerar snabbast på förändrade metallkoncentrationer i omgivningen eller födan på grund av dess avgiftande funktion, medan muskler generellt inte tar upp metaller i samma utsträckning (Dobicki och Polechoński 2003). Detta medför att fortsatt provtagning är viktig för att följa en eventuell förändring i omgivningen. Halterna av koppar och zink (och flera andra metaller) brukar, till skillnad från kvicksilver, vara högre i mindre fiskar än i större (Lindeström m.fl. 2002, Dobicki och Polechoński 2003). Yngre fiskar har en snabbare metabolism och dessutom förbättras normalt fiskarnas förmåga att reglera ämnen med stigande ålder, vilket kan förklara varför yngre (mindre) fiskar har högre metallhalter (Dobicki och Polechoński 2003). Den uppmätta haltskillnaden mellan 2020 och 2022 i abborrar från Dalbosjön skulle därmed åtminstone delvis kunna förklaras med att fiskarna var äldre och större 2020.

I Åsunda och Torsö var halterna av de flesta metaller på ungefär samma nivå som föregående år. I Åsunda har dock arsenikhalten ökat kontinuerligt sedan 2019 och halten 2022 hör till de högre halter som har uppmätts i området. Området har dock en lokal belastning på grund av flera verksamheter som släpper ut arsenik till vattnet, vilket speglas i resultaten och de förhöjda arsenikhalterna i Åsunda i jämförelse med Torsö och Dalbosjön. I Torsö avvek blyhalten kraftigt från tidigare år. Den höga halten beror på att en abborre hade väldigt hög blyhalt i levern (2,6 µg/kg ts) medan övriga abborrar hade halter under rapporteringsgränsvärdet (<0,1 µg/kg ts). Den höga halten gjorde medelhalten drygt 10 gånger högre (1,2 µg/kg ts jämfört med 0,11 µg/kg ts om abborren avlägsnats). Övriga metaller avvek inte i denna individ och den uppvisade inte heller avvikande morfometri.

Den metall som avvek mest under 2022 var kadmium i fiskarna från Dalbosjön. Halten var mer än fyra gånger så hög jämfört med 2020. Samtliga tio provtagna individer hade förhållandevis höga halter jämfört med abborrarna från Torsö och Åsunda. Fem av abborrarna hade väldigt höga och avvikande halter. Den förhöjda halten av kadmium skulle kunna bero på lokal tillförsel av tungmetallen. En sökning i EBH-kartan (2023) visar inget område som utmärker sig med kadmiumföroreningar och det finns inte heller någon känd lokal belastning annat än avloppsreningsverk, som generellt hör till de verksamheter med störst utsläpp av kadmium till vatten (Naturvårdsverket 2023g). Att förändrade utsläpp från reningsverket skulle ligga till grund för den stora haltskillnaden är dock inte troligt. Höga kadmiumhalter i fisklever har dock observerats lokalt i olika "opåverkade" sjöar i Sverige och verkar kunna bero på olika omgivningsfaktorer som påverkar metallens biotillgänglighet (Lindeström m.fl. 2002). Om halten förblir förhöjd i Dalbosjön kan det vara av intresse att komplettera med vattenkemisk provtagning för att kontrollera de vattenkemiska parametrar som påverkar biotillgängligheten. Förhöjd kadmiumhalt i levern innebär inte per automatik att halten är förhöjd i fiskens muskulatur (Lindeström m.fl. 2002). Kadmium tas upp av levern i mycket högre grad än av musklerna och därför är det sällan som halten blir så hög i musklerna att fisken inte kan konsumeras av människor.

Det är viktigt att fortsatt ha i åtanke att det finns en osäkerhet vid leveranalyserna på grund av de små provmängderna. Detta kan leda till högre rapporteringsgränsvärden och ibland i avvikande resultat som bör exkluderas ur utvärderingar. Även under 2022 fick en torrs substans motsvarande medelvärde av tidigare års uppmätta värden användas vid beräkningarna, eftersom provmängden var för liten för analys av torrs substans.

Halterna av de organiska miljögifterna låg även under 2022 på liknande värden som tidigare undersökningsår. PCB-halten ser vid en första anblick ut att ha ökat något jämfört med året innan (figur 11), men rapporteringsgränsvärdena var högre under 2022 vilket påverkar resultaten. Variationer i rapporteringsgränsvärdet (LOQ) medför att det inte går att göra säkra tolkningar av resultaten och måste tas hänsyn till vid tolkning av eventuella haltförändringar. En genomgång av tidigare resultat från åren runt 2010 och innan visar dock att halten av flera ingående PCB-kongener verkar ha minskat de senaste 15 åren. Tidigare var flera av kongenerna mätbara medan



de under de senaste åren legat under rapporteringsgränsvärdet. Det är möjligt att halten fortsätter att minska men att denna minskning döljs av varierande gränsvärden mellan åren. Fördelningen mellan de PCB-kongener som detekterats tyder på att det är gamla PCB:er som tagits upp av fiskarna och att det inte sker någon pågående tillförsel i någon av lokalerna. PCB-kongener med lägre nummer har färre kloratomer vilket gör dem flyktigare, vilket medför att nytillförsel kan speglas i fördelningen mellan olika kongener (Lindeström m.fl. 2002).

Precis som för PCB framstår halten dioxiner och dioxinlika PCB att vara högre under 2022, men även dessa påverkas av ett högre rapporteringsgränsvärde. I Dalbosjön var till exempel samtliga dioxiner under rapporteringsgränsvärdena. Samtliga ämnen ligger fortsatt under gränsvärdet för biota (HVMFS 2019:25). Halterna av både PCB och dioxin ligger, precis som tidigare år, även under uppsatta gränsvärden för livsmedel. Dessa ämnen ansamlas dock i fett, vilket gör att halterna blir lägre i abborre jämfört med fetare fisk såsom öring och sik. För dessa fetare fiskar fångade i bland annat Vänern finns därför kostrekommendationer (Livsmedelsverket 2023c). Råden liknar dem för kvicksilver, men inkluderar även barn och ungdomar i gruppen som endast bör äta sådan fisk 2–3 gånger per år.

Halten PBDE<sub>6</sub> ser ut att minska i fisk, vilket troligen är en effekt av det förbud som infördes 2011. Halterna ligger dock fortfarande långt över gränsvärdet för biota, och påverkas av fortsatt atmosfärisk deposition på grund av långväga transport (VISS 2023).

PFOS-halten var något lägre i Torsö under 2022 jämfört med de senaste åren, medan halten var relativt oförändrad i Åsunda. I Dalbosjön hade halten relaterat till fettvikt ökat jämfört med tidigare provtagningar, medan halten i våtvikt var något lägre 2022 jämfört med 2021. PFAS uppträder annorlunda än övriga organiska miljögifter, då det inte ansamlas i fett utan binder till proteiner och därför lagras i bland annat lever och blod. Halten angiven i våtvikt är därför intressant för PFAS och används vid jämförelser mot både gränsvärde för PFOS i biota samt mot livsmedelsgränsvärden. PFOS-halten underskred gränsvärdet som finns för biota i alla tre lokalerna, liksom den gjort tidigare år (med undantag för Åsunda 2012). Det förekommer en viss haltvariation av PFOS mellan åren i lokalerna. Vad variationerna mellan åren beror på är okänt, men kan vara relaterat till skillnader i tillförsel från lokala källor på grund av konsumtion, nederbördsförhållanden eller tillförsel från sediment. Mellanårsvariationer och stora haltskillnader mellan enskilda individer har bland annat noterats i Halmsjön utanför Arlanda samt Västra Ingsjön. I Halmsjön utanför Arlanda har PFOS-koncentrationen i abborrar uppmätts till 90–792 µg/kg vv och i Västra Ingsjön 17–205 µg/kg vv (Norström m.fl. 2015). Dessa sjöar är dock påverkade av lokala PFAS-föroreningar från brandövningsplatser men visar att halter kan variera avsevärt även i sådana områden. Om någon enstaka individ med högre halt inkluderas i ett samlingsprov kan detta få påverkan på den totala halten även om de flesta individerna har lägre halter. Det hade kunnat vara av intresse att analysera PFAS i några enskilda individer från de tre olika lokalerna för att undersöka om variationen är stor mellan individer. Detta hade kunnat ge en bättre bild av om det förekommer en eventuell PFAS-problematik i de tre områdena och hur exponeringen för PFAS ser ut.

Från 1 januari 2023 finns gränsvärden för fyra olika PFAS (PFOS, PFOA, PFNA och PFHxS) samt summahalten (PFAS<sub>4</sub>) av dessa i livsmedel (EU-förordning 2022/2388) som släpps ut på marknaden. För vuxna underskrider samtliga PFAS gränsvärdet, men däremot överskrider både PFOS-halten och PFAS<sub>4</sub>-halten gränsvärdet om abborren ska användas som livsmedel till spädbarn och småbarn. Vid ett tillfälle i Dalbosjön 2020 låg halten under gränsvärdet för småbarn, medan den överskridits under alla andra år. Egenfångad fisk ingår dock inte i dessa gränsvärden, utan de gäller enbart fisk som släpps ut på marknaden. Förutom dessa gränsvärden finns det även ett beräknat tolererbart veckointag (TVI) för PFAS<sub>4</sub>, baserat på skydd av hälsan och då framför allt kopplat till effekter på immunförsvaret (Livsmedelsverket 2023b). Baserat på detta veckointag kan en person som väger 70 kg äta ungefär 55–80 gram fisk under en vecka medan ett barn på 10 kg endast kan inta ungefär 8–12 gram fisk under en vecka för att inte överskrida rekommendationen. Att överskrida TVI under kortare perioder bedöms inte medföra någon

hälsorisk, men däremot bör regelbundet intag av fisk som har höga PFAS-halter begränsas eller undvikas (Livsmedelsverket 2023a). Höga uppmätta PFAS-halter i fisk har föranlett lokala kostrekommendationer i exempelvis Stockholm (Stockholms stad 2023), Östersund (Östersunds kommun 2023) och Jönköping (Jönköpings kommun 2023).

## 8 Slutsatser och rekommendationer

Resultaten från undersökningarna av abborrar i Vänern 2022 visade att halterna av kvicksilver och organiska miljögifter i muskel låg på liknande nivåer som tidigare år. Gränsvärden för biota överskreds med avseende på kvicksilver och PBDE<sub>6</sub>, vilket inte är unikt för Vänern utan gäller för samtliga vattenförekomster i Sverige.

I Dalbosjön var flera av metallhalterna i lever avsevärt högre jämfört med provtagningen 2020. Framför allt avvek kadmiumhalten kraftigt. Fler undersökningar är nödvändiga för att kunna dra någon slutsats kring halterna i Dalbosjön, eftersom det endast finns resultat från två år. Om halten i Dalbosjön fortsätter att avvika kan det vara av intresse att kombinera analysen av fisk med vattenkemisk provtagning för att kontrollera om lokala förhållanden kan ha effekt på tillgängligheten hos olika metaller. I Torsö hade en individ väldigt hög blyhalt i levern medan halten av arsenik återigen ökade något i Åsunda, vilket skett de senaste åren.

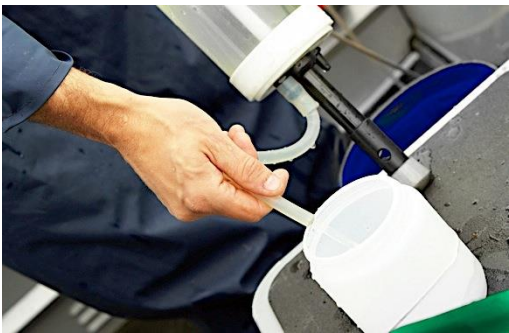
De analyserade fiskarna låg under de flesta gränsvärden för livsmedel. Däremot innehåller abborrar från Vänern så pass höga halter av PFOS och PFAS<sub>4</sub> att de inte får användas i livsmedel till spädbarn och småbarn enligt de nya gränsvärden som började gälla 1 januari 2023. Det hade eventuellt kunnat vara av intresse att analysera enskilda individers innehåll av PFAS<sub>4</sub> för att få en bättre bild av eventuell variation vid lokalerna.

## 9 Referenser

- Barthel Svedén, J. (2022). Metaller och miljögifter i abborre från Vänern 2021. Calluna AB.
- Barthel Svedén, J., Andersson, T. (2021). Metaller och miljögifter i abborre och gädda från Vänern 2020. Calluna AB.
- Dobicki, W. och Polechoński, R. (2003). Relationship between age and heavy metal bioaccumulation by tissue of four fish species inhabiting Wojnowskie lake. *Acta Scientiarum Polonorum Piscaria* 2(1): 27-44, 2003.
- EG-förordning 1881/2006. KOMMISSIONENS FÖRORDNING (EG) nr 1881/2006 av den 19 december 2006 om fastställande av gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel.
- EU-förordning 1259/2011. KOMMISSIONENS FÖRORDNING (EU) nr 1259/2011 av den 2 december 2011 om ändring av förordning (EG) nr 1881/2006 vad gäller gränsvärden för dioxiner, dioxinlika PCB och icke dioxinlika PCB i livsmedel.
- EU-förordning 2022/2388. KOMMISSIONENS FÖRORDNING (EU) 2022/2388 av den 7 december 2022 om ändring av förordning (EG) nr 1881/2006 vad gäller gränsvärden för högfluorerade ämnen i vissa livsmedel.
- Faxneld, S., Danielsson, S., Nyberg, E., Bignert, A., Berger, U. (2013). Fluorerade miljögifter i fisk från svenska sjöar. I: Havs- och vattenmyndigheten, Sötvatten 2013 – Om miljötillståndet i Sveriges sjöar och vattendrag.
- Grotell, C. (2018). Metaller och organiska föreningar i abborre från Vänern år 2017. Vänerns vattenvårdsförbund, 2018.
- Grotell, C. (2019). Metaller och organiska föreningar i abborre från Vänern år 2018. Vänerns vattenvårdsförbund, 2019.

- HaV. (2016). Miljögifter i ytvatten – klassificering av ytvattenstatus. Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19. Rapport 2016:26. Havs- och vattenmyndigheten.
- HVMFS 2019:25. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.
- Jeziarska, B., Witeska, M. (2006). The metal uptake and accumulation in fish living in polluted waters. I: Twardowska, I., Allen, H.E., Häggblom, M.M., Stefaniak, S. (eds). Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation. NATO Science Series, vol 69. Springer Dordrecht.
- Jönköpings kommun. (2023). PFOS i fisk – kostrekommendation.  
<https://www.jonkoping.se/trafikstadsplanering/naturvardochskotselavgronomraden/vattenochvatm arker/pfosifiskkostrekommendation.4.28f998b517f464785ec1433.html> [2023-05-04].
- Karolinska Institutet. (2023a). <https://ki.se/imm/dioxiner-och-dioxinlika-pcb> [2023-04-28].
- Karolinska Institutet. (2023b). <https://ki.se/imm/polybromerade-difenyletrar-pbde> [2023-04-28].
- Kemikalieinspektionen (2023). <https://www.kemi.se/kemiska-amnen-och-material/pfas> [2022-04-28].
- Kling, S. (2021). Metaller och miljögifter i abborre från Vätern 2020, Dalbosjön. Calluna AB.
- Lindström, L., Grotell, C., Härdig, J. (2002). Industripåverkan på Vätterns fiskar. Rapport 66, Vätternvårdsförbundet.
- Livsmedelsverket. (2023a). <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/metaller1/kvicksilver> [2023-04-28].
- Livsmedelsverket. (2023b). <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/miljogifter/pfas-poly-och-perfluorerade-alkylsubstanser> [2023-04-28].
- Livsmedelsverket. (2023c). <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/miljogifter/dioxiner-och-pcb> [2023-04-28].
- Mälarens vattenvårdsförbund (2023). Naturligt näringsrik sjö.  
<https://www.malaren.org/malaren/malaren-och-dess-naromrade/naturligt-naringsrik-sjo/> [2023-05-04]
- Naturvårdsverket. (2007). Bilaga A till handbok 2007:4. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.
- Naturvårdsverket. (2023a).  
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljofororeningar/metaller/fakta-om-kvicksilver/> [2023-04-28].
- Naturvårdsverket. (2023b). <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/> [2023-04-28].
- Naturvårdsverket. (2023c). <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Amnen/Tungmetaller/Zink/> [2023-04-28].
- Naturvårdsverket. (2023d). <https://www.naturvardsverket.se/data-och-statistik/industri/zink-utslapp-till-vatten-fran-industrianlaggningar/> [2023-04-28].
- Naturvårdsverket. (2023e). <https://www.naturvardsverket.se/data-och-statistik/luft/utslapp/utslapp-av-zink-till-luft/> [2023-04-28].
- Naturvårdsverket. (2023f).  
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljofororeningar/metaller/fakta-om-koppar/> [2023-04-28].
- Naturvårdsverket. (2023g).  
<https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Amnen/Tungmetaller/Kadmium/> [2023-04-28].
- Naturvårdsverket. (2023h). <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Amnen/Tungmetaller/As-Arsenik1/> [2023-04-28].
- Naturvårdsverket. (2023i). <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Kartsida/> [2023-04-28].

- Naturvårdsverket. (2023j).  
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljofororeningar/organiska-miljogifter/pcb-i-miljon/> [2023-04-28].
- Naturvårdsverket. (2023k).  
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljofororeningar/organiska-miljogifter/oavsiktligt-bildade-amnen/> [2023-04-28].
- Naturvårdsverket. (2023l).  
<https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljofororeningar/organiska-miljogifter/flamskyddsmedel-i-miljon/> [2023-04-28].
- Norström, K., Viktor, T., Palm Cousins, A., Rahmberg, M. (2015). Risks and Effects of the dispersion of PFAS on Aquatic, Terrestrial and Human populations in the vicinity of International Airports. Report Number B 2232, IVL Swedish Environmental Research Institute
- Okocha, R.C., Adedeji, O.B. (2011). Overview of cadmium toxicity in fish. *Journal of Applied Sciences Research*, 7(7): 1195–1207.
- Olsson, T., Andersson, T. (2020). Metaller och miljögifter i abborre från Vänern 2019, Åsunda och Torsö. Calluna AB.
- Olsson, T., Brutemark, A. (2021). Miljögifter i fisk (abborre) inom Tyresåns avrinningsområde. Calluna AB.
- Sellén, E., Sköld, M. (2021). PFAS tidstrend. Miljöförvaltningen Stockholms stad. SellénMiljö.
- Sjölin, A. (2012). Undersökning av stabila organiska ämnen och metaller i abborre och gädda 2010–2011. Rapport 71, Vänerns vattenvårdsförbund.
- Sjölin, A. (2015). Metaller och stabila organiska ämnen i abborre. År 2014. I: Årsskrift från Vänerns vattenvårdsförbund, 2015, rapport 91.
- Stockholms stad (2023). Särskilda kostrekommendationer för insjöfisk i Stockholm. Tillgänglig: <https://start.stockholm/aktuellt/nyheter/2022/06/sarskilda-kostrekommendationer-for-insjofisk-i-stockholm/> [2023-05-04].
- Sundbom M. (2009). Kalkningseffekter på biomassa och ekosystemstruktur i sjöar. Eds. Munthe J., Jöborn A. Utvärdering av IKEU 1990–2006, syntes och förslag. Naturvårdsverket Rapport 6302.
- VISS. (2023). <https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA29853066> [2023-04-28].
- Vätternvårdsförbundet (2023). Vätterns tillstånd idag. Tillgänglig: <https://vattnet.org/om-vattnet/vattnets-tillstand-idag/> [2023-05-04].
- Åkerblom, S., Johansson, K. (2008). Kvicksilver i svensk insjöfisk – variationer i tid och rum. Rapport 2008:8, Institutionen för miljöanalys, SLU.
- Östersunds kommun (2023). PFAS i Fisk – kostnadsrekommendationer. Tillgänglig: <https://www.ostersund.se/bygga-bo-och-miljo/kemikalier-miljogifter-och-farliga-amnen/pfas/pfas-i-fisk---kostrekommendationer.html> [2023-05-04].



Hemsida: [www.calluna.se](http://www.calluna.se) • E-post: [info@calluna.se](mailto:info@calluna.se) • Telefon växel: 013-12 25 75

Huvudkontor: Calluna AB, Linköpings slott, 582 28 Linköping

# Vänerns vattenvårdsförbund

Vänerns vattenvårdsförbund är en ideell förening med totalt 73 medlemmar varav 35 stödjande medlemmar. Medlemmar i förbundet är alla som nyttjar, påverkar, har tillsyn eller i övrigt värnar om Vänern.

Förbundet ska verka för att Vänerns naturliga miljöförhållanden bevaras genom att:

- fungera som ett forum för miljöfrågor för Vänern och för information om Vänern
- genomföra undersökningar av Vänern
- sammanställa och utvärdera resultaten från miljöövervakningen
- formulera miljömål och föreslå åtgärder där det behövs. Vid behov initiera ytterligare undersökningar. Initiera projekt som ökar kunskapen om Vänern
- informera om Vänerns miljö tillstånd och aktuella miljöfrågor
- ta fram lättillgänglig information om Vänern
- samverka med andra organisationer för att utbyta erfarenheter och effektivisera arbetet.

## Medlemmar

Medlemmar är samtliga kommuner runt Vänern, industrier och andra företag med direktutsläpp till Vänern, organisationer inom sjöfart och vatten-kraft, landsting, region, intresseorganisationer för fiske, jordbruk, skogsbruk och fritidsbåtar, naturskyddsföreningar, andra vattenvårdsförbund och vattenförbund vid Vänern med flera. Länsstyrelserna kring Vänern, Naturvårdsverket och Fiskeriverket deltar också i föreningsarbetet.

## Mer information

Mer information om Vänern och Vänerns vattenvårdsförbund finns på förbundets webbplats: [www.vanern.se](http://www.vanern.se). Förbundets kansli kan svara på frågor, telefonnummer 010-224 52 05.

