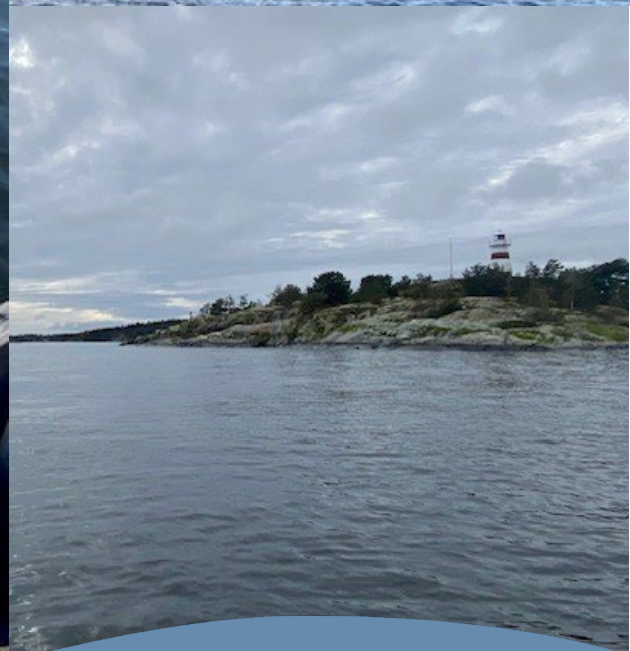


Metaller och miljögifter i fisk från Vänern 2023



Rapport nr 144



Titel: Metaller och miljögifter i fisk från Vänern 2023

Tryckår: 2024

ISSN: 1403-6134

Rapportnummer: 144

Författare: Therese Olsson, Calluna AB

Foto: Calluna AB.

Utgivare: Vänerns vattenvårdsförbund

Rapporten finns som pdf på 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 2023 genomfördes undersökningar av metaller och organiska miljögifter i abborre i Vänern från lokalerna *Åsundaön, Torsö och Dalbosjön*. Det här året fiskades även abborre vid de sju lokaler inom den samlade recipientkontrollen i norra Vänern (SRK Norra Vänern) för analys av miljögifter, vilket görs vart tredje år. Årligen genomförs dessutom fiske av gädda i Kattfjorden inom SRK Norra Vänern, för analys av kvicksilver. Inom den nationella miljöövervakningen genomförs analys av kvicksilver i gädda från en lokal, *Millesvik*, vart femte år. Nästa gång blir år 2025.

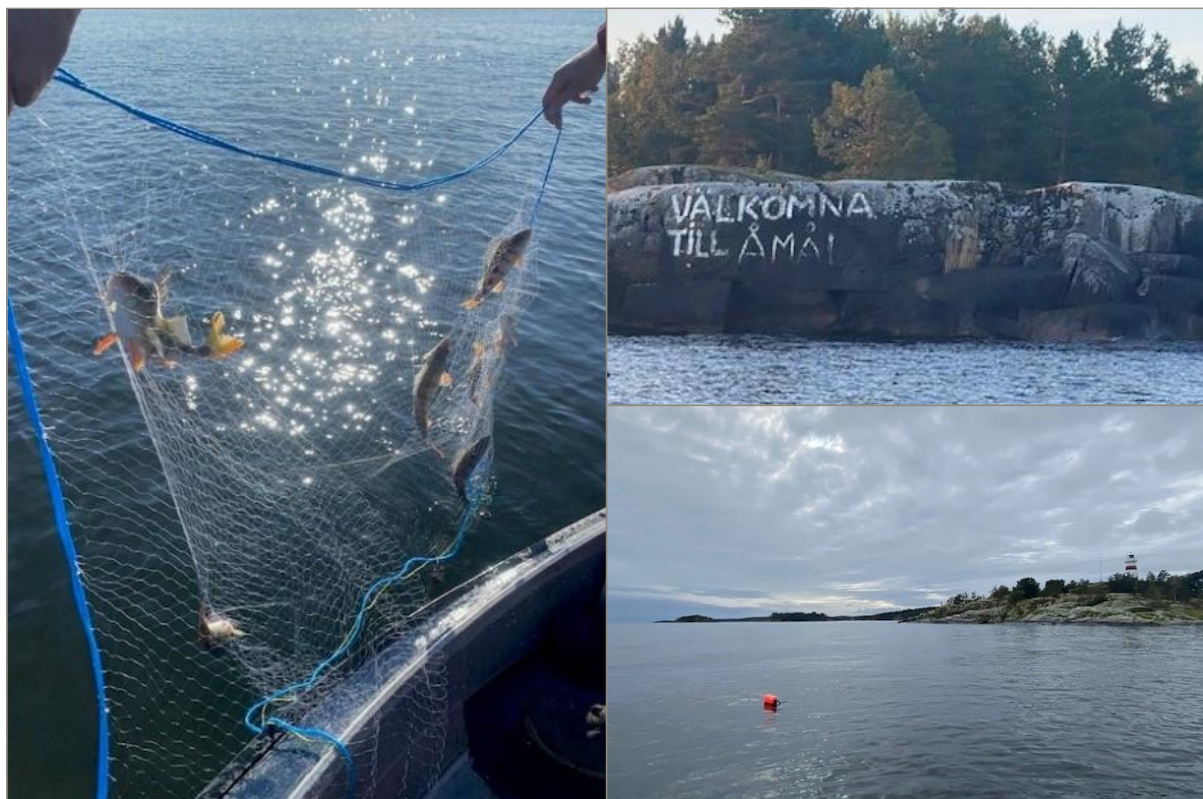
Sedan 1996 har tungmetaller och PCB undersökts årligen i abborre från de två lokalerna Torsö och Åsundaön i sydöstra respektive norra Vänern. Analyser av ytterligare organiska föroreningar, såsom dioxiner (från år 2004) och PFAS (från år 2011) har tillkommit i programmet. Under 2020 tillkom en lokal i Dalbosjön vid Åmål i västra Vänern. Denna lokal ligger nu 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

2024-08-16



Metaller och miljögifter i fisk från Vänern 2023



OM RAPPORTEN:

Titel: Metaller och miljögifter i fisk från Vänern 2023

Version/datum: 2024-06-20

Rapporten bör citeras enligt följande: Olsson, T. (2024). *Metaller och miljögifter i fisk från Vänern 2023*. Calluna AB.

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

Omslag: Bilden föreställer abborrar i ett nät vid fisket, vy mot kusten vid utfärd till lokalen i Dalbosjön samt markering av utlagt nät vid fisket.

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
Telefon (växel): +46 13-12 25 75

Projektledare: Thomas Andersson och Catarina Larsed (Calluna AB)

Rapportförfattare: Therese Olsson (Calluna AB)

Kartproduktion: Johannes Edwartz (Calluna AB)

Kvalitetssäkring: Annika Stål Delbanco (Calluna AB)

Mall versionsdatum: 2023-02-24

Callunas interna projektkod: ASO0227

Innehåll

Sammanfattning	4
1 Inledning	5
Uppdraget	5
Bakgrund	5
Områdesbeskrivning	5
2 Metod och genomförande	8
Fiske och analyser	8
Datainsamling, gränsvärden och utvärdering av data	10
3 Resultat – morfometriska parametrar	13
4 Resultat – organiska föreningar och jämförelser mellan år	14
PCB 15	
Dioxiner och dioxinlika PCB	16
PBDE och HBCDD	19
PFAS och PFOS	20
5 Resultat – metaller i fiskmuskel och jämförelser mellan år	25
6 Resultat – metaller i fisklever och jämförelser mellan år	29
Zink och koppar	30
Kadmium	33
Arsenik	34
Krom, nickel och bly	36
7 Diskussion och behov av åtgärder	39
Organiska miljögifter	39
Metaller i muskel	41
Metaller i lever	42
8 Slutsatser och rekommendationer	44
9 Referenser	44
Bilaga 1 – Analysrapporter	

Sammanfattning

Sedan 1996 har tungmetaller och PCB undersökts årligen i abborre från de två lokalerna Torsö och Åsunda i sydöstra respektive norra Vänern. Under 2020 tillkom en lokal i Dalbosjön utanför Åmål. Analyser av ytterligare organiska föreningar, såsom dioxiner och PFAS, har tillkommit under åren. Vart tredje år utökas provtagningen med undersökningar av metaller i abborre från lokalerna Byviken, Åsfjorden, Kattfjorden, Hammarösjön, Sätterholmsfjärden, Varnumsviken och Kolstrandsviken i norra Vänern. Årligen genomförs dessutom fiske av gädda i Kattfjorden för analys av kvicksilver.

Abborre har under 2023 infångats från samtliga tio lokaler i Vänern och resultaten redovisas samt jämförs med tidigare års mätningar i denna rapport. De morfologiska undersökningarna visade att fiskarna var i god kondition under 2023 och leverna visade inte några tecken på föroreningspåverkan. Små gonader noterades i de flesta lokaler med undantag för Varnumsviken där fisken samlades in senare (oktober) jämfört med de andra lokalerna (augusti-september) vilket kan ha påverkat att fler abborrar hade börjat utveckla gonader till nästa års lek.

Kvicksilverhalten i fiskmuskel (både abborre och gädda) under 2023 låg på liknande nivåer som tidigare år och under gränsvärdet för konsumtion. En individ i Hammarösjön låg dock strax under gränsvärdet för livsmedel. Gränsvärdet för biota överskreds, men detta gäller för alla svenska ytvattenförekomster och är inte unikt för Vänern. I de flesta fall låg halterna av bly, nickel och krom i fisklever under det analyserade laboratoriets rapporteringsgräns. I Dalbosjön och Hammarösjön var kadmiumhalterna i lever höga jämfört med övriga lokaler, men det går inte att säga vad detta beror på. Även arsenikhalten var förhöjd i abborrlever i Dalbosjön under 2023 och låg på de nivåer som vanligtvis uppmäts i Åsunda, där det finns en lokal källa till arsenik. I flera lokaler var även zink- och kopparhalten hög under 2023.

Flera organiska föreningar analyseras i samlingsprov på muskel från abborrar insamlade i Åsunda, Torsö och Dalbosjön och dessa låg under 2023 på liknande nivåer som tidigare år. För vissa ämnen var halten något högre, men detta kan bero på att rapporteringsgränsen varierar mellan åren. Under 2023 låg för första gången samtliga kongener som ingår i PCB₇ under rapporteringsgränsvärdet. Halten PBDE₆ (summan av sex bromerade flamskyddsmedel) överskred fortsatt gränsvärdet i biota, men precis som för kvicksilver gäller detta för samtliga ytvattenförekomster i Sverige. Halterna av de organiska föreningarna underskred de gränsvärden som finns för livsmedel, med undantag för PFOS och PFAS₄ för kommersiell framställning av livsmedel till spädbarn och småbarn (upp till 3 års ålder). Dessa gränsvärden gäller dock bara kommersiell framställning av barnmat och inte för egenfångad fisk. Uppmätta halter av PFAS i abborre i Vänern är betydligt lägre än för Vättern och för många sjöar i Stockholm. Genom att följa de allmänna råden som Livsmedelsverket har utfärdat kopplat till konsumtion av fisk fås automatiskt även ett skydd mot exponering av PFAS. Halterna i abborre relaterat till tolererbart veckointag visar att det är viktigt att variera sin kost för att inte få för stort intag av PFAS, men även andra miljögifter.

1 Inledning

Uppdraget

Calluna AB har, tillsammans med Eurofins Water Testing Sweden AB fått i uppdrag att under 2023 provfiska, preparera och analysera abborre från lokalerna Åsunda, Torsö och Dalbosjön på uppdrag av Vänerns vattenvårdsförbund. Under 2023 fiskades även abborre vid sju lokaler i norra Vänern (Kattfjorden, Hammarösjön, Kolstrandsviken, Varnumsviken, Byviken, Sätterholmsfjärden samt Åsfjorden) av Medins Havs- och Vattenkonsulter AB. Calluna AB kompletteringsfiskade Varnumsviken och Kattfjorden på grund av för litet underlag för analys av miljögifter.

Även dessa abborrar preparerades av Calluna och analyserades av Eurofins. Analyserna görs för att kunna studera och följa exponeringen av vissa metaller och organiska föreningar hos fiskar och kompletterar 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 fisksamhällen från områden med en annan påverkansbild.

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 Vänerns recipientkontroll och Vänerns 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 2023 insamlades abborre från Byviken (By2), Åsfjorden (Ås3), Kattfjorden öster (Ka6), Hammarösjön (Sä7), Sätterholmsfjärden (Sä8), Varnumsviken (Kr11) och Kolstrandsviken (Vi90). Dessa ingår i Norra Vänerns recipientkontroll. Under 2020 tillkom abborrfiske i lokalen Dalbosjön som 2021, inom ramen för undersökningar av Vänerns VVF, ingick i ett projekt med fiskundersökningar i de stora sjöarna (Vänern, Vättern, Mälaren). Sedan 2022 ingår Dalbosjön i den ordinarie årliga 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 PCB₇ 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 i lever respektive muskel. 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

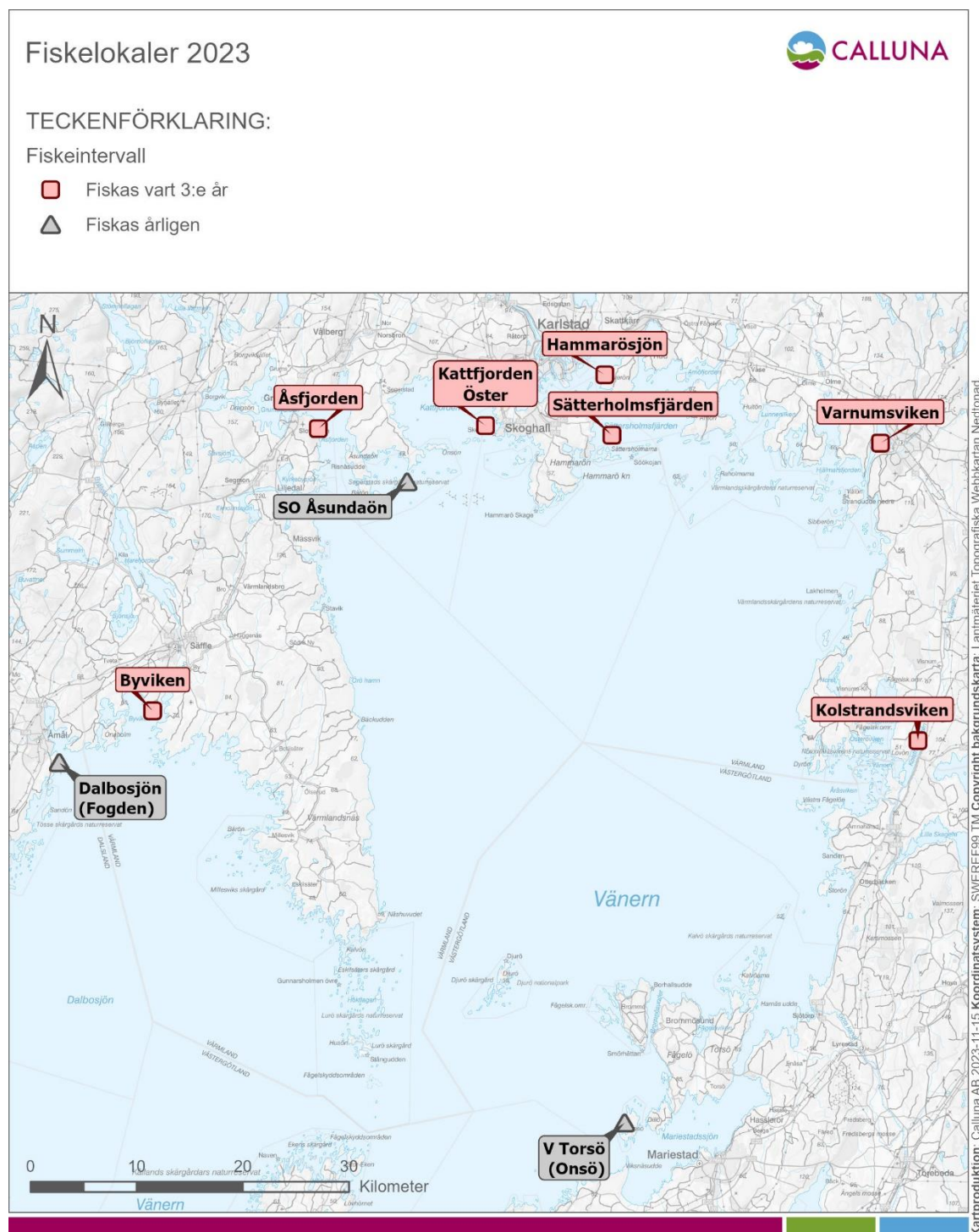
Under 2023 fiskades abborrar vid de tre lokalerna i Vänern (Tabell 1 och Figur 1) som ingår i den årliga undersökningen. Lokalerna Torsö och Åsunda har besökts årligen sedan 1996, medan fiske har utförts vid Dalbosjön sedan 2020. Torsö ligger i östra Vänern i Mariestads kommun och är Vänerns största 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 km² och sträcker sig över flera kommuner (Lidköping, Mellerud, Säffle, Vänersborg, Åmål). Detta område tillkom 2020 och abborrar har sedan dess fiskats vid en lokal utanför Åmål (vid Fogden) i Dalbosjön. Även lokalen i Dalbosjön ligger i en mindre påverkad del av Vänern och kan fungera som referens till övriga lokaler.

Under 2023 fiskades även abborrar vid ytterligare sju lokaler som ingår i Norra Vänerns recipientkontroll (Tabell 1 och Figur 1).

Tabell 1. Insamlingslokaler för abborrar 2023. Insamling har skett både inom kontrollprogrammet för Väners Vattenvårdsförbund (Vänerns VVF) samt för Norra Vänerns recipientkontroll.

Lokal	Nr	RT90		VISS	Fisk	Fiske-period	Uppdrags-givare
		X	Y				
SO Åsundaön	1	6575535	1356638	SE657554-135664	Abborre, årligen	Augusti-september	Vänerns VVF
V Torsö (Onsö)	3	6514922	1376413	SE651492-137641	Abborre, årligen	Augusti-oktober	Vänerns VVF
Dalbosjön (Fogden)	2	6549493	1323542	WA494936 02	Abborre, årligen sedan 2022	Augusti-september	Vänerns VVF
Byviken	By2	6554270	1332400	SE655427-133240	Abborre, vart 3:e år	Augusti-september	Norra Vänerns recipientkontroll
Åsfjorden	Ås3	6580650	1348340	SE658065-134834	Abborre, vart 3:e år	Augusti-september	Norra Vänerns recipientkontroll
Kattfjorden Öster	Ka6	6580750	1364100	SE658075-136410	Abborre, vart 3:e år	Augusti-september	Norra Vänerns recipientkontroll
Hammarösjön	Sä7	6585400	1375400	SE658540-137540	Abborre, vart 3:e år	Augusti-september	Norra Vänerns recipientkontroll
Sätterholms-fjärden	Sä8	6579700	1376000	SE657970-137600	Abborre, vart 3:e år	Augusti-september	Norra Vänerns recipientkontroll
Varnumsviken	Kr11	6578650	1401300	SE657865-140130	Abborre, vart 3:e år	Augusti-september	Norra Vänerns recipientkontroll
Kolstrands-viken	Vi90	6550600	1404500	SE655060-140450	Abborre, vart 3:e år	Augusti-september	Norra Vänerns recipientkontroll



Figur 1. Områdeskarta över insamlingslokaler för abborre i Vänerns Vattenvårdsförbunds regi (lokaler med grå bakgrund) samt för Norra Vänerns recipientkontroll (lokaler med röd bakgrund). Fiske har under 2023 skett för abborre vid tre lokaler inom Vänerns Vattenvårdsförbund: Åsunda (sydost om Åsundaön), Torsö (Väster om Torsö) samt Dalbosjön (vid Fogden) utanför Åmål. Ytterligare abborrfiske utfördes vid sju lokaler inom Norra Vänerns recipientkontroll: Byviken, Åsfjorden, Kattfjorden Öster, Hammarösjön, Sätterholmsfjärden, Varnumsviken samt Kolstrandsviken. Dessa sju lokaler fiskas vart tredje år.

2 Metod och genomförande

Fiske och analyser

Insamling av abborre (honor) i storleksklassen 17–20 cm (i första hand) skedde med standardiserade nät. Ansvarig för fisket var Thomas Andersson på Calluna AB. Fiske vid lokalerna Åsunda och Dalbosjön utfördes av Calluna AB i september 2023. En lokal fiskare insamlade abborrar vid Torsö mellan augusti och oktober 2023. Lokalerna i norra Vänern fiskades av Medins Havs- och vattenkonsulter under augusti 2023. Två lokaler i norra Vänern (Varnumsviken och Kattfjorden) kompletteringsfiskades av Calluna under oktober 2023 för att få ett större antal fiskar till de analyser som görs. Direkt efter fisket frystes fisken in i PFAS-fria plastpåsar. Standardiserat fiske, vilket innebär att fiskar av enhetlig storlek och av samma kön fångas in under samma årstid, är av stor vikt för att minska inverkan av faktorer som kan ha effekt på halten av miljögifter i vävnaderna.

Preparering av abborrar utfördes av Thomas Andersson, Johannes Edwartz, Olivia Lagergren samt Catarina Larsed (Calluna AB). Vid preparering registrerades längd, totalvikt, somatisk vikt (exklusive inälvor), levervikt, gonadvikt och maginnehåll (vikt). Fiskarnas gällock kokades och rengjordes och åldersbestämdes därefter av Thomas Andersson samt Ivan Olsson på Calluna. Åldersbestämning görs genom att räkna årsringar på gällocksbenet (operculum). Samtliga morfometriska parametrar som analyserades anges i Tabell 2.

Tabell 2. Morfometriska parametrar som ingår i analysprogrammet för både fisket inom Vänerns Vattenvårdsförbunds regi samt för Norra Vänerns recipientkontroll.

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	Calluna AB
Leversomatiskt index, LSI	%	Calluna AB
Gonadsomatiskt index, GSI	%	Calluna AB
Konditionsfaktor, CF		Calluna AB

Under 2023 fiskades 20 abborrar vardera från Torsö, Åsunda och Dalbosjön. Muskel togs direkt under skinnet från ryggsidan 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 de organiska miljögifterna PCB, PCDD/PCDF, PBDE, HBCDD samt PFAS. Dessutom togs samlingsprov på lever från alla tre lokaler för analys av PFAS.

Enligt kontrollprogrammet ska om möjligt 20–25 fiskar insamlas per lokal i norra Vänern. Vid fisket 2023 insamlades 20 fiskar i Åsfjorden och Kattfjorden och 25 fiskar insamlades i Sätterholmsfjärden. Vid preparering av fiskarna framkom det att 5 av individerna från Sätterholmsfjärden var hanar och dessa har därför exkluderats ur datasetet. Inom övervakningen ska

endast honor användas. I Kolstrandsviken och Hammarösjön fångades 15 abborrar, i Byviken 12 fiskar och i Varnumsviken 8 individer. Muskelprov togs från 10 individer per lokal för undersökning av kvicksilver, bly, kadmium och nickel. Levern togs från samma individer för analys av bly, nickel, krom, kadmium, koppar, zink och arsenik. Då endast åtta abborrar insamlades i Varnumsviken baseras undersökningarna från denna lokal på muskel och lever från åtta individer. Från Kattfjorden har en individ exkluderats ur datasetet (individ 9) då det av misstag skickats in en hane för analys av miljögifter från lokalen. Alla beräkningar för abborre i Kattfjorden är därmed gjorda på nio individer.

Under 2023 utfördes PFAS-analys även på samlingsprover på muskel från tio individer vardera från de två lokalerna Byviken och Åsfjorden i Norra Vänern.

Analyspaket och analyserande laboratorium är sammanfattade i Tabell 3. Samtliga analyser har rapporterats ut av Eurofins Environment Testing Sweden AB.

Tabell 3. Analysparametrar och analyserande laboratorium för metaller och miljögifter i abborre från Vänern under 2023. Samtliga analyser på samlingsprover har utförts på 10 individer från Åsunda, Torsö respektive Dalbosjön. Analys för PFAS i samlingsprov på muskel har även utförts på 10 individer från Byviken (By2) och Åsfjorden (Ås3).

Analyspaket	Muskel	Lever	Analyserande laboratorium
As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn		10 fiskar (Kr11 8 fiskar, Ka6 9 fiskar)	Eurofins Environment Testing Sweden AB
Hg	10 fiskar (Kr11 8 fiskar, Ka6 9 fiskar)		Eurofins Environment Testing Sweden AB
Pb, Cd, Ni	10 fiskar (Kr11 8 fiskar, Ka6 9 fiskar, ej Åsunda, Torsö och Dalbosjön)		Eurofins Environment Testing Sweden AB
Torrsvikt	10 fiskar (Kr11 8 fiskar, Ka6 9 fiskar)	Utgår ¹	Eurofins Environment Testing Sweden AB
Råfett	Samling	Samling	Eurofins Food & Feed Testing Sweden AB
PCB ₇	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

¹ Torrsvikt har ej analyserats p.g.a. otillräcklig provmängd. Vid beräkningar används ett medel av torrsvikt från tidigare år.

Ingående ämnen/kongener i rapportens utvärderade ämnesgrupperingar anges i Tabell 4. Samtliga analyssvar och -metoder redovisas i bilaga 1.

För PFAS har antalet ingående ämnen utökats sedan föregående kontrollprogram. Tidigare var analys av 10 olika PFAS-ämnen inkluderat i programmet, men detta har utökats till 26 olika PFAS-ämnen från och med 2023. Övriga ämnesgrupper (PCB₇, dioxinlika PCB, dioxiner, PBDE6 samt HBCDD) har samma analyssammansättning som under föregående kontrollprogram.

Tabell 4. Ingående ämnen/kongener i grupperingar av organiska föreningar. PFAS markerade med en stjärna ingår i summeringen för PFAS₁₀.

PCB ₇	Dioxinlika PCB	Dioxin (PCDD/PCDF)	PBDE ₆ och HBCDD	PFAS ₂₆
PCB 28	PCB 77	2,3,7,8-tetra CDD	BDE-28	PFBA
PCB 52	PCB 81	1,2,3,7,8-penta CDD	BDE-47	PFPeA
PCB 101	PCB 105	1,2,3,4,7,8-hexa CDD	BDE-99	PFHxA*
PCB 118	PCB 114	1,2,3,6,7,8-hexa CDD	BDE-100	PFHpA*
PCB 138	PCB 118	1,2,3,7,8,9-hexa CDD	BDE-153	PFOA*
PCB 153	PCB 123	1,2,3,4,6,7,8-hepta CDD	BDE-154	PFNA*
PCB 180	PCB 126	oktaklordibensodioxin	HBCD/HBCDD	PFDA*
	PCB 156	2,3,7,8-tetra CDF		PFUnDA*
	PCB 157	1,2,3,7,8-penta CDF		PFDoDA
	PCB 167	2,3,4,7,8-penta CDF		PFTriDA
	PCB 169	1,2,3,4,7,8-hexa CDF		PFTeDA
	PCB 189	1,2,3,6,7,8-hexa CDF		PFHxDA
		1,2,3,7,8,9-hexa CDF		PFOcDA
		2,3,4,6,7,8-hexa CDF		PFBS
		1,2,3,4,6,7,8-hepta CDD		PFHxS*
		1,2,3,4,7,8,9-hepta CDD		PFOS*
		oktaklordibensofuran		PFDS*
				6:2 FTSA
				PFOSA*
				N-MeFOSA
				N-EtFOSA
				N-MeFOSE
				N-EtFOSE
				FOSAA
				N-MeFOSAA
				N-EtFOSAA

Datinsamling, gränsvärden och utvärdering av data

Historiska data har erhållits från Sara Peilot (Vänerns Vattenvårdsförbund) och resultaten bygger vidare på årsrapporten för 2022 (Olsson 2023) där Åsunda, Torsö och Dalbosjön ingår samt på årsrapporten från 2020 (Barthel Svedén och Andersson 2021) där de sju lokalerna i norra Vänern ingår. I rapporten presenteras även kvicksilverhalt i årlig provtagning av gädda från Kattfjorden. Data från 1974 till och med 2023 har erhållits från Ann-Charlotte Norborg Carlsson på SGS Analytics Sweden.

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:

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

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

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

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 1-hg abborre.

Fettviktshalt (fv) har beräknats enligt:

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

Vid lipidnormalisering 5% multiplicerades fettviktshalten med 0,05.

Flera av de ämnen som har analyserats har olika gränsvärden för fisk, sammanställda i Tabell 5. Gränsvärden som anges i HVMFS 2019:25 är relaterade till biota och används som bedömningsgrunder för klassificering av ekologisk status och kemisk ytvattenstatus. Särskilda giftiga kemiska ämnen kan ingå antingen i gruppen särskilt förorenande ämnen (SFÅ) som ingår i bedömning av ekologisk status eller i gruppen prioriterade ämnen (PRIO-ämnen) som används för att bedöma kemisk ytvattenstatus. Till SFÅ hör bland annat PCB i biota, medan PBDE₆, kvicksilver, PFOS, dioxiner och dioxinlika föreningar samt HBCDD är PRIO-ämnen och ingår i bedömning av kemisk ytvattenstatus. Överskrider gränsvärdet för SFÅ kan den ekologiska statusen aldrig bedömas till högre än måttlig även om andra parametrar indikerar en god eller hög status. Om ett PRIO-ämne överskrider gränsvärdet medför det att god kemisk ytvattenstatus inte uppnås. Gränsvärdena i HVMFS 2019:25 är ofta kopplade till sekundär risk för förgiftning och har som uppgift att skydda ekosystemtjänster och de mest utsatta organismerna. När gränsvärdena sätts tillämpas dessutom vanligtvis en osäkerhetsfaktor för att säkerställa att ett för högt gränsvärde inte sätts. Gränsvärdena kan även i vissa fall vara kopplade till risker som kan uppkomma när människor konsumerar fisken (HaV 2016).

I en EU-förordning (EU-förordning 2023/915) anges gränsvärden som gäller livsmedel och dessa är framtagna för att skydda konsumenter från för höga intag av skadliga ämnen via födan. För PFAS finns förutom vissa gränsvärden för livsmedel även ett värde på tolererbart veckointag per kg kroppsvikt som fastställts av europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (Efsa 2020). Förutom dessa gränsvärden finns även kostrekommendationer från Livsmedelsverket kring hur mycket fisk olika konsumentgrupper maximalt bör inta.

Tabell 5. Gränsvärden för aktuella miljögifter i biota baserat på HVMFS 2019:25 samt livsmedelsgränsvärden enligt EU-förordning 2023/915. Samtliga värden gäller för våtvikt.

Ämne	HVMFS 2019:25	EU 2023/915	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.
Kvicksilver	20 ng/g	1,0 mg/kg	Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött från viss fisk, bland annat gädda.
Summan av dioxiner		3,5 pg/g	Enligt WHO-PCDD/F-TEQ. Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött av vildfångad sötvattensfisk.
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 vildfångad sötvattensfisk.
Summa PCB ₆	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 vildfångad sötvattensfisk. HVMFS gränsvärde gäller för fiskmuskel.
PFOS	9,1 ng/g	35 ng/g	Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött från viss fisk, bland annat abborre. Gränsvärdet gäller för vuxna.
PFOA		8 ng/g	Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött från viss fisk, bland annat abborre. Gränsvärdet gäller för vuxna.
PFNA		8 ng/g	Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött från viss fisk, bland annat abborre. Gränsvärdet gäller för vuxna.
PFHxS		1,5 ng/g	Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött från viss fisk, bland annat abborre. Gränsvärdet gäller för vuxna.
PFAS ₄		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 ₄ . Gränsvärdet gäller för vuxna. Tolererbart veckointag (TVI) av PFOS, PFOA, PFNA och PFHxS fastställt till 4,4 ng/kg kroppsvikt och vecka enligt europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (Efsa 2020).
HBCD/HBCDD	167 ng/g		
PBDE ₆	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 medan morfometriska resultat från Byviken, Åsfjorden, Kattfjorden, Hammarösjön, Sätterholmsfjärden, Varnumsviken samt Kolstrandsviken visas i Tabell 7.

Den okulära besiktningen av fiskarna från de tio lokalerna indikerade inte någon försämrad fiskhälsa under 2023 jämfört med tidigare år. Under 2023 var det en viss skillnad i storlek mellan abborrarna från Torsö, Dalbosjön och Åsunda. Abborrarna från Åsunda var i medel nästan dubbelt så tunga som abborrarna från Torsö (89 g respektive 46 g), medan vikten på abborrarna från Dalbosjön låg mellan Torsö och Åsunda. Abborrarna från Åsunda var betydligt större jämfört med 2022, medan storleksskillnaden inte var lika stor för Torsö och Dalbosjön. I Torsö var fiskarna något mindre och i Dalbosjön något större under 2023. Abborrarna från Åsunda var dock äldre (median 3+, medel 2,75) än fiskarna från Torsö och Dalbosjön (median 2+, medel 1,9 respektive 2,25). Under 2022 var medianåldern hos fiskarna i Dalbosjön 3+ medan den var samma i Torsö och Åsunda som 2023. Även abborrarna från norra Vänern uppvisade en viss storleksskillnad, men inte lika mycket som fiskarna från Torsö, Åsunda och Dalbosjön. Individerna från Hammarösjön var minst (kortast och lättast) medan abborrarna från Åsfjorden var störst. Medelvikten varierade från 53 g till 78 g. Abborrarna från Byviken och Åsfjorden var större under 2023 jämfört med undersökningen 2020. För Sätterholmsfjärden var storleken densamma medan abborrarna från Kattfjorden, Hammarösjön, Varnumsviken och Kolstrandsviken var något mindre jämfört med 2020. Medianåldern hos abborrarna från norra Vänern varierade mellan 2+ och 3+ i samtliga lokaler. Medianåldern var ett år lägre i samtliga lokaler förutom Kattfjorden och Varnumsviken under 2023 jämfört med 2020.

Likt tidigare år var gonaderna små hos individerna vid nästan alla lokaler. Endast vid Dalbosjön och Varnumsviken noterades flera abborrar som var på väg att bli lekmogna. I Varnumsviken hade sex av åtta abborrar utvecklade gonader, medan fyra abborrar i Dalbosjön hade gonader som vägde över 3 gram. I Torsö, Åsunda och Hammarösjön noterades en individ vardera med gonadvikt på över 2 gram medan övriga individer hade små gonader. Generellt var det gonadsomatiska indexet (GSI) lågt i de olika lokalerna.

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. Konditionsfaktorn var likvärdig i samtliga tio undersökta lokaler och varierade mellan som lägst 0,96 i Hammarösjön till som högst 1,13 i Åsfjorden och Sätterholmsfjärden.

Tabell 6. Resultat för morfometriska parametrar för abborre 2023 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	19,9±1,56	16,3±1,74	18,2±1,40
Vikt	Gram	88,7±24,4	45,5±15,4	66,5±21,8
Somatisk vikt	Gram	82,3±22,4	42,9±14,3	60,7±19,6
Lever	Gram	0,96±0,49	0,42±0,31	0,60±0,39
Gonad	Gram	0,66±1,04	0,23±0,54	1,21±1,52
Ålder	År	3+	2+	2+
CF		1,10±0,11	1,01±0,08	1,07±0,12
LSI	%	1,13±0,36	0,88±0,50	0,94±0,47
GSI	%	0,78±1,24	0,57±1,25	1,89±2,37

Tabell 7. Resultat för morfometriska parametrar för abborre 2023 från Byviken (By2), Åsfjorden (Ås3), Kattfjorden (Ka6), Hammarösjön (Sä7), Sätterholmsfjärden (Sä8), Varnumsviken (Kr11) samt Kolstrandsviken (Vi90). Medelvärde med standardavvikelse är beräknat på olika antal individer från de olika lokalerna. Åldersbestämning har utförts på 8–10 individer per lokal.

Parameter	Enhet	By2	Ås3	Ka6	Sä7	Sä8	Kr11	Vi90
Antal		12	20	14	15	25	8	15
Längd	cm	18,0±1,70	19,0±1,07	18,1±1,35	17,5±2,02	18,0±0,80	18,1±1,56	17,9±1,60
Vikt	Gram	64,7±20,6	78,2±13,1	61,0±15,0	53,3±20,0	66,2±9,88	63,4±19,3	61,2±16,7
Somatisk vikt	Gram	59,5±18,7	73,6±12,4	57,1±13,7	50,3±19,2	62,1±9,24	56,7±16,6	57,5±15,9
Lever	Gram	0,82±0,43	0,94±0,39	0,34±0,22	0,45±0,22	0,64±0,26	0,68±0,32	0,61±0,24
Gonad	Gram	0,2±0,11	0,42±0,17	0,25±0,24	0,37±0,51	0,20±0,15	3,05±2,02	0,44±0,20
Ålder	År	2+	3+	3+	3+	2+	3+	2+
CF		1,08±0,07	1,13±0,09	1,01±0,07	0,96±0,08	1,13±0,07	1,05±0,10	1,04±0,08
LSI	%	1,32±0,35	1,26±0,43	0,63±0,40	0,88±0,21	1,01±0,37	1,16±0,38	1,06±0,22
GSI	%	0,33±0,17	0,57±0,24	0,41±0,33	0,78±1,35	0,31±0,23	5,17±3,01	0,75±0,26

I områdena förorenade med organiska föreningar kan fiskar få förstörd 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 låg på samma nivå som under 2022. I Torsö och Dalbosjön var LSI något lägre jämfört med 2022. Likt tidigare år ger LSI ingen indikation om påverkan av föroreningar i något av områdena. I de flesta lokalerna i norra Vänern var LSI något lägre jämfört med 2020 bortsett från Byviken och Åsfjorden där värdet var något högre.

Vid dissekeringen noterades inkapslade parasitlarver på två av abborrhonorna från Åsunda, två från Dalbosjön, en från Varnumsviken, en från Hammarösjön, en från Kattfjorden och två från Sätterholmsfjärden.

4 Resultat – organiska föreningar och jämförelser mellan år

Analysprogrammet för organiska föreningar har utökats sedan undersökningarna startade 1996. I dagsläget analyseras PCB, dioxin, dioxinlika PCB, PBDE, HBCD/HBCDD samt PFAS/PFOS. Antalet PFAS-ämnen som analyseras har utökats sedan förra kontrollprogrammet och totalt ingår 26 PFAS-ämnen i analysen. Tidigare analyserades 10 olika PFAS.

Resultaten från analyserna av organiska ämnen förutom PFAS på samlingsprover av muskel från 2023 är sammanfattade i Tabell 8 tillsammans med gällande gränsvärden för livsmedel samt för biota. Organiska föreningar brukar ansamlas i fettrik vävnad och resultaten har därför även räknats om till fettvikt för att göra dem mer jämförbara med varandra.

Tabell 8. Organiska föreningar förutom PFAS/PFOS i samlingsprov av abborrmuskel från lokalerna Åsunda, Torsö och Dalbosjön 2023. 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	EU 2023/915
PCB ₇ ¹	Muskel	ng/g vv	2,04	2,04	2,04		
PCB ₇ ¹	Muskel	µg/g fv	0,340	0,237	0,287		
Summa PCB ₆ ¹	Muskel	ng/g vv	2,0	2,0	2,0	125 ng/g	125 ng/g
Summa PCB ₆ ¹ - lipidnormaliserad	Muskel	ng/g 5%-fv	16,7	11,6	14,1	125 ng/g	

Ämne	Matris	Enhet	Åsunda	Torsö	Dalbo- sjön	HVMFS 2019:25	EU 2023/915
Dioxinlika PCB ¹	Muskel	pg/g vv WHO-TEQ	0,206	0,206	0,206		
Dioxinlika PCB ¹	Muskel	ng/g fv WHO-TEQ	0,034	0,024	0,029		
PCDD/PCDF ¹	Muskel	pg/g vv WHO-TEQ	0,343	0,343	0,343		3,5 pg/g i muskel
PCDD/PCDF ¹	Muskel	ng/g fv WHO-TEQ	0,057	0,040	0,048		
Summa dioxiner och dioxinlika PCB	Muskel	pg/g vv WHO-TEQ	0,55	0,55	0,55	6,5 pg/g	6,5 pg/g i muskel
Summa dioxiner och dioxinlika PCB – lipidnorm.	Muskel	pg/g 5%-fv WHO-TEQ	4,58	3,20	3,87	6,5 pg/g	
PBDE ₆ ¹	Muskel	ng/g vv	0,027	0,022	0,028	0,0085 ng/g	
PBDE ₆ ¹	Muskel	µg/g fv	0,004	0,003	0,004		
HBCD/HBCDD ¹	Muskel	ng/g vv	0,018	0,018	0,018	167 ng/g	
HBCD/HBCDD ¹	Muskel	µg/g fv	0,003	0,002	0,003		
Råfett	Muskel	%	0,60	0,86	0,71		

¹ Resultatet är baserat på rapporteringsgränsvärde inkl. LOQ.

PCB

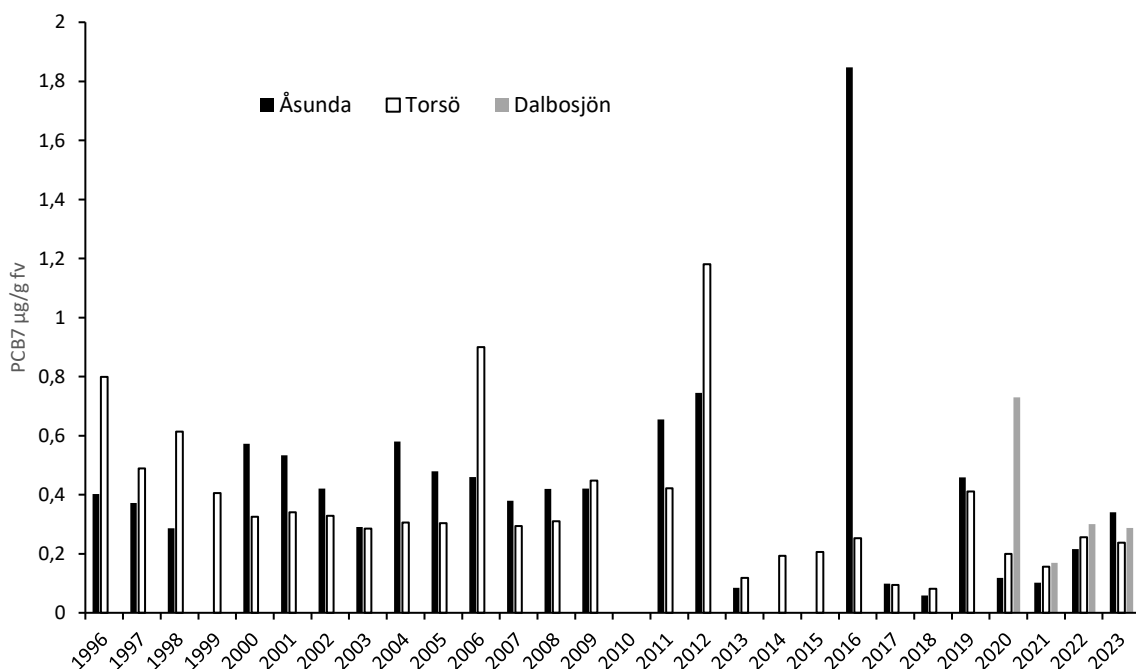
Polyklorerade bifenyler, PCB, är ett samlingsnamn för 209 olika ämnen, så kallade kongener, som innehåller flera kloratomer. Precis som andra organiska miljögifter är de persistenta, vilket innebär att de bryts ned väldigt långsamt och det tar lång tid innan de försvinner från miljön. I Sverige förbjöds användning i nya produkter 1978 och all användning 1995. PCB användes i många byggnader, transformatorer och kondensatorer innan förbudet och ämnena sprids därför fortfarande till miljön. PCB är fettlösligt och ansamlas i vävnader hos organismer och ackumuleras dessutom i näringskedjan och anrikas i bland annat fisk. Sedan användningen förbjöds har halterna enligt den nationella miljöövervakningen minskat (Naturvårdsverket 2024a).

Abborre från Torsö och Åsunda har sedan 1996 analyserats med avseende på PCB₇ (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 PCB₇ på LOQ (Grotell 2019). PCB₇ inklusive LOQ innebär att rapporteringsgränsvärdet används i summeringen av de sju kongenerna i stället för halva gränsvärdet för de kongener som underskrider rapporteringsgränsen.

Resultaten för halten PCB₇ och PCB₆ (samma kongener som PCB₇ förutom PCB 118) i muskel från 2023 finns i Tabell 8. Totalhalten PCB₇ inkl. LOQ i muskel var 2,04 ng/g vv i samtliga tre lokaler. Att halten var densamma beror på att samtliga ingående kongener låg under LOQ, som var samma för alla kongener på de tre lokalerna. I tabellen anges även PCB-halten omräknad 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 2). I både Torsö och Dalbosjön var PCB-halten i abborrarna insamlade 2023 marginellt lägre än 2022. Halten var däremot högre i fiskarna från Åsunda under 2023. Resultaten är dock inte helt rättvisande eftersom samtliga sju kongener som ingår i summahalten för PCB₇ låg under rapporteringsgränsvärdet (LOQ) under 2023. Halten blir därmed densamma i alla tre lokaler med avseende på våtvikt, men eftersom abborrarna från Åsunda hade ett lägre fettinnehåll blir halten

högre i Åsunda vid omräkning till fettvikt. Den riktiga PCB-halten är dock okänd och de resultat som visas påverkas av att rapporteringsgränsvärdet varierar mellan åren. Halterna under 2023 är dock inte på något sätt anmärkningsvärda eller avvikande utan ligger i paritet med vad som tidigare rapporterats. Under 2022 detekterades däremot flera PCB-kongener i abborrarna (två av sju i Åsunda, tre av sju i Torsö och Dalbosjön) medan ingen detekterades under 2023.

Det saknas gränsvärde för PCB₇, men det finns däremot gränsvärde för PCB₆ i både biota och livsmedel. Totalhalten PCB₆ i Åsunda, Torsö samt Dalbosjön var 2,0 ng/g vv. Att halten var densamma beror, precis som för PCB₇, att samtliga kongener låg under rapporteringsgränsvärdet. För PCB₆ 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 en lipidnormalisering 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. För Åsunda, Torsö samt Dalbosjön var de lipidnormaliserade halterna 16,7 ng/g, 11,6 ng/g respektive 14,1 ng/g under 2023. För Torsö och Dalbosjön är detta marginellt lägre medan halten i Åsunda var högre jämfört med 2022 (Olsson 2023). Jämfört med 2021 är halten högre i samtliga lokaler (Barthel Svedén 2022). I Dalbosjön noterades den högsta halten under 2020 (Kling 2021) och halten 2023 är mer än 50% lägre jämfört med 2020. Under 2019 noterades betydligt högre halter i Åsunda och Torsö jämfört med 2023 (Olsson och Andersson 2020). De lipidnormaliserade halterna ligger fortsatt långt under gränsvärdet (125 ng/g) för både biota och livsmedel.



Figur 2. Halt PCB₇ uttryckt som µg/g fettvikt i samlingsprov på muskel från lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2023 och Dalbosjön 2020–2023.

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 2024b).

Förutom dioxiner finns det även 12 PCB-kongener som klassas som dioxinlika (se Tabell 4 för ingående dioxinlika kongener). Dessa kongener har en kemisk struktur som liknar dioxinernas och de har därför även egenskaper liknande 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 därigenom 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 2024a). Genom att använda WHO-TEQ kan jämförelser därmed göras.

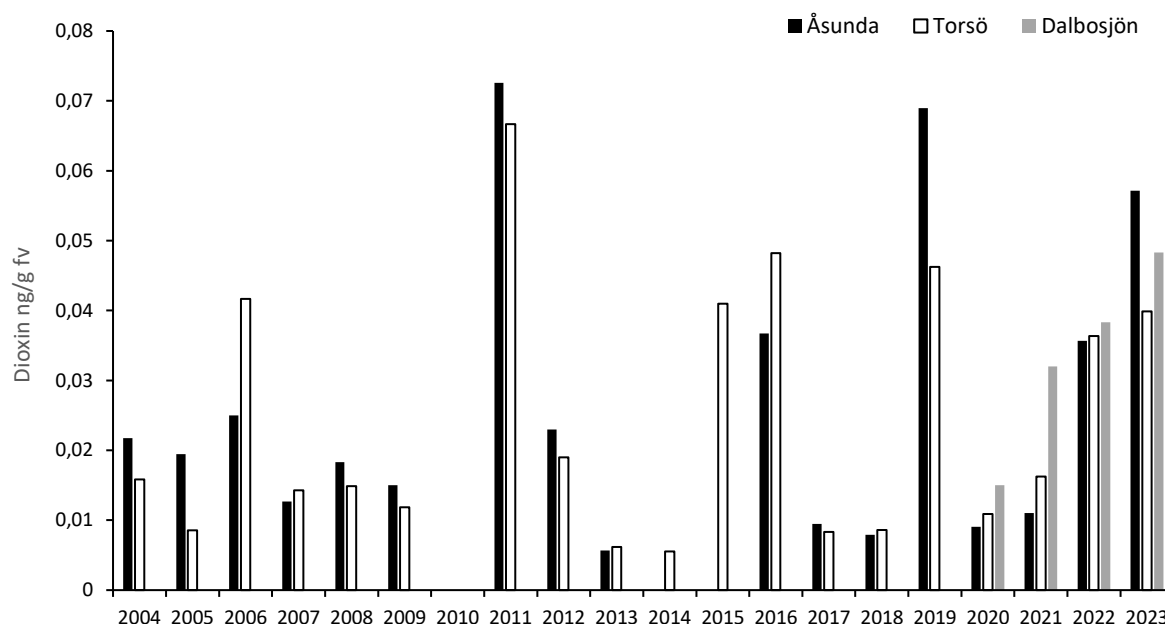
Halten dioxiner och dioxinlika PCB:er i abborrarna från Vänern visas i Tabell 8. Totalt analyserades 17 olika ämnen inom gruppen dioxiner och samtliga låg under rapporteringsvärdet för respektive ämne, vilket även var fallet under 2022 (Olsson 2023). Under 2021 låg däremot en dioxin på detekterbar halt i Åsunda och flera dioxiner detekterades i Torsö, medan ingen dioxin detekterades i Dalbosjön (Barthel Svedén 2022). I denna rapport redovisas halten baserat på LOQ, det vill säga en summering av rapporteringsgränsvärdet för samtliga ingående dioxiner som analyserats. Summan av PCDD/PCDF (WHO-TEQ) var 0,343 pg/g vv i alla tre lokaler. Precis som för PCB beror det samstämmiga resultatet mellan lokalerna på att samtliga ingående ämnen låg under rapporteringsgränsvärdet, som var densamma för de tre lokalerna. Halten är marginellt högre jämfört med 2022, då den varierade mellan 0,318 pg/g i Dalbosjön till 0,328 pg/g i Åsunda. De högre halterna som noterats både 2023 och 2022 jämfört med 2021 beror på högre rapporteringsgränsvärden och indikerar därmed inte i sig att halten i fiskarna är högre. Likt tidigare år underskred halterna i de tre lokalerna livsmedelsgränsvärdet på 3,5 pg/g (EU-förordning 2023/915) med väldigt god marginal.

Summan av PCDD/PCDF samt dioxinlika PCB (WHO-TEQ) uppgick till 0,55 pg/g vv i de tre lokalerna. Samtliga ingående kongener låg under rapporteringsgränsvärdet. Jämfört med livsmedelsgränsvärdet (6,5 pg/g vv) ligger halten i fisken långt under gränsvärdet i lokalerna, vilket även varit fallen de föregående åren. Observera att resultaten som presenterats dessutom är en överskattning av halten eftersom det är en summering av rapporteringsgränser som gjorts. Ingen ingående dioxin eller PCB som analyserats kunde detekteras.

För biota finns ett gränsvärde på 6,5 pg/g vv angivet i HVMFS 2019:25 och detta är satt för att skydda ekosystemet. Innan en jämförelse görs mot gränsvärdet bör summahalten av dioxiner tillsammans med dioxinlika PCB:er lipidnormaliseras till 5% lipidvikt för att jämförelser mellan olika arter ska bli mer korrekt. Abborre är en mager fisk som inte innehåller särskilt mycket fett, vilket påverkar mängden fettlösliga ämnen den tar upp. När värdena normaliserats uppgick halten i Åsunda, Torsö och Dalbosjön till 4,58 pg/g, 3,20 pg/g respektive 3,87 pg/g och gränsvärdet för biota underskreds därmed även efter normalisering.

Jämförelser mellan de olika undersökningsåren med avseende på halterna av PCDD/PCDF relaterat till muskelns fetthalt visas i Figur 3. Halterna för framför allt Åsunda och Dalbosjön var högre under 2023 jämfört med 2022 medan halten i Torsö var på nästan samma nivå. Skillnaden kan till stor del förklaras av att abborrarna från både Åsunda och Dalbosjön hade lägre fetthalt jämfört med föregående år och jämfört med fisken från Torsö. I Åsunda var fetthalten 35% lägre under 2023 medan den var 15% lägre i Dalbosjön. Redan 2022 var halterna höga i Åsunda och

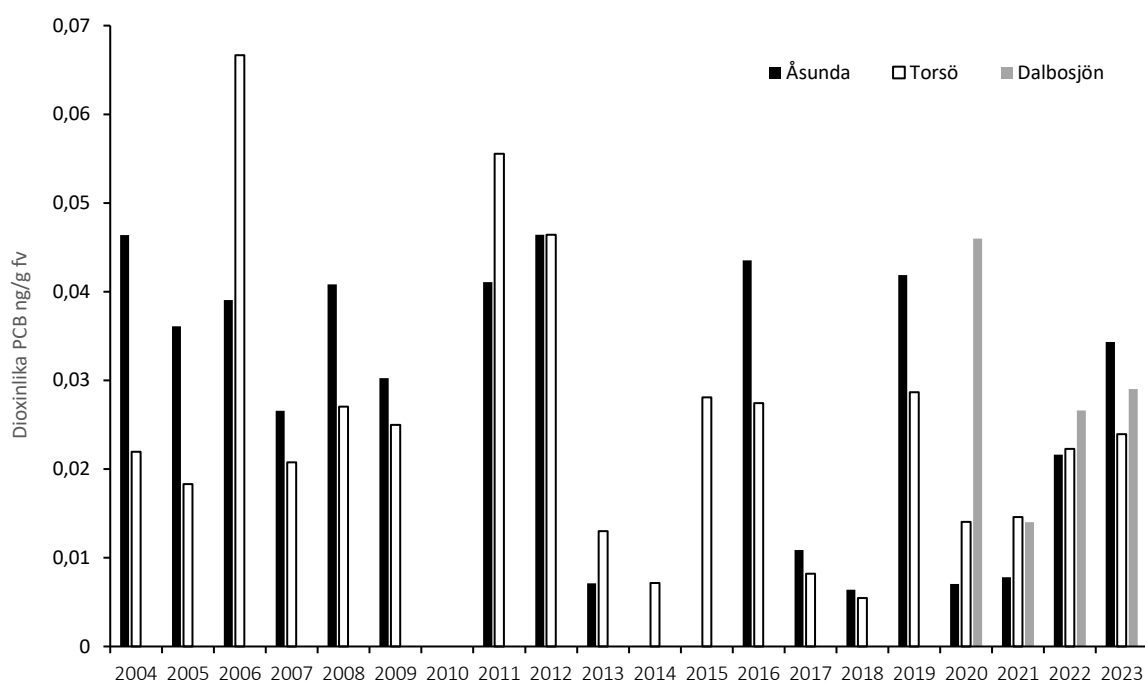
Torsö i jämförelse med andra undersökningsår, men då samtliga analyserade ämnen de senaste två åren legat under rapporteringsgränsvärdena går det inte dra några slutsatser om eventuella haltförändringar. I tidigare årsrapporter (Grotell 2018; Grotell 2019) har värden från åren 2011, 2015 och 2016 exkluderats ur jämförelsen för dioxiner p.g.a. förhöjda rapporteringsgränser. Även 2019 var rapporteringsgränsen förhöjd jämfört med tidigare år (Olsson och Andersson 2020).



Figur 3. Dioxinhalt uttryckt som ng/g fettvikt i samlingsprov på muskel från lokalerna Åsunda och Torsö under 2004–2023 och Dalbosjön 2020–2023. Observera att den presenterade halten i flera fall är baserad på en summering av rapporteringsgränsvärden eftersom inga ingående dioxiner förekommit i detekterbara halter.

Liksom för dioxiner relateras halten dioxinlika PCB:er till muskelns fetthalt. I Figur 4 visas resultaten för dioxinlika PCB i abborrar för åren 2004–2023 för Åsunda och Torsö samt 2020–2023 för Dalbosjön. Halten är något högre i Dalbosjön och Torsö i jämförelse med 2022 medan halten är tydligt högre i Åsunda under 2023. Halten i förhållande till våtvikt var i princip densamma jämfört med 2022 för Åsunda och Torsö medan den var något lägre i Dalbosjön. På grund av den lägre fetthalten i abborrarna från Åsunda under 2023 blir halten omräknad till fettvikt betydligt högre. Den lägre halten av dioxinlika PCB:er i våtvikt för abborrarna från Dalbosjön kompenserar delvis för den lägre fetthalten i dessa fiskar och bidrar till att resultaten är på ungefär samma nivå under 2023 som under 2022. Olika rapporteringsgränsvärden mellan åren har effekt på de resultat som visas och eventuella slutsatser om haltförändringar går inte att dra. Under 2023 var rapporteringsgränsvärdet högre för flera ingående ämnen jämfört med 2021 och 2022. Halterna under 2023 avviker inte från de föregående åren utan ligger i nivå med vad som tidigare har rapporterats.

För dioxiner och dioxinlika PCB:er finns ett tolererbart veckointag på 2 pg TEQ/kg kroppsvikt fastställt av europeiska livsmedelssäkerhetsmyndigheten (Efsa 2018). För abborre från Vänern motsvarar detta ett intag av ungefär 250 gram abborre per vecka för en vuxen person (på 70 kg) och 36 gram abborre för ett barn (på 10 kg) beräknat på uppmätta halter under 2023.



Figur 4. Halt dioxinlika PCB uttryckt som ng/g fettvikt i samlingsprov på muskel från lokalerna Åsunda och Torsö under 2004–2023 och Dalbosjön 2020–2023.

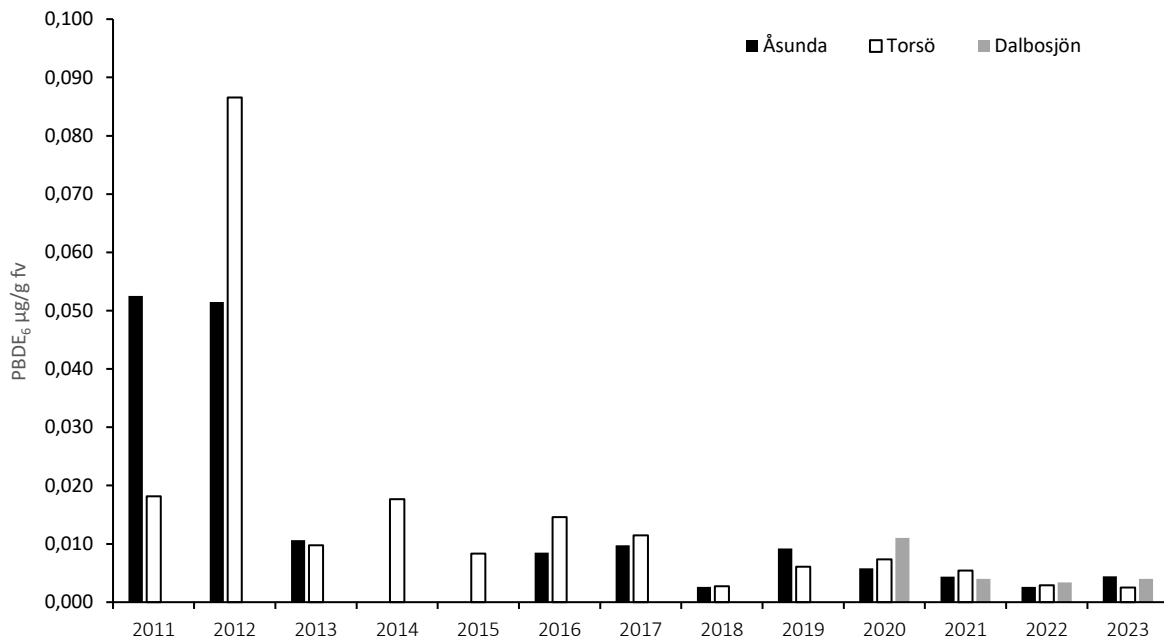
PBDE och HBCDD

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 2024c). 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 flamskyddsmedel som varierar i antal bromatomer. PBDE tillsammans med HBCDD (hexabromcyklo-dodekan) 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 2024b).

Totalt analyserades 24 olika PBDE-kongener i Åsunda, Torsö och Dalbosjön under 2023 och en summering av sex kongener, PBDE₆, visas i Tabell 8. För ingående kongener i PBDE₆ 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 (PBDE₆) under 2021. I Åsunda och Dalbosjön detekterades en kongen, PBDE-47, under 2023 medan samtliga 24 kongener låg under rapporteringsgränsvärdet i Torsö. Under 2022 var resultatet snarlikt, men då detekterades ingen PBDE i Åsunda medan halten PBDE-47 var mätbar i Torsö och Dalbosjön. PBDE-47 ingår i PBDE₆, vilket innebär att LOQ har använts för majoriteten av kongenerna vid summeringen, motsvarande tillvägagångssättet för rapporteringen 2017–2021. Innan dess användes i stället halva LOQ-värdet vid summeringen (Grotell 2019).

Halten av PBDE₆ är den lägsta som noterats sedan mätningarna påbörjades i Torsö. Halten i Dalbosjön har legat på ungefär samma nivå 2021–2023 medan halten i Åsunda under 2023 var en återgång till samma nivå som under 2021. Under 2018 och 2022 noterades de lägsta nivåerna i Åsunda, nästan hälften så höga jämfört med 2023. Historiskt har kongenen PBDE-47 varit den som oftast bidragit med störst andel i summahalten av PBDE₆, men de senaste åren har andra kongener gett liknande bidrag till summahalten. För att få en bättre jämförelse av resultaten

mellan åren har halten PBDE₆ relaterats till muskelns fetthalt och det är tydligt att mängden PBDE₆ har minskat kraftigt sedan mätningarna infördes 2011 (Figur 5). Det kan vara en effekt av det förbud som infördes 2004 mot användning av PBDE-47 och flera andra PBDE:er (Naturvårdsverket 2024c), men då mätningar saknas från perioden innan förbudet går det inte att veta.



Figur 5. Halt PBDE₆ uttryckt som µg/g fettvikt i samlingsprov på muskel från lokalerna Åsunda och Torsö under 2011–2023 och Dalbosjön 2020–2023.

Uppmätt PBDE₆-halt var för Åsunda 0,027 ng/g vv, för Torsö 0,022 ng/g vv och för Dalbosjön 0,028 ng/g vv. Halterna ligger fortsatt långt över gränsvärdet 0,0085 ng/g vv som gäller för biota (HVMFS 2019:25). Gränsvärdet för PBDE₆ har överskridits i fisk från Vänern sedan mätningarna påbörjades 2011, men samtliga ytvattenförekomster i hela Sverige överskrider gränsvärdet på grund av atmosfärisk deposition (VISS 2024). 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 tre kongener (alfa, beta och gamma) av HBCDD utfördes på abborrmuskel (Tabell 8). I både Åsunda och Dalbosjön låg de tre kongenerna under rapporteringsgränsen, medan alfa-HBCDD låg precis över rapporteringsgränsen i Torsö (0,00643 ng/g, rapporteringsgräns 0,006 ng/g). Den summerade halten för HBCDD baserades därmed framför allt på LOQ-halter och var 0,018 ng/g i Åsunda och Dalbosjön, medan den var 0,01843 ng/g i Torsö. Gränsvärdet för HBCDD ligger på 167 ng/g (HVMFS 2019:25) och detta underskrids därmed med väldigt god marginal. Resultaten för 2023 ligger i nivå med vad som tidigare uppmäts (Sjölin 2012, Sjölin 2015, Olsson och Andersson 2020, Barthel Svedén och Andersson 2021, Kling 2021, Barthel Svedén 2022, Olsson 2023).

PFAS och PFOS

PFAS är samlingsnamn för per- och polyfluorerade alkylsubstanser, en grupp på över 10 000 identifierade ämnen som alla innehåller flera fluoratomer bundna till kol. 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-ämnen 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-ämnen 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-ämnen 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 2024). 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-ämnen i abborrar från Dalbosjön. Dalbosjön hade utökad PFAS-analys 2021 och totalt analyserades då 28 PFAS-ämnen, varav 25 kunde göras i lever. På grund av ett labtekniskt misstag utgick analys på leverproverna under 2022 men PFAS analyserades på muskelproverna. Under 2023 har fler PFAS-ämnen tillkommit i analysen och totalt ingick 26 PFAS-ämnen i analyserna på muskel och lever. På grund av matriseffekter kunde dock fyra PFAS-ämnen inte analyseras på muskel- och leverprover från Torsö under 2023.

För att kunna göra jämförelser mellan olika år presenteras i denna rapport förutom totalhalten av PFAS en summering av 10 av de analyserade föreningarna för att representera PFAS-halten i muskel, vilka benämns PFAS₁₀ (se tabell 4 för ingående föreningar). Halten PFAS₂₆, PFAS₁₀, PFAS₄, PFOS, PFOA, PFNA samt PFHxS i muskel visas i Tabell 9. Vissa halter (PFOS och PFAS₁₀) har även relaterats till fetthalten i muskel för jämförelserna mellan olika år.

Vid analysen av muskelprover 2023 kunde fyra av tio ingående ämnen i PFAS₁₀ detekteras i abborrar från Åsunda och Torsö medan fem av tio ämnen låg över rapporteringsgränsen i Dalbosjön, Åsfjorden och Byviken. Ämnet PFOS (perfluoroktansulfonat) utgör vanligtvis en stor andel av den totala PFAS-halten, vilket även var fallet under 2023. Andelen PFOS i förhållande till PFAS₁₀-halten och PFAS₂₆-halten (båda inkl. LOQ) uppgick till 71% respektive 51% i Åsunda, 75% respektive 58% i Torsö, 78% respektive 62% i Dalbosjön, 68% respektive 47% i Åsfjorden och 81% respektive 62 i Byviken. Andelen PFOS i förhållande till totalhalt var något lägre än tidigare år, men detta beror på att fler PFAS-ämnen ingick i analysen under 2023. PFOS-halten i muskel var 2,3 ng/g vv i Åsunda, 3,1 ng/g i Torsö, 4,0 ng/g i Dalbosjön, 3,7 ng/g i Åsfjorden och 4,0 ng/g i Byviken. För Åsunda, Torsö och Dalbosjön innebär detta att halten var lägre jämfört med 2022. Framför allt i Åsunda är skillnaden markant jämfört med året innan, då PFOS-halten var 5,3 ng/g vv. Abborrarna från samtliga lokaler underskred med god marginal gränsvärdet för biota, som ligger på 9,1 ng/g vv och som är satt för att skydda de känsligaste organismerna i ekosystemet (HVMFS 2019:25) (Figur 6). Halten har legat under gränsvärdet vid nästan alla mätningar, med undantag för Åsunda 2012 då halten uppmättes till 11 ng/g vv (Grotell 2019). Generellt varierar halten PFOS mellan norra och södra Sverige, 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 även relaterats till muskelns fetthalt och en jämförelse mellan undersökningsåren visas i Figur 7. Halten har varierat mellan åren och var på ungefär samma nivå i Åsunda 2020–2022 (0,53–0,58 µg/g fv) för att därefter minska betydligt under 2023 (0,38 µg/g fv). I både Torsö och Dalbosjön var halten marginellt lägre under 2023 jämfört med året innan.

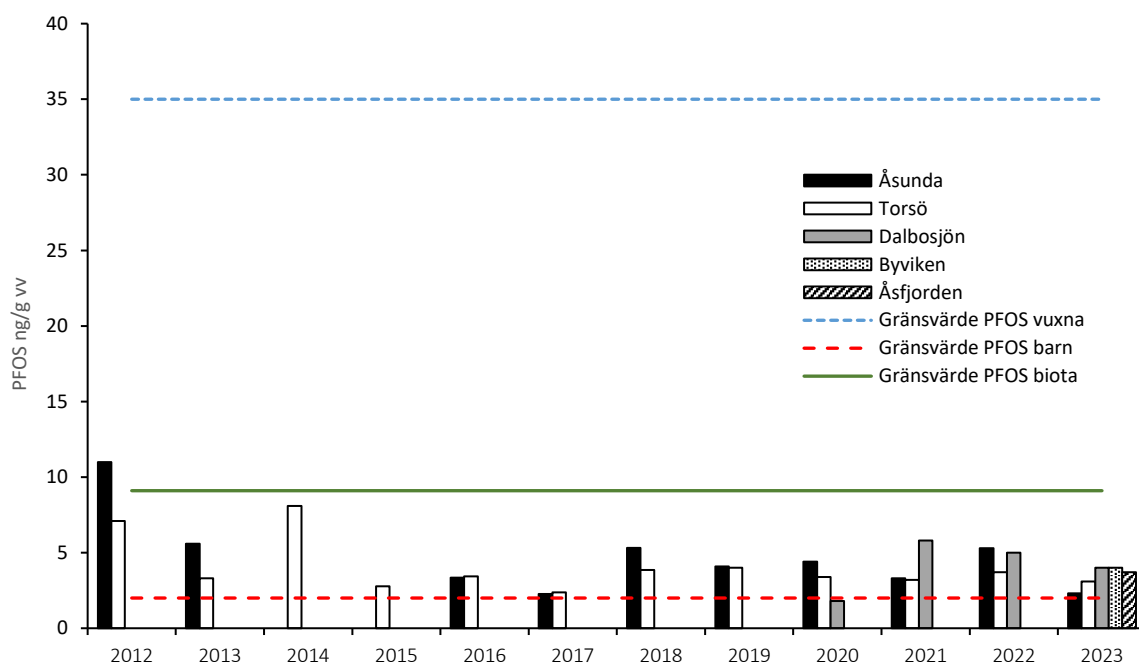
Tabell 9. PFAS (olika summeringar av ämnen), PFOS, PFOA, PFNA och PFHxS i samlingsprov av abborrmuskel från lokalerna Åsunda, Torsö, Dalbosjön, Byviken och Åsfjorden 2023. Gränsvärde från HVMFS 2019:25 är en miljökvalitetsnorm för biota medan EU-förordning 2023/915 gäller halten i livsmedel (muskel på abborre). Turkosmarkerade värden visar att halten överskrider gällande livsmedelsgränsvärde för spädbarn och småbarn.

Ämne	Enhet	Åsunda	Torsö	Dalbosjön	Byviken	Åsfjorden	HVMFS	EU 2023/915
PFOS	ng/g vv	2,3	3,1	4,0	4,0	3,7	9,1 ng/g	35 ng/g vuxna 2 ng/g barn
PFOS	µg/g fv	0,38	0,36	0,56	0,49	0,51		
PFOA	ng/g vv	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		8 ng/g vuxna 0,20 ng/g barn
PFNA	ng/g vv	0,071	0,064	0,075	0,049	0,11		8 ng/g vuxna 0,50 ng/g barn
PFHxS	ng/g vv	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01		1,5 ng/g vuxna 0,20 ng/g barn
PFAS ₄ ¹	ng/g vv	2,4	3,2	4,1	4,1	3,8		45 ng/g vuxna 2 ng/g barn
PFAS ₁₀ ²	ng/g vv	3,24	4,11	5,10	4,94	5,40		
PFAS ₁₀ ²	µg/g fv	0,54	0,48	0,72	0,60	0,74		
PFAS ₂₆ ²	ng/g vv	4,5	5,3 ³	6,5	6,5	7,8		
PFAS ₂₆ ²	µg/g fv	0,75	0,62 ³	0,92	0,79	1,07		
Råfett	%	0,60	0,86	0,71	0,82	0,73		

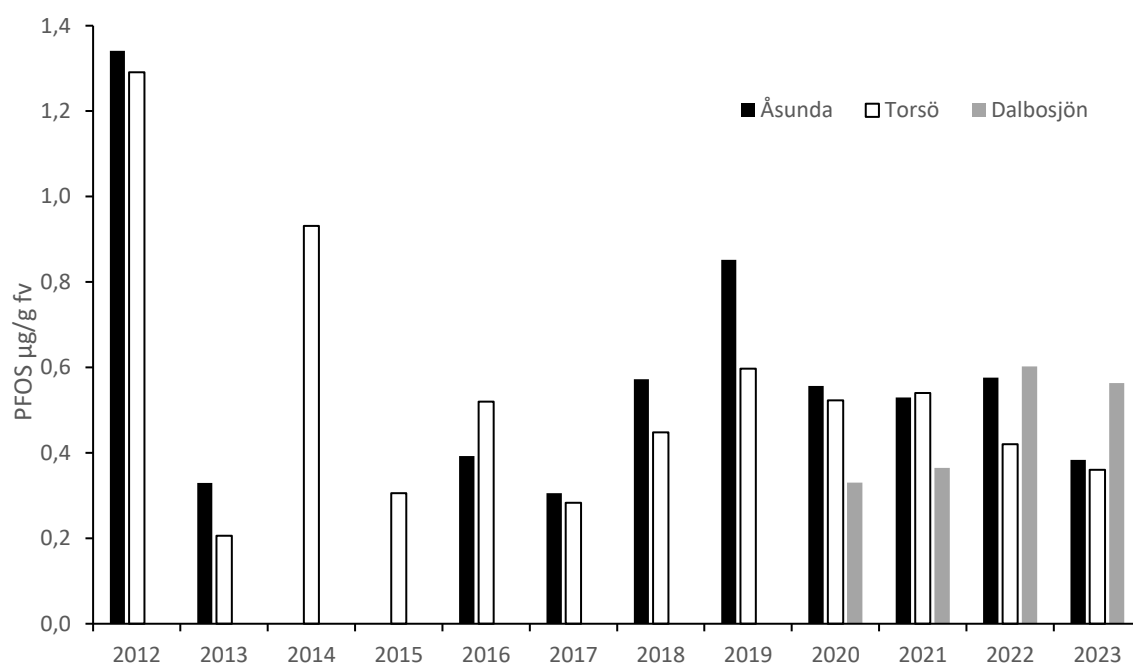
¹ Halter under kvantifieringsgräns/rapporteringsgränsvärdet inkluderas inte i summahalten utan räknas som noll vid jämförelse mot livsmedelsgränsvärde.

² Resultatet är baserat på rapporteringsgränsvärde inkl. LOQ.

³ Summering av 22 PFAS (inkl. LOQ) eftersom fyra PFAS utgick från analysen på grund av matriseffekter.



Figur 6. Halt PFOS uttryckt som ng/g våtvikt i samlingsprov på muskel från lokalerna Åsunda och Torsö under 2012–2023, Dalbosjön 2020–2023 samt Byviken och Åsfjorden 2023. Röd streckad linje visar livsmedelsgränsvärde för PFOS i abborre för barn medan blå streckad linje visar gränsvärde för PFOS i abborre för vuxna enligt EU-förordning 2023/915. Grön heldragen linje visar gränsvärde för biota enligt HVMFS 2019:25.



Figur 7. Halt PFOS uttryckt som µg/g fettvikt i samlingsprov på muskel från lokalerna Åsunda och Torsö under 2012–2023 och Dalbosjön 2020–2023.

Analyser av PFOS och PFAS på lever har ingått sedan 2011 i programmet men har utgått flera år på grund av för små provmängder. Halten PFOS i lever visas i Tabell 10 för de år analyserna kunnat genomföras för prover från Åsunda och Torsö, samt för åren 2020–2023 för Dalbosjön. Halterna under 2023 är på samma nivå som uppmäts tidigare år. I Åsunda var halten i lever marginellt lägre än den tidigare lägsta halten som uppmäts medan halten i Dalbosjön var den högsta som uppmäts (tre analyser). Högre halter i lever har dock uppmäts i både Åsunda och Torsö tidigare. Samtliga lokaler låg under 2023 under det föreslagna gränsvärdet på 140 ng/g vv för PFOS i lever (HaV 2016). Under 2023 utgick råfettsanalys på leverarna på grund av för liten provmängd. För att beräkna halten i lever i förhållande till fettvikt har ett medelvärde för respektive lokal använts för de år som fetthalt kunnat analyseras. Detta påverkar vilka antaganden som kan göras kring resultatet för 2023, men beräkningarna visar att halten i leverarna ligger på liknande nivåer som tidigare år även omräknat till fettvikt. Resultaten (våtvikt) är samstämmiga med resultaten på muskel, där PFOS-halten var lägst i Åsunda och högst i Dalbosjön.

Under 2023 analyserades totalt 26 PFAS-ämnen i Åsunda och Dalbosjön medan 22 PFAS-ämnen analyserades i Torsö (fyra PFAS utgick på grund av matriseffekter). Den totala PFAS-halten inkl. LOQ i Åsunda, Torsö och Dalbosjön var 63, 79 respektive 110 ng/g vv. Detta är en minskning i Åsunda och Torsö jämfört med 2021 medan halten var något högre i Dalbosjön. Under 2021 analyserades 21 PFAS-ämnen i Åsunda och Torsö och 25 i Dalbosjön, vilket medför att analysen under 2023 inkluderar något fler PFAS-ämnen under 2023 (en till fem PFAS). PFOS utgjorde, liksom 2020 och 2021, ca 80% av den totala PFAS-halten i lever.

Tabell 10. Uppmätt halt PFOS i lever samt PFOS-halt relaterad till leverns fetthalt för åren 2011, 2017–2021 och 2023 för de tre lokalerna Åsunda, Torsö och Dalbosjön.

År	PFOS ng/g vv			PFOS µg/g fv			Fetthalt		
	Åsunda	Torsö	Dalbosj.	Åsunda	Torsö	Dalbosj.	Åsunda	Torsö	Dalbosj.
2011	110	120		2,2	2,4		5	5	
2017	66	59		1,6	1,5		4,0	4,0	
2018	162	123		3,1	1,6		5,2	7,8	
2019	77	80		1,9	2,0		4,0	— ¹	
2020	56	45	20	1,4	2,0	0,78	3,9	2,2	2,6
2021	69	100	81	1,7	3,2	1,6	4,0	3,1	5,1
2023	50	64	92	1,1	1,4	2,4	— ²	— ²	— ²

¹ Råfettanalys utgick p.g.a. för lite provmaterial. Vid uträkningar av fettvikt (fv) har råfetthalten från Åsunda använts.

² Råfettanalys utgick p.g.a. för lite provmaterial. Vid uträkningar av fettvikt (fv) har ett medelvärde på råfetthalten från tidigare år använts.

Under 2023 infördes gränsvärden för fyra PFAS samt summahalt för PFAS₄ i livsmedel och dessa är nu reglerade enligt EU-förordning 2023/915. Gränsvärdet för livsmedel gäller för våtvikt och analyserna på fisken 2023 visar att samtliga lokaler ligger under gränsvärdet för abborre som är avsedd för konsumtion av äldre barn och vuxna både med avseende på enskilda ingående PFAS och summahalten PFAS₄ (Tabell 9). PFOS-halten har med god marginal underskridit gränsvärdet för vuxna sedan mätningarna började, då den högst uppmätta PFOS-halten sedan 2012 är 11 ng/g vv, vilket observerades i Åsunda 2012 (Figur 6). Om abborrarna däremot ska tillgängliggöras på marknaden till livsmedel för spädbarn och småbarn överskrider den uppmätta halten livsmedelsgränsvärdet för både PFOS och för PFAS₄. Vid ett tillfälle har halten legat under gränsvärdet, vilket var i Dalbosjön 2020 då PFOS-halten låg på 1,8 ng/g våtvikt.

Tabell 11. Halt PFAS₄ samt beräknat tolererbart veckointag av fisk för vuxen respektive barn med utgångspunkt från tolererbart veckointag av PFAS₄ (4,4 ng/kg kroppsvikt och vecka).

År	PFAS ₄ inkl LOQ	Tolererbart veckointag vuxen	Tolererbart veckointag barn
	ng/g våtvikt	(70 kg) gram fisk	(10 kg) gram fisk
Åsunda	2,39	129	18,4
Torsö	3,18	97	13,8
Dalbosjön	4,10	75	10,7
Byviken	4,07	76	10,8
Åsfjorden	3,83	80	11,5

Europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (Efsa) har fastställt det tolererbara veckointaget av PFAS₄ (PFOS, PFOA, PFNA och PFHxS) till 4,4 ng/kg kroppsvikt och vecka (Livsmedelsverket 2024a). De uträknade tolererbara veckointagen av fisk (gram) för en vuxen (70 kg) respektive ett barn (10 kg), baserat på uppmätta halter av PFAS₄ (muskel) i Vänern visas i Tabell 11. Enligt dessa kan en vuxen person (70 kg) äta 75–129 gram abborre från Vänern per vecka, beroende på fångstplats, utan att överskrida tolererbart veckointag av PFAS₄. Ett barn (10 kg) kan endast äta cirka 10–18 gram. Halten i fisken är något överskattad eftersom rapporteringsgränsvärdet har använts i de fall halten inte varit detekterbar, men då rapporteringsgränsvärdet ligger på 0,01 ng/g bidrar de två PFAS-ämnena som ligger under endast marginellt till totalhalten och den

beräknade mängden som kan konsumeras. Observera att det beräknade tolererbara veckointaget av fisk är överskattat då ingen hänsyn har tagits till annat PFAS-intag via mat och dricksvatten.

5 Resultat – metaller i fiskmuskel och jämförelser mellan år

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 2024d).

Resultaten från undersökningen av kvicksilver i abborrar från Åsunda, Torsö och Dalbosjön under 2023 visas som halter i våtvikt i Tabell 12. För lokalerna i Norra Vänern visas kvicksilver, bly, kadmium och nickel i muskel (våtvikt) i Tabell 13. Samtliga resultat redovisas även i bilaga 1. Kviksilver i gädda fångad i Kattfjorden under 2023 visas i Tabell 14.

Resultaten för kvicksilver redovisas både som medelvärde av analysvärden samt som medelvärde av kvicksilverhalt för normerade 1-hg abborrar samt normerad 1 kg-gädda i Kattfjorden. 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 8, Figur 9 och Figur 10. Många människor exponeras för kvicksilver framför allt genom födan och intaget av fisk är den främsta faktorn som styr exponeringen för kvicksilver (Livsmedelsverket 2024b). 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 (EU-förordning 2023/915), vilket motsvarar 500 ng/g vv medan gränsvärdet i gädda är 1000 ng/g. Kviksilverhalten i muskel underskrider gränsvärdet i samtliga lokaler (Tabell 12, Tabell 13 och Tabell 14), precis som tidigare år.

När det kommer till kvicksilver i biota gäller gränsvärdet 0,020 mg/kg vv (20 ng/g vv) (HVMFS 2019:25) och detta överskrids med god marginal i samtliga lokaler. Halterna i abborrarna från de olika lokalerna i Vänern varierade mellan som lägst 69 ng/g i Torsö till 221 ng/g i Hammarösjön. För gädda låg halten på 583 ng/g. Gränsvärdet har överskridits sedan mätningarna påbörjades och samtliga vattenförekomster i Sverige överskrider detta gränsvärde (VISS 2024). Värdet är satt för att skydda vattenlevande organismer samt fiskätande fåglar och däggdjur (Åkerblom och Johansson 2008).

Tabell 12. Kviksilverhalt i abborrmuskel från Åsunda, Torsö och Dalbosjön 2023. Resultaten visas som medelvärde av analysresultat och som medelvärde av normerad 1-hg abborre och jämförs med gränsvärden från HVMFS 2019:25 och EU-förordning 2023/915. 1 mg/kg motsvarar 1000 ng/g.

Ämne	Enhet	Åsunda	Torsö	Dalbosjön	HVMFS 2019:25	EU 2023/915
Kviksilver	ng/g vv	84 ± 16	69 ± 12	99 ± 28	20 ng/g vv	500 ng/g vv i muskel
Kviksilver normerad 1-hg abborre	ng/g vv	106	133	134		

Tabell 13. Metallhalter i abborrmuskel från lokaler i norra Vänern 2023. Resultaten för kvicksilver visas som medelvärde av analysresultat och som medelvärde av normerad 1-hg abborre. Samtliga lokaler är ett medel på tio individer med undantag för Kolstrandsviken (Vi90) där åtta individer analyserats. Lokalerna som ingår är Byviken (By2), Åsfjorden (Ås3), Kattfjorden (Ka6), Hammarösjön (Sä7), Sätterholmsfjärden (Sä8), Varnumsviken (Kr11) samt Kolstrandsviken (Vi90).

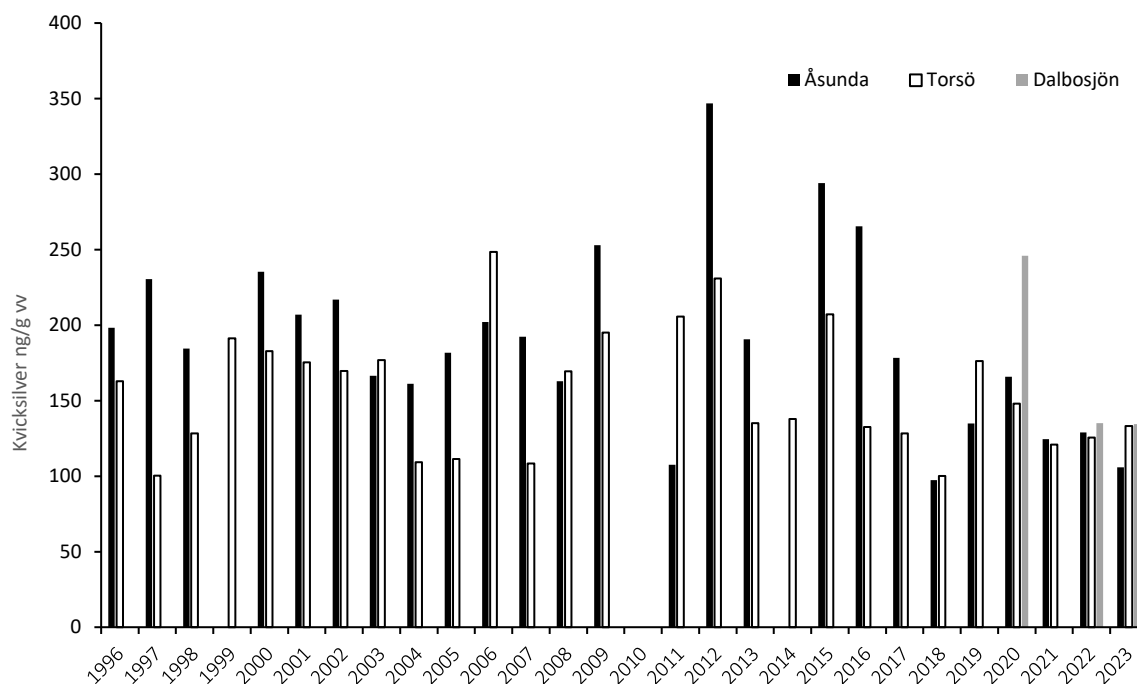
Ämne	Enhet	By2	Ås3	Ka6	Sä7	Sä8	Kr11	Vi90
Kvicksilver	ng/g vv	99 ± 25	99 ± 33	162 ± 64	221 ± 107	110 ± 35	132 ± 25	213 ± 34
Kvicksilver normerad 1-hg abborre	ng/g vv	146	117	231	364	156	220	302
Bly*	µg/g vv	0,01	0,01	0,0085	0,01	0,0107	0,01	0,0106
Kadmium*	µg/g vv	0,005	0,005	0,00394	0,005	0,005	0,005	0,005
Nickel*	µg/g vv	0,0275	0,025	0,0205	0,0415	0,025	0,025	0,025

* Medelhalter baseras på ½ LOQ när halten legat under rapporteringsgränsvärdet. I Kattfjorden hade två individer halter av bly, kadmium och nickel över LOQ, blyhalt över LOQ hos en individ i Sätterholmsfjärden och en individ i Kolstrandsviken. Nickel hade förhöjd LOQ på en individ i Byviken och halt över LOQ på en individ i Hammarösjön.

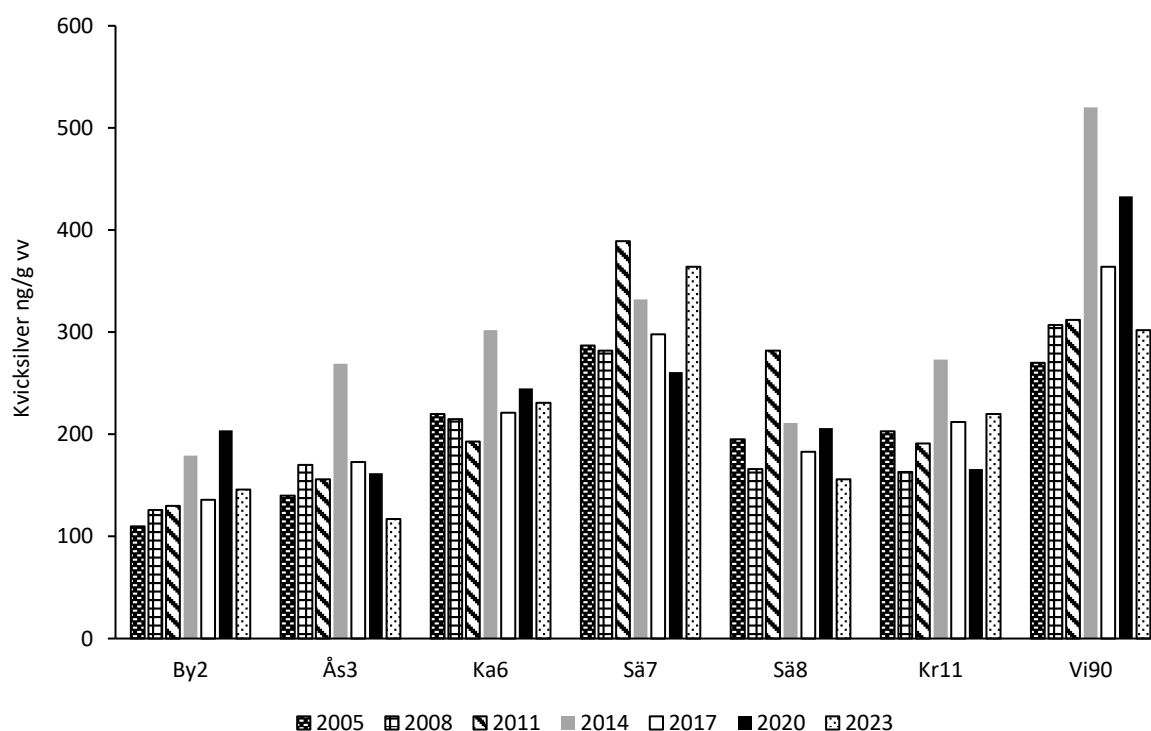
Tabell 14. Resultat för kvicksilver i gädda infångade i Kattfjorden under 2023. Resultatet är ett medel på sex individer.

Ämne	Enhet	Kattfjorden	HVMFS 2019:25	EU 2023/915
Kvicksilver	ng/g vv	583 ± 136	20 ng/g vv	1000 ng/g vv i muskel
Kvicksilver normerad 1-kg gädda	ng/g vv	452		

Generellt har kvicksilverhalten de flesta undersökningsåren varit något lägre i Torsö än i Åsunda och även varierat något mindre (Figur 8). Halterna i Torsö och Dalbosjön låg på ungefär samma nivå som de senaste åren medan halten i Åsunda var lägre än föregående år och den näst lägsta som uppmätts i lokalen. Endast 2018 var kvicksilverhalten i fiskarna lägre i Åsunda (97 ng/g vv normerad abborre). Under de senaste åren har halterna generellt varit lägre i Åsunda jämfört med tidigare undersökningar. För Dalbosjön saknas normerade kvicksilverhalter för 2021 eftersom analys endast utfördes på samlingsprov det året. Halten under 2023 var på samma nivå som 2022 och betydligt lägre än under 2020 då den låg på ungefär 250 ng/g i normerad 1 hg-abborre. Även i Torsö är halten under 2023 något lägre än medelhalten för perioden 1996–2023 men skillnaden är liten. Resultaten visar att abborrarna fortsatt ligger under livsmedelsgränsvärdet som är satt av EU.



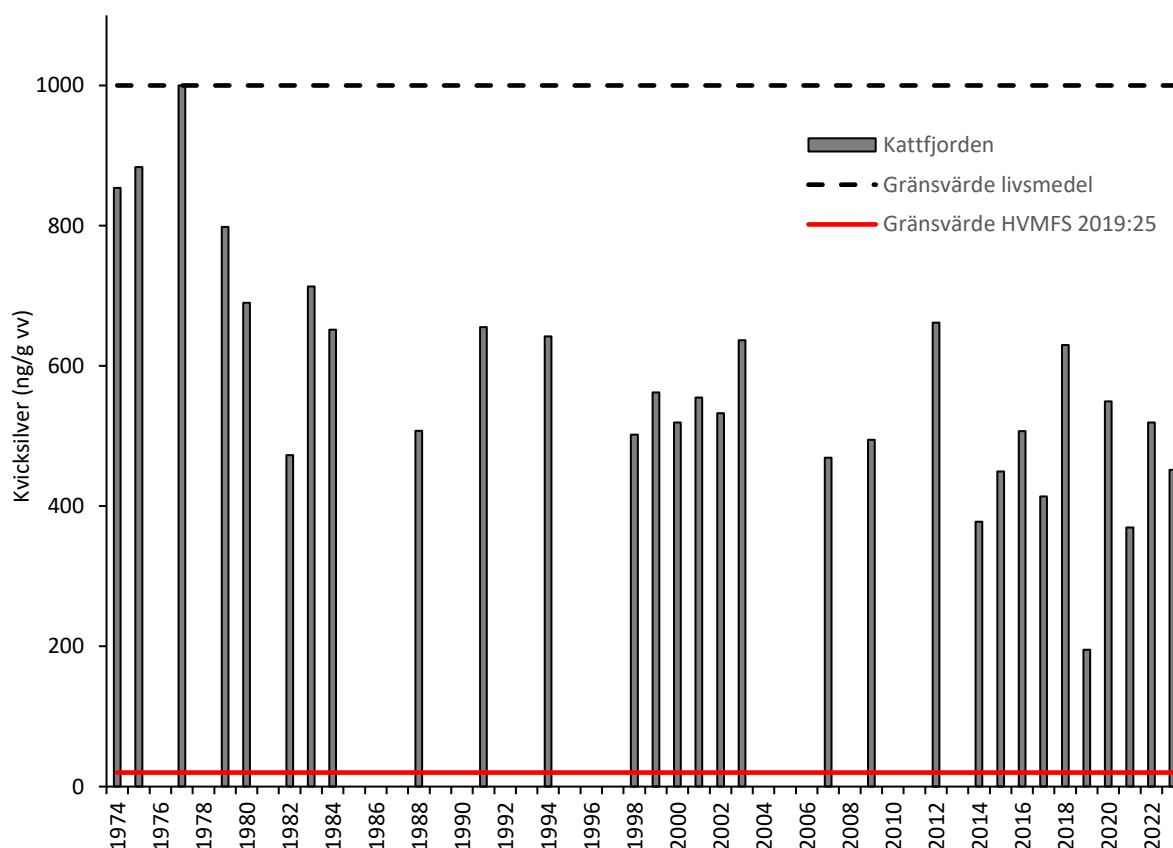
Figur 8. Medelhalt kvikksilver uttryckt som ng per g våtvikt för normerad 1-hg abborre från lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2023 samt Dalbosjön 2020–2023. Gränsvärde för kvikksilver i fiskmuskel för konsumtion är 0,5 mg/kg (500 ng/g) våtvikt.



Figur 9. Medelhalt kvikksilver uttryckt som ng per g våtvikt för normerad 1-hg abborre från lokaler i norra Vänern 2005–2023. Gränsvärde för kvikksilver i fiskmuskel för konsumtion är 0,5 mg/kg (500 ng/g) våtvikt. Observera att halterna 2011–2017 är medelvärden hämtade från årsrapporter (Norborg Carlsson 2012, 2015, 2019) och att halterna 2005–2008 är uppskattade från diagram i Grotell (2018). Lokalerna förkortas enligt: Byviken (By2), Åsfjorden (Ås3), Kattfjorden (Ka6), Hammarösjön (Sä7), Sätterholmsfjärden (Sä8), Varnumsviken (Kr11) samt Kolstrandsviken (Vi90).

Även för lokalerna i norra Vänern är resultaten i linje med tidigare undersökningar av kvicksilver (Figur 9). För vissa lokaler är halten något högre jämfört med undersökningen 2020 medan den var lägre i andra lokaler. Halten i både Åsfjorden (Ås3) och Sätterholmsfjärden (Sä8) var de lägsta som uppmätts sedan 2005. Fiskarna från Hammarösjön (Sä7) och Kolstrandsviken (Vi90) uppvisade likt tidigare år de högsta medelhalterna av kvicksilver på 364 ng/g respektive 302 ng/g vv i normerad 1 hg-abborre. En abborre i Hammarösjön hade en kvicksilverhalt på 490 ng/g (ej normerad), vilket är strax under gränsvärdet för livsmedel (500 ng/g).

Kvicksilver i gädda från Kattfjorden visas i Figur 10. Resultaten från 2023 ligger i nivå med de senaste årens undersökningar och halten har minskat sedan 1970-talet, då den vid ett tillfälle låg på gränsvärdet för livsmedel (1000 ng/g).



Figur 10. Medelhalt kvicksilver uttryckt som ng per g våtvikt för normerad 1-kg gädda från Kattfjorden 1974–2023. Gränsvärde för kvicksilver i fiskmuskel för konsumtion är 1,0 mg/kg (1000 ng/g) våtvikt. Data har erhållits från Ann-Charlotte Norborg Carlsson på SGS Analytics Sweden.

På abborrarna från norra Vänern utfördes även analys av tungmetallerna bly, kadmium och nickel i fiskmuskel (Tabell 13). Halten av tungmetallerna låg i de flesta fall under analysernas rapporteringsgränsvärde. Två individer från Kattfjorden hade mätbar halt av de tre metallerna. En individ i Sätterholmsfjärden (Sä8) och en individ i Kolstrandsviken (Vi90) hade en blyhalt över rapporteringsgränsvärdet och nickel låg över rapporteringsgränsvärdet hos en individ i Hammarösjön (Sä7). Resultaten är samstämmiga med tidigare år (Grotell 2018 och Barthel Svedén och Andersson 2021). Likt tidigare år låg halterna med god marginal under gränsvärdena för bly och kadmium i fiskmuskel; 0,3 mg/kg respektive 0,05 mg/kg (EU 2023/915).

6 Resultat – metaller i fisklever och jämförelser mellan år

Människan har genom sin verksamhet spridit olika tungmetaller till miljön under lång tid och dessa återfinns därför i levande organismer (Naturvårdsverket 2024e). 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 samt 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 2023 visas som medelvärden i Tabell 15 och från lokalerna i norra Vänern i Tabell 16. Gränsvärden för livsmedel finns för kadmium och bly i muskel, men inte för lever. Det finns därmed inga direkt tillämpbara gränsvärden för metallhalter i abborrlever. Dessutom gäller gränsvärdet för livsmedel på våtvikt i muskel medan halterna i tabellerna visas som torrsvikt.

Tabell 15. Metallhalter i fisklever från de tre lokalerna Åsunda, Torsö och Dalbosjön 2023. 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	Enhet	Åsunda	Torsö	Dalbosjön	EU 2023/915
Zink (Zn)	µg/g ts	120,2 ± 10,3	124,1 ± 15,1	128,6 ± 15,5	
Koppar (Cu)	µg/g ts	10,9 ± 1,50	8,21 ± 1,84	10,6 ± 3,56	
Kadmium (Cd)	µg/g ts	0,90 ± 0,25	0,82 ± 0,33	2,10 ± 0,89	0,05 µg/g i muskel
Arsenik (As)	µg/g ts	2,12 ± 0,40	1,73 ± 0,87	2,51 ± 0,94	
Bly (Pb)	µg/g ts	0,05 ± 0,02	0,11 ± 0,06	0,06 ± 0,05	0,3 µg/g i muskel
Krom (Cr)	µg/g ts	0,36 ± 0,22	0,32 ± 0,16	0,50 ± 0,27	
Nickel (Ni)	µg/g ts	0,19 ± 0,05	0,29 ± 0,14	0,22 ± 0,10	
Torrsubstans (Ts)	%	— ¹	— ¹	— ²	

¹ Torrsubstansen som använts för beräkningar är ett medelvärde av tidigare års torrsubstanser.

² Torrsubstansen som använts för beräkningar är tagen från ett samlingsprov som analyserades 2020.

Tabell 16. Metallhalter i fisklever från lokaler i norra Vänern 2023. Halterna är presenterade som medelvärde inklusive standardavvikelse och visas som torrsvikt. Resultatet är ett medelvärde av 10 individer, med undantag av Varnumsviken (Kr11, 8 individer). Rapporteringsgränserna för metaller är generellt förhöjda p.g.a. för liten provmängd. Lokalerna förkortas enligt: Byviken (By2), Åsfjorden (Ås3), Kattfjorden (Ka6), Hammarösjön (Sä7), Sätterholmsfjärden (Sä8), Varnumsviken (Kr11) samt Kolstrandsviken (Vi90).

Ämne	Enhet	By2	Ås3	Ka6	Sä7	Sä8	Kr11	Vi90
Zn	µg/g ts	107 ± 16,6	111 ± 7,70	112 ± 15,1	120 ± 13,8	114 ± 10,9	109 ± 15,6	118 ± 10,3
Cu	µg/g ts	8,10 ± 1,68	7,87 ± 1,71	9,64 ± 3,64	11,2 ± 3,93	8,29 ± 1,76	10,8 ± 4,67	11,9 ± 4,16
Cd	µg/g ts	1,45 ± 0,66	1,06 ± 0,88	1,02 ± 0,45	1,99 ± 0,89	1,20 ± 0,54	1,00 ± 0,96	0,64 ± 0,40
As	µg/g ts	1,04 ± 0,32	1,97 ± 0,64	1,23 ± 0,57	0,74 ± 0,26	1,86 ± 0,44	1,91 ± 1,23	0,23 ± 0,04
Pb	µg/g ts	0,05 ± 0,02	0,05 ± 0,01	0,09 ± 0,08	0,07 ± 0,02	0,07 ± 0,05	0,06 ± 0,03	0,06 ± 0,02
Cr	µg/g ts	0,18 ± 0,18	0,12 ± 0,03	0,25 ± 0,21	0,20 ± 0,10	0,23 ± 0,19	0,20 ± 0,07	0,14 ± 0,05
Ni	µg/g ts	0,13 ± 0,05	0,15 ± 0,13	0,17 ± 0,05	0,18 ± 0,05	0,20 ± 0,13	0,16 ± 0,05	0,14 ± 0,05
Ts	%	— ¹	— ¹	— ¹	— ¹	— ¹	— ¹	— ¹

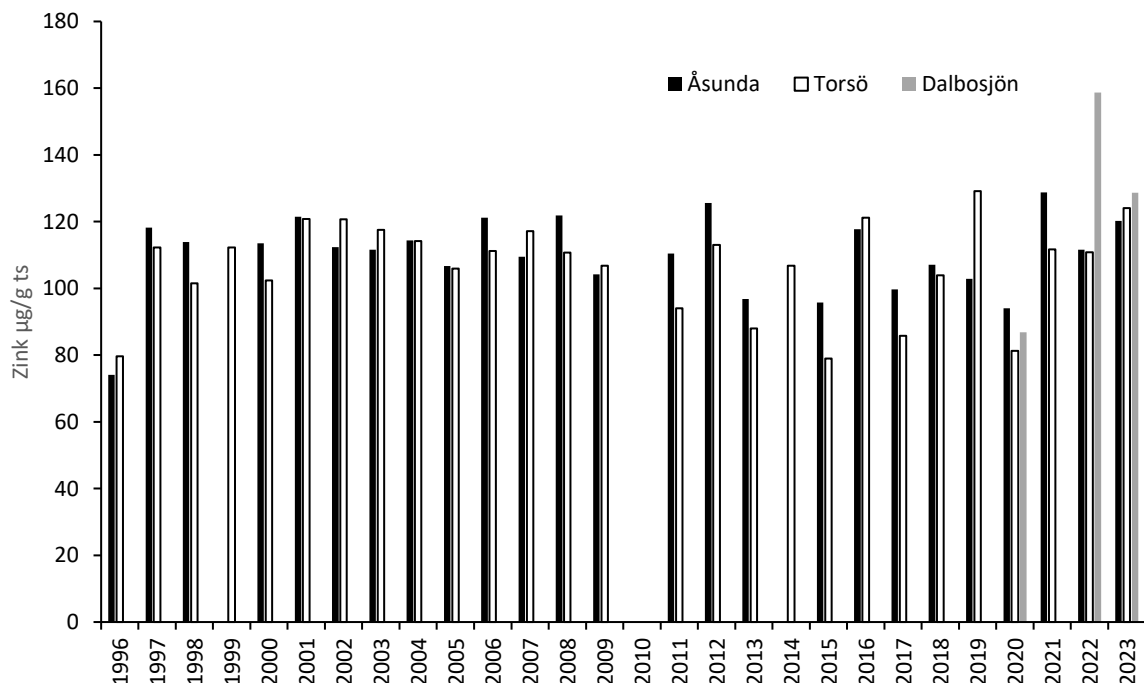
¹ Torrsubstansen som använts för beräkningar är ett medelvärde av tidigare års torrsubstanser.

Zink och koppar

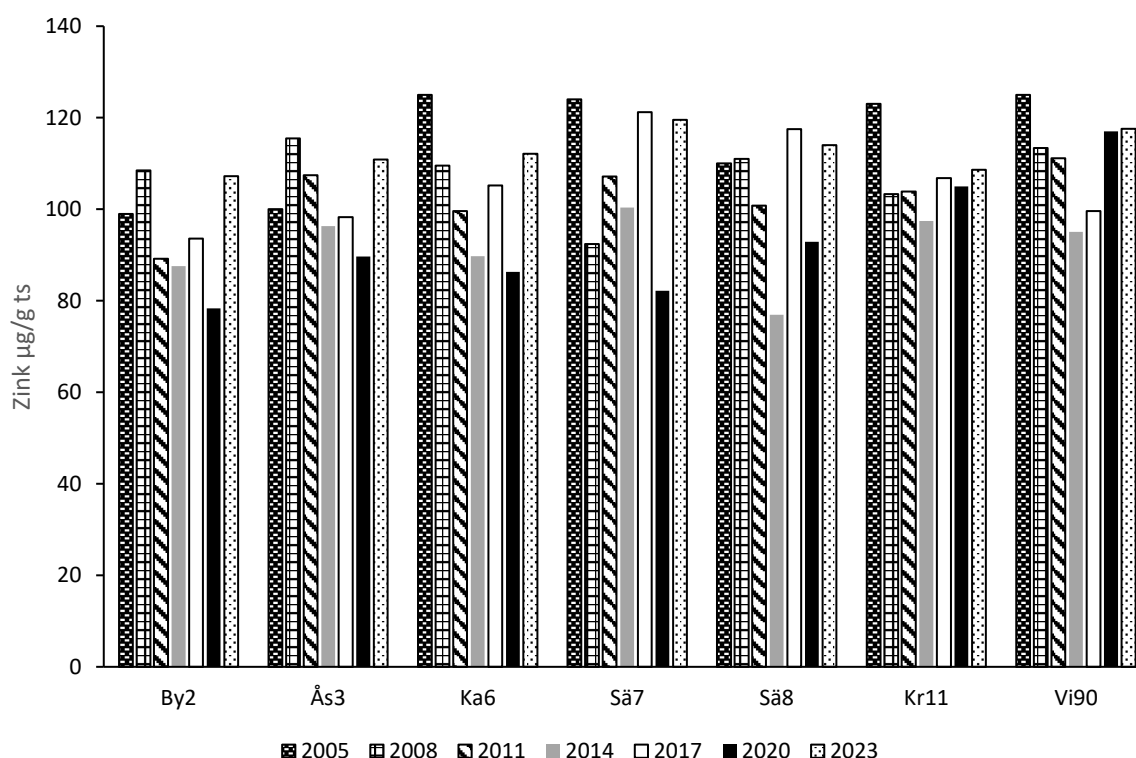
Zink är en essentiell metall för alla organismer och krävs för att ämnesomsättningen ska fungera. För höga halter är däremot skadliga och kan störa beteende och reproduktion hos vattenlevande organismer (Naturvårdsverket 2024f). Diffusa källor står för de största utsläppen till vatten och luft (Naturvårdsverket 2024g; SMHI 2024). Sedan 1990-talet har utsläppen till luft minskat med ungefär 40% (Naturvårdsverket 2024f).

Medelhalten av zink i abborrlever var högre i både Åsunda och Torsö under 2023 jämfört med 2022 och även högre än medelhalten för hela perioden 1996–2023 (Figur 11). I Torsö var den uppmätta zinkhalten den näst högsta sedan 1996, medan halten i Åsunda var mer i nivå med flera tidigare undersökningsår. I Dalbosjön var zinkhalten betydligt lägre under 2023 jämfört med året innan. För Dalbosjön finns dock endast värden från 2020, 2022 samt 2023 och halten har varierat betydligt mellan dessa tre år, från som lägst 87 µg/g ts under 2020 till 159 µg/g ts under 2022. Halten under 2023 låg mellan dessa och var 129 µg/g ts. Under 2022 avvek dock en individ i Dalbosjön med avseende på zinkhalt och innehöll ca 3 gånger så mycket zink som övriga individer vilket påverkade resultatet. Om den individen exkluderas ur datasetet minskar medelhalten med 27 µg/g ts (till 131,5 µg/g ts), vilket är i nivå med resultatet från 2023. Denna individ avvek tydligt med flera förhöjda metallhalter. Individen uppvisade inga morfometriska avvikelser utan var av samma storlek som övriga fiskar och hade inte heller en förstorad lever, vilket annars kan indikera påverkan av olika miljögifter.

Under 2020 var zinkhalterna generellt låga i de flesta undersökta lokaler, vilket även syns på abborrarna från norra Vänern, där zinkhalten under 2020 var den lägst uppmätta i fyra av sju lokaler, näst lägst i en lokal medan den i de resterande två lokalerna var i linje med vad som uppmätts tidigare (Figur 12). Under 2023 var zinkhalterna betydligt högre i abborrarna från norra Vänern jämfört med 2020 och i samtliga lokaler uppmättes den näst högsta eller tredje högsta halten sedan mätningarna påbörjades 2005.



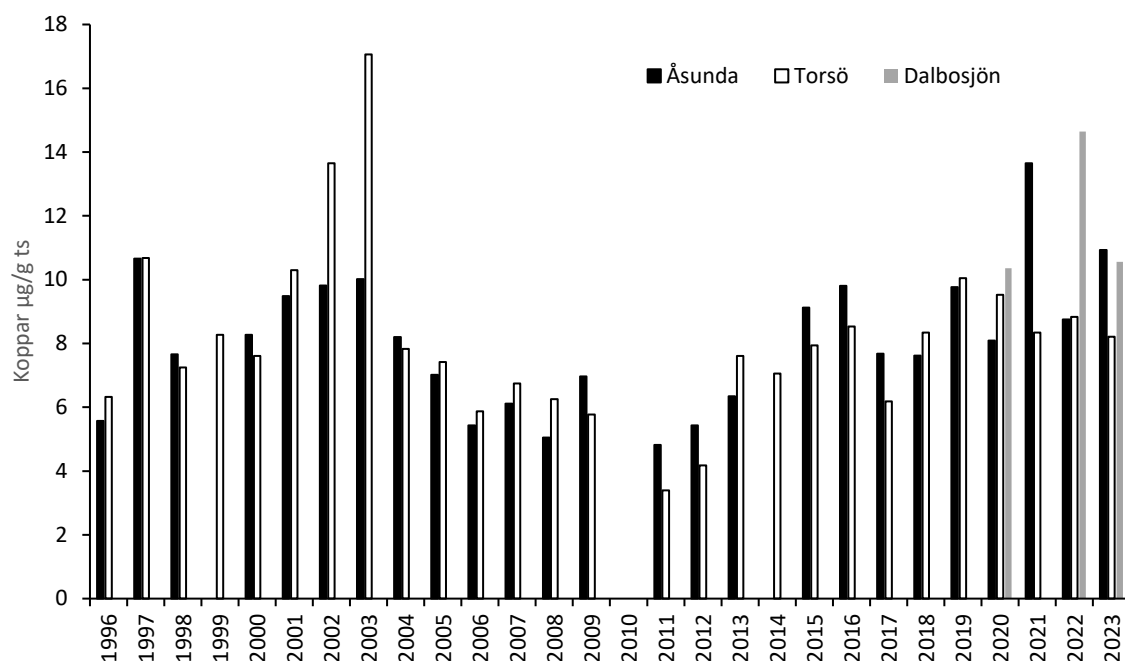
Figur 11. Medelhalt zink uttryckt som µg/g ts i abborrlever från lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2023 och Dalbosjön 2020–2023.



Figur 12. Medelhalt zink uttryckt som $\mu\text{g/g ts}$ i abborrelever från lokalerna i norra Vänern under 2005–2023. Observera att halterna 2011–2017 är medelvärden hämtade från årsrapporter (Norborg Carlsson 2012, 2015, 2019) och att halterna 2005 är uppskattade från diagram i Grotell (2018). Lokalerna förkortas enligt: Byviken (By2), Åsfjorden (Ås3), Kattfjorden (Ka6), Hammarösjön (Sä7), Sätterholmsfjärden (Sä8), Varnumsviken (Kr11) samt Kolstrandsviken (Vi90).

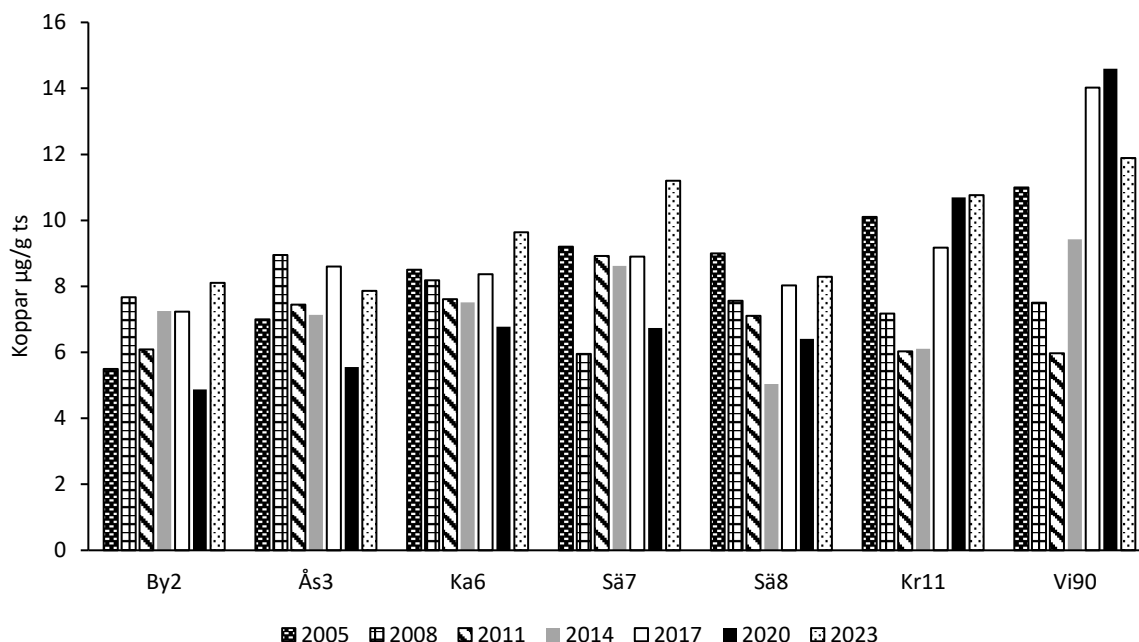
Precis som zink är koppar ett essentiellt ämne som blir giftigt i för höga halter, särskilt för vattenlevande organismer. Transportsektorn utgör den största utsläppskällan av koppar till luft, medan de största utsläppen till vatten kommer från avloppsreningsverk samt pappers- och massaindustrin (Naturvårdsverket 2024h). Sedan 1990-talet har utsläppen till luft minskat avsevärt (SMHI 2024).

Under 2021 utmärkte sig Åsunda med den högsta medelhalten koppar under hela tidsserien, men under 2022 hade halten minskat och låg i linje med tidigare år (Figur 13). Resultaten från 2023 visar återigen på en högre halt, den näst högsta som uppmätts. Den avviker dock inte på samma markanta sätt som halten under 2021. Kopparhalten i Torsö låg på samma nivå som de senaste åren, medan halten i Dalbosjön var betydligt lägre jämfört med 2022 men likvärdig mot halten 2021. Halten i Dalbosjön under 2022 påverkades kraftigt av en individ med förhöjda metallhalter.



Figur 13. Medelhalt koppar uttryckt som $\mu\text{g/g ts}$ i abborrlever från lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2023 och Dalbosjön 2020–2023.

Även i lokalerna i norra Vänern var kopparhalterna under 2023 generellt högre i de flesta lokaler jämfört med föregående undersökning 2020 (Figur 14). I Byviken, Kattfjorden, Hammarösjön och Varnumsviken noterades de högsta kopparhalterna sedan mätningarna inleddes 2005, dock endast marginellt högre än tidigare i alla lokaler med undantag för Hammarösjön. I Åsfjorden, Sätterholmsfjärden och Kolstrandsviken var halten inom den högre delen av uppmätt intervall.



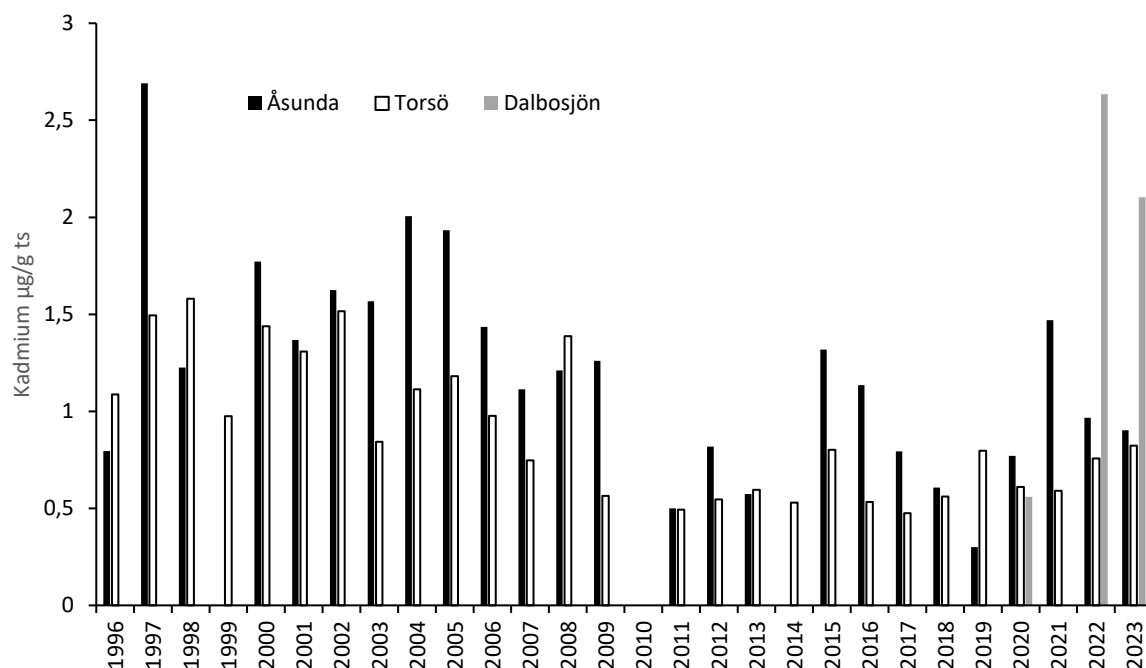
Figur 14. Medelhalt koppar uttryckt som $\mu\text{g/g ts}$ i abborrlever från lokalerna i norra Vänern under 2005–2023. Observera att halterna 2011–2017 är medelvärden hämtade från årsrapporter (Norborg Carlsson 2012, 2015, 2019) och att halterna 2005 är uppskattade från diagram i Grotell (2018). Lokalerna förkortas enligt: Byviken (By2), Åsfjorden (Ås3), Kattfjorden (Ka6), Hammarösjön (Sä7), Sätterholmsfjärden (Sä8), Varnumsviken (Kr11) samt Kolstrandsviken (Vi90).

Kadmium

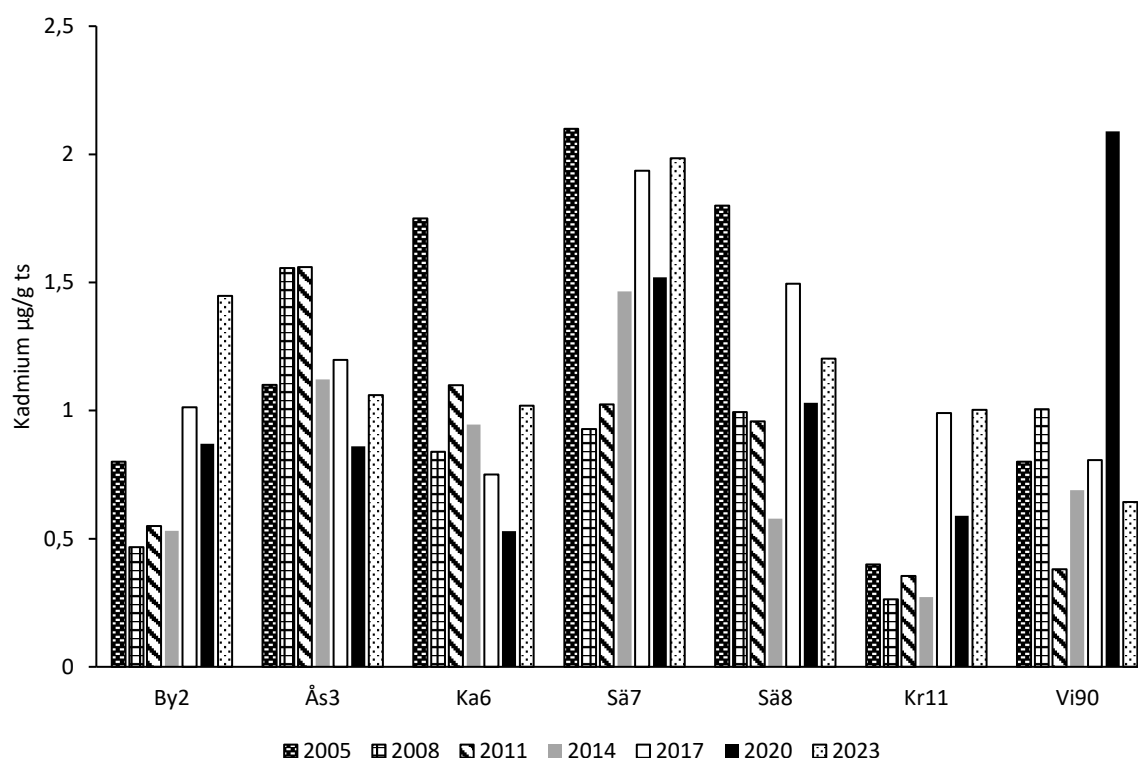
Kadmium har använts flitigt inom industrin, men sedan slutet av 1970-talet är användningen betydligt mer begränsad och hårt reglerad. Trots att utsläppen har minskat har halterna i exempelvis fisk inte sjunkit (Naturvårdsverket 2024i). Kadmium kan vara toxiskt redan i låga nivåer och påverkar bland annat beteende och tillväxt (Okocha och Adedeji 2011).

I Åsunda var medelhalten kadmium något lägre under 2023 jämfört med 2022 och betydligt lägre än 2021 (Figur 15). Halten är i nivå med vad som uppmätts tidigare år. Även i Torsö var halten i nivå med vad som uppmätts tidigare år, men halten har ökat något varje år sedan 2021. Likt 2022 var halten i Dalbosjön under 2023 avsevärt mycket högre än uppmätta halter 2020. Motsvarande kadmiumhalter har inte noterats sedan början av 2000-talet i Åsunda. Likt 2022 hade en stor andel av individerna kadmiumhalter över 2,0 µg/g ts. Endast en individ hade en kadmiumhalt under 1,0 µg/g ts (0,47 µg/g ts), medan övriga nio individer hade halter mellan 1,5 µg/g ts och 3,5 µg/g ts. I Åsunda och Torsö var den högst uppmätta kadmiumhalten i enskilda individer ungefär 1,3 µg/g ts och en majoritet av abborrarna hade halter under 1,0 µg/g ts (sju respektive sex individer).

För abborrarna från norra Vänern varierade kadmiumhalten under 2023 (Figur 16). Högst halt uppmättes i abborrarna från Hammarösjön, som uppvisade nästan samma nivå som i Dalbosjön (medel 1,99 µg/g ts). Liknande halter har uppmätts vid flera tillfällen i Hammarösjön. I Byviken noterades den högsta kadmiumhalten sedan mätningarna började, vilket även var fallet i Varnumsviken även om halten endast var marginellt högre jämfört med den tidigare maxnoteringen från 2017.



Figur 15. Medelhalt kadmium uttryckt som µg/g ts i abborrlever från lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2023 och Dalbosjön 2020–2023.



Figur 16. Medelhalt kadmium uttryckt som µg/g ts i abborrelever från lokalerna i norra Vänern under 2005–2023. Observera att halterna 2011–2017 är medelvärden hämtade från årsrapporter (Norborg Carlsson 2012, 2015, 2019) och att halterna 2005 är uppskattade från diagram i Grotell (2018). Lokalerna förkortas enligt: Byviken (By2), Ås fjorden (Ås3), Kattfjorden (Ka6), Hammarösjön (Sä7), Sätterholmsfjärden (Sä8), Varnumsviken (Kr11) samt Kolstrandsviken (Vi90).

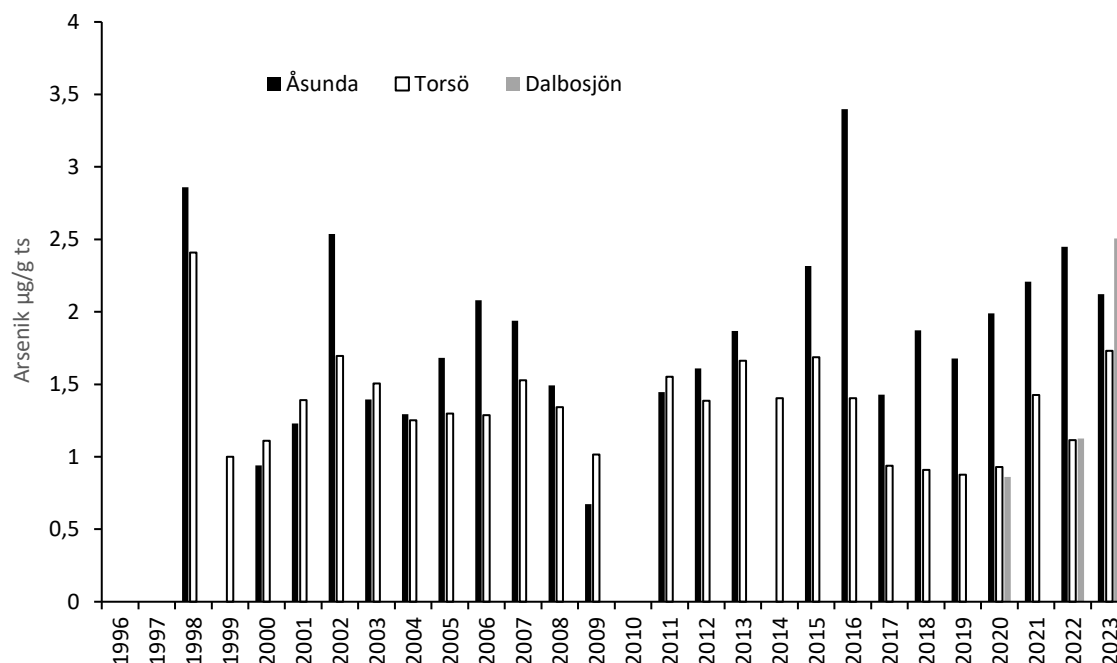
Arsenik

Arsenik är mycket giftigt för vattenlevande organismer. 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 (Naturvårdsverket 2024j).

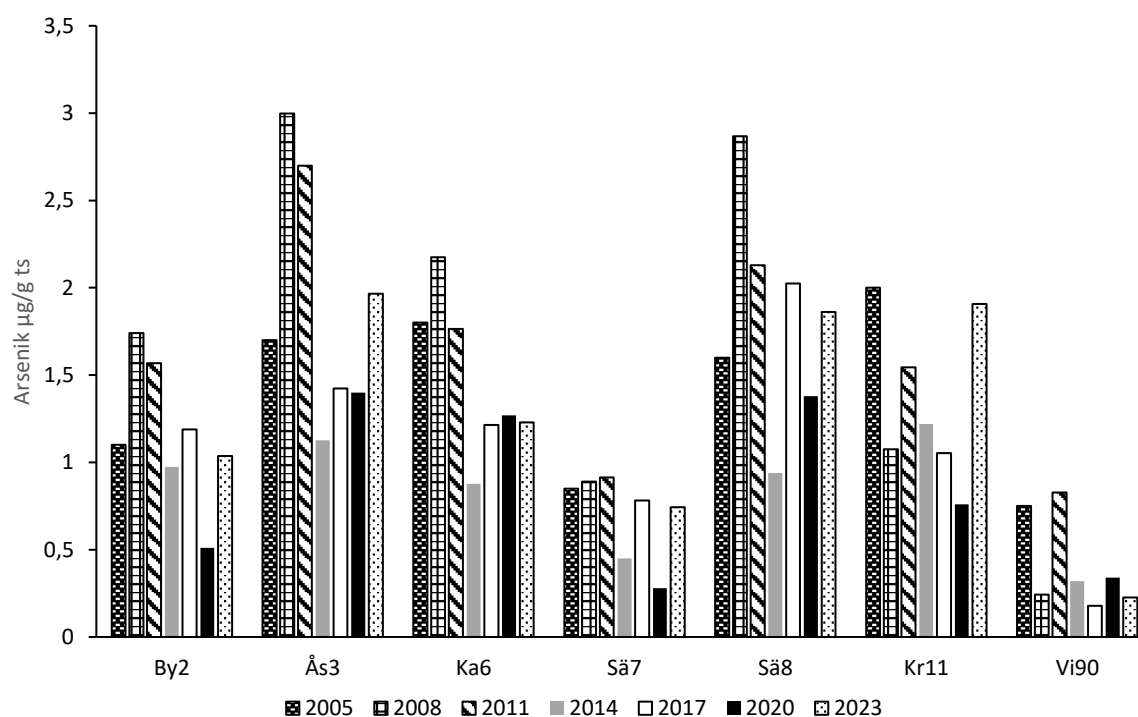
I Åsunda har medelhalten av arsenik ökat sedan 2019, men denna trend bröts 2023 då halten minskade och var lägre än halten som uppmättes 2021 (Figur 17). I Torsö noterades däremot den näst högst uppmätta halten för lokalen under 2023, dock endast marginellt högre än de halter som uppmättes under 2002, 2013 och 2015. I Dalbosjön var arsenikhalten mer än dubbelt så hög jämfört med 2022 och låg på ungefär samma nivå som den gjort i Åsunda de senaste åren. Till skillnad mot många andra år är haltskillnaden mellan lokalerna ovanligt liten under 2023. Vanligtvis brukar halten i Åsunda vara betydligt mycket högre än halten i framför allt Torsö, men den har även varit det i Dalbosjön. I området runt Åsunda finns flera verksamheter som släpper ut arsenik till vatten, vilket ger en skillnad i lokal belastning (Naturvårdsverket 2024k) som historiskt har detekterats i proverna. 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 observerats i Åsunda, men även andra faktorer kopplade till vattnets kemiska egenskaper har betydelse för om en metall är tillgänglig för upptag. Varför halterna var så mycket högre i Torsö och framför allt Dalbosjön under 2023 är okänt.

Arsenikhalterna i lokalerna i norra Vänern (Figur 18) låg för de flesta lokaler i linje med vad som uppmätts tidigare år med undantag för Varnumsviken där halten var marginellt lägre än den högsta halt som uppmätts (år 2005). Halterna var generellt högre i de flesta lokalerna under 2023

jämfört med 2020. I både Varnumsviken och Hammarösjön var halten mer än dubbelt så hög under 2023, men uppmätt arsenikhalt under 2020 var dock generellt låg i flera av lokalerna. I Byviken, Hammarösjön och Varnumsviken uppmättes de lägsta arsenikhalterna för hela perioden under 2020.



Figur 17. Medelhalt arsenik uttryckt som $\mu\text{g/g ts}$ i abborrlever från lokalerna Åsunda och Torsö under 1998–2023 och Dalbosjön 2020–2023.

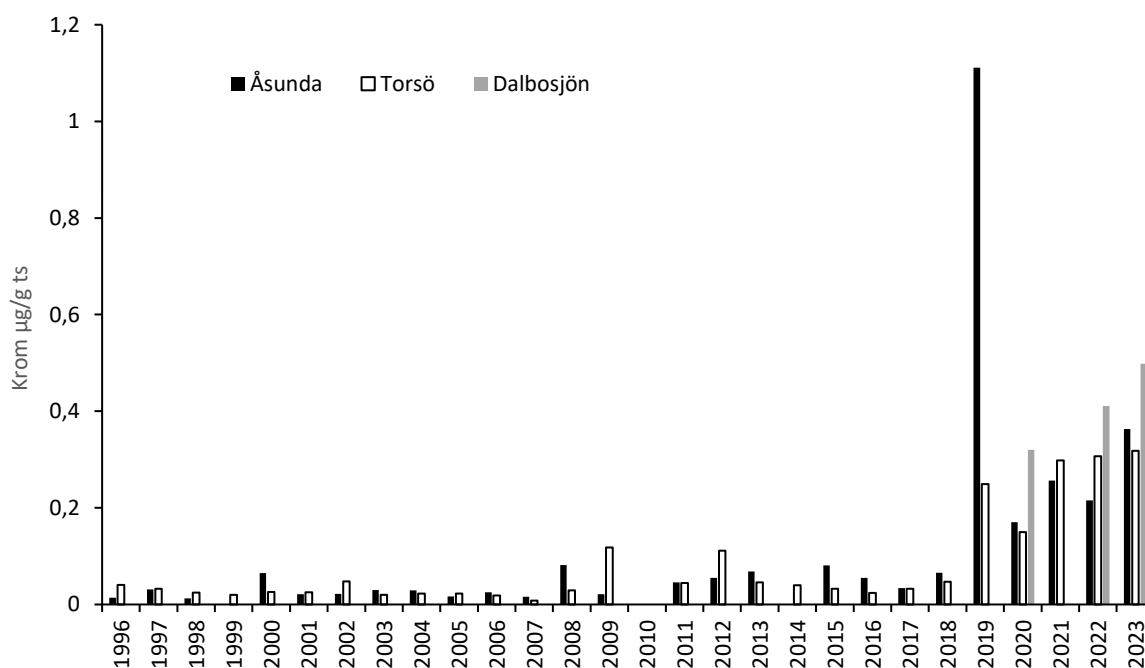


Figur 18. Medelhalt arsenik uttryckt som $\mu\text{g/g ts}$ i abborrlever från lokalerna i norra Vänern under 2005–2023. Observera att halterna 2011–2017 är medelvärden hämtade från årsrapporter (Norborg Carlsson 2012, 2015, 2019) och att halterna 2005 är uppskattade från diagram i Grotell (2018). Lokalerna förkortas enligt: Byviken (By2), Åsfjorden (Ås3), Kattfjorden (Ka6), Hammarösjön (Sä7), Sätterholmsfjärden (Sä8), Varnumsviken (Kr11) samt Kolstrandsviken (Vi90).

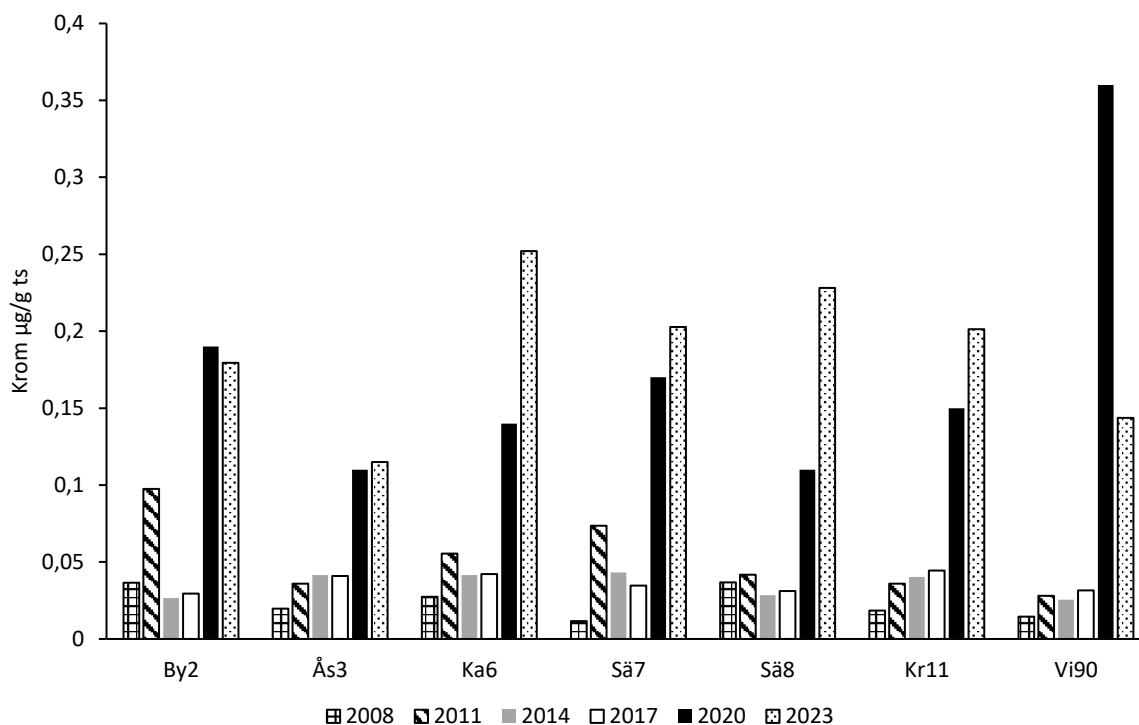
Krom, nickel och bly

Medelhalter av krom, bly och nickel under 2023 visas i Tabell 15 och Tabell 16. 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.

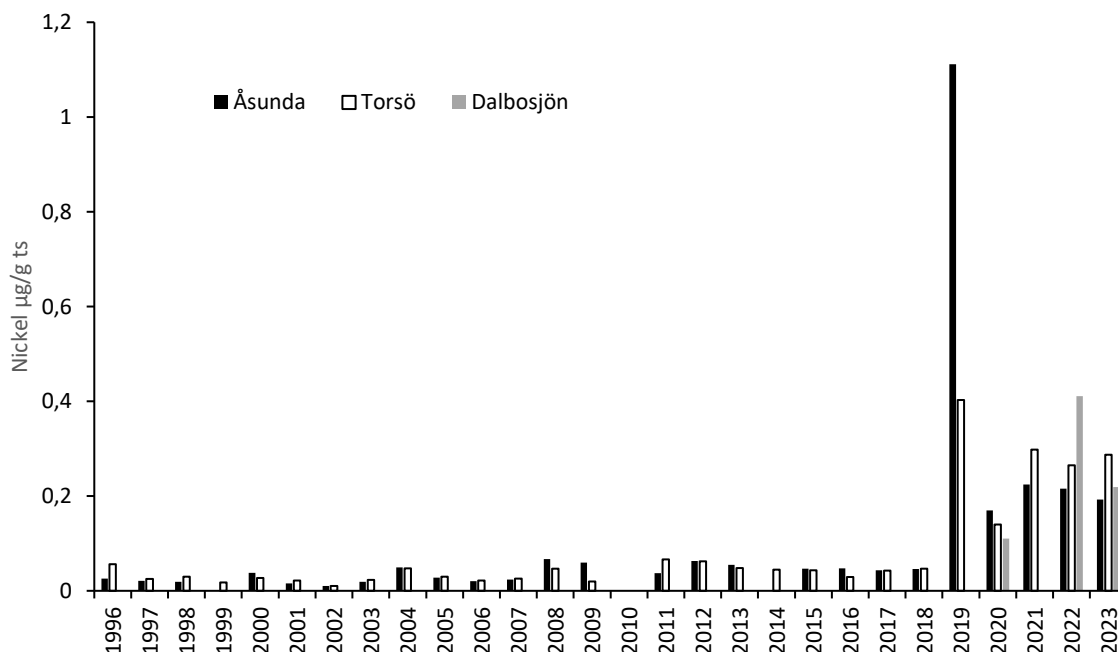
Jämfört med tidigare undersökningsår hade framför allt analyserna 2019 (Olsson och Andersson 2020), men även 2020 (Barthel Svedén och Andersson 2021), 2021 (Barthel Svedén 2022), 2022 (Olsson 2023) samt 2023 (bilaga 1) högre rapporteringsgränser. Leverhalterna av krom, bly (framför allt 2019) och nickel ser därför ut att vara mycket höga sedan 2019 vid Åsunda och Torsö och i Dalbosjön 2020 samt 2022–2023 (se Figur 19, Figur 21 och Figur 23), trots att de flesta analysresultat i realiteten ligger under rapporteringsgränsen. Detsamma gäller för lokalerna i norra Vänern under 2020 samt 2023 (Figur 20, Figur 22 och Figur 24). Under 2023 hade en individ vardera i Sätterholmsfjärden, Varnumsviken och Åsfjorden detekterbar halt av nickel medan två individer i Dalbosjön hade mätbara halter. Övriga abborrar hade nickelhalter under rapporteringsgränsvärdet. I Dalbosjön hade två individer en blyhalt som var mätbar, medan en individ i Varnumsviken och en i Kattfjorden hade detekterbar halt. Totalt elva individer hade mätbara kromhalter; två i Kattfjorden, en i Hammarösjön, en i Sätterholmsfjärden, två i Varnumsviken, en i Byviken, en i Torsö och tre i Dalbosjön. Observera att den mätbara halten i flera fall är lägre än rapporteringsgränsvärdet för andra individuella prover.



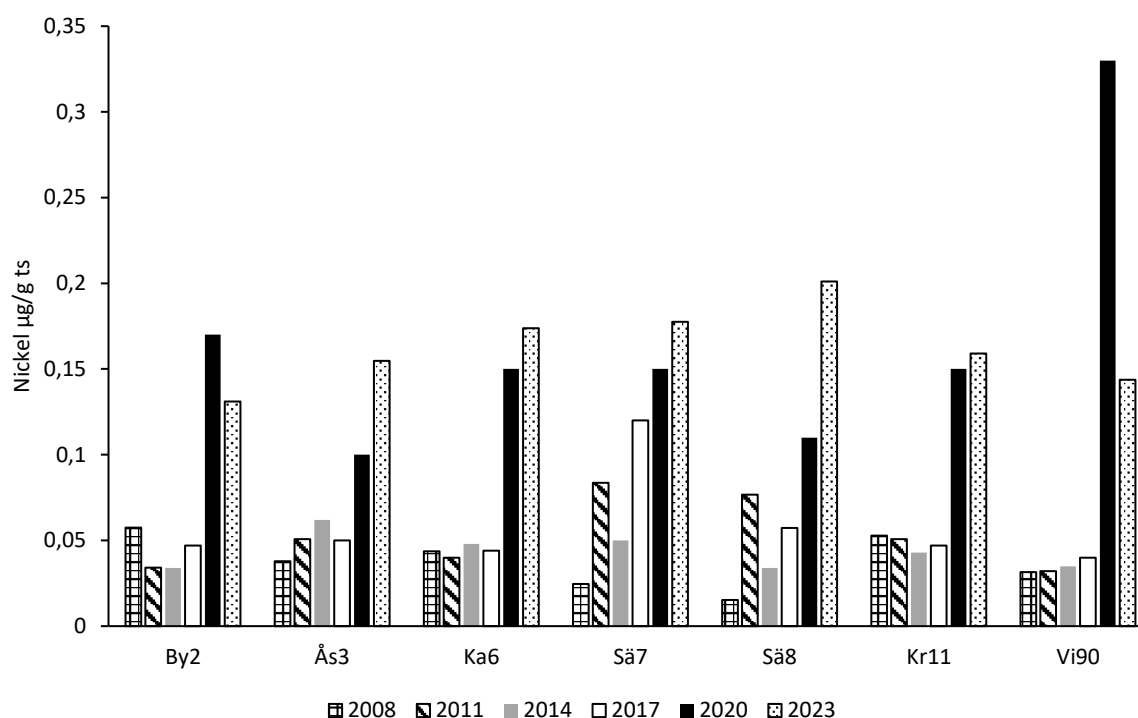
Figur 19. Medelhalt krom uttryckt som µg/g ts i abborrlever från lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2023 och Dalbosjön 2020–2023. Observera att de högre halterna från 2019 och framåt till stor del orsakas av förhöjda rapporteringsgränsvärden vid analyserna och inte på högre halter i analyserade lever. Vid utvärdering används halva rapporteringsgränsvärdet, vilket ger en missvisande jämförelse när rapporteringsgränsvärdet höjs.



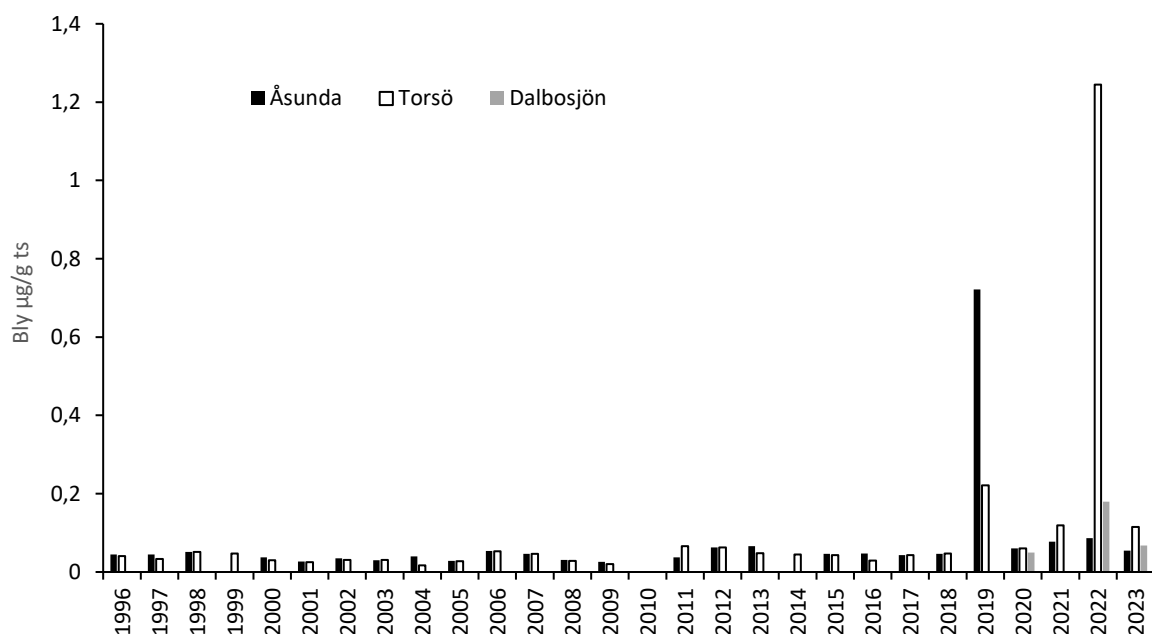
Figur 20. Medelhalt krom uttryckt som $\mu\text{g/g ts}$ i abborrlever från lokalerna i norra Vänern under 2008–2023. Observera att halterna 2011–2017 är medelvärden hämtade från årsrapporter (Norborg Carlsson 2012, 2015, 2019) och att de flesta analysvärden ligger under rapporteringsgränsen, vilket medför att tidsserien snarare jämför rapporteringsgränser än verkliga halter. Lokalerna förkortas enligt: Byviken (By2), Ås fjorden (Ås3), Kattfjorden (Ka6), Hammarösjön (Sä7), Sätterholmsfjärden (Sä8), Varnumsviken (Kr11) samt Kolstrandsviken (Vi90).



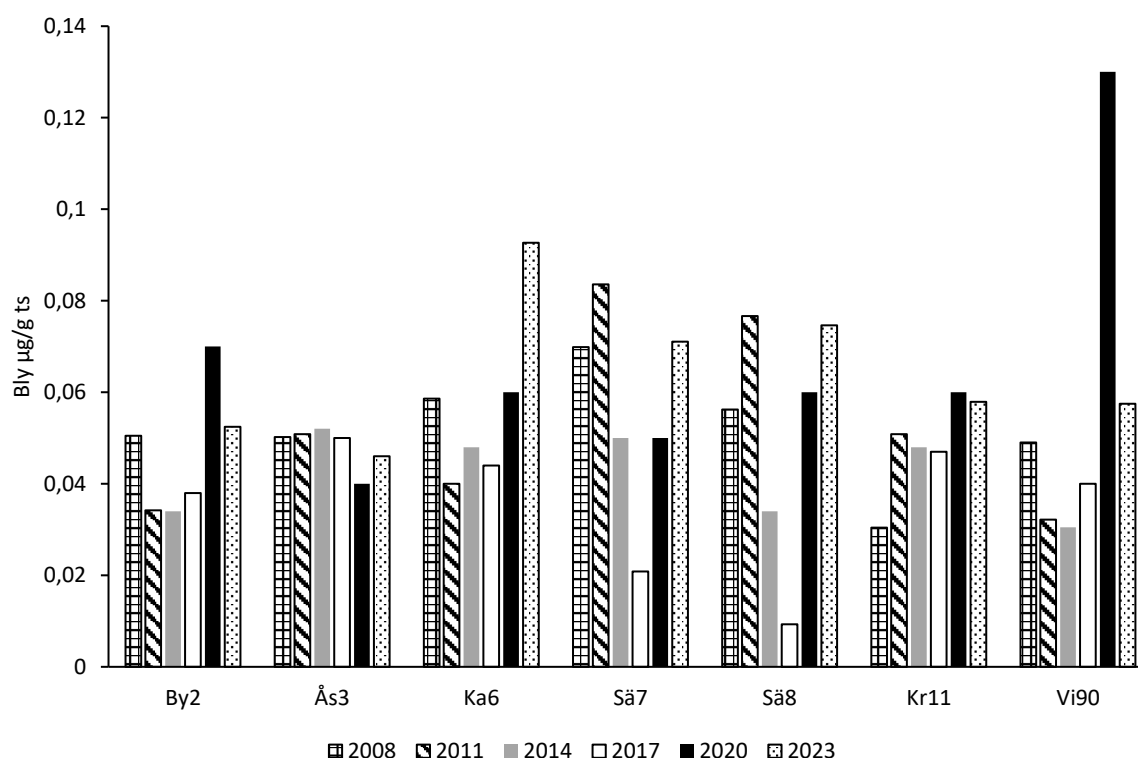
Figur 21. Medelhalt nickel uttryckt som $\mu\text{g/g ts}$ i abborrlever från lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2023 och Dalbosjön 2020–2023. Observera att de högre halterna från 2019 och framåt till stor del orsakas av förhöjda rapporteringsgränsvärden vid analyserna och inte på högre halter i analyserade lever. Vid utvärdering används halva rapporteringsgränsvärdet, vilket ger en missvisande jämförelse när rapporteringsgränsvärdet höjs.



Figur 22. Medelhalt nickel uttryckt som $\mu\text{g/g ts}$ i abborrlever från lokalerna i norra Vänern under 2008–2023. Observera att halterna 2011–2017 är medelvärden hämtade från årsrapporter (Norborg Carlsson 2012, 2015, 2019) och att de flesta analysvärden ligger under rapporteringsgränsen, vilket medför att tidsserien snarare jämför rapporteringsgränser än verkliga halter. Lokalerna förkortas enligt: Byviken (By2), Åsfjorden (Ås3), Kattfjorden (Ka6), Hammarösjön (Sä7), Sätterholmsfjärden (Sä8), Varnumsviken (Kr11) samt Kolstrandsviken (Vi90).



Figur 23. Medelhalt bly uttryckt som $\mu\text{g/g ts}$ i abborrlever från lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2023 och Dalbosjön 2020–2023. 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 lever. 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.



Figur 24. Medelhalt bly uttryckt som $\mu\text{g/g ts}$ i abborrlever från lokalerna i norra Vänern under 2008–2023. Observera att halterna 2011–2017 är medelvärden hämtade från årsrapporter (Norborg Carlsson 2012, 2015, 2019) och att de flesta analysvärden ligger under rapporteringsgränsen, vilket medför att tidsserierna snarare jämför rapporteringsgränser än verkliga halter. Lokalerna förkortas enligt: Byviken (By2), Åsfjorden (Ås3), Kattfjorden (Ka6), Hammarösjön (Sä7), Sätterholmsfjärden (Sä8), Varnumsviken (Kr11) samt Kolstrandsviken (Vi90).

7 Diskussion och behov av åtgärder

De morfometriska resultaten visar att fiskarna vid alla tio lokaler var vid god kondition och avvek inte nämnvärt från tidigare undersökningar. Abborrarna var i genomsnitt ett år yngre i de flesta lokaler jämfört med föregående års studier. Gonadstorleken och GSI-index visade att de flesta abborrar inte var lekmogna, men det fanns undantag i vissa lokaler och framför allt i Varnumsviken fångades en stor andel lekmogna abborrar i jämförelse med övriga lokaler.

Organiska miljögifter

De organiska miljögifterna som analyserades på muskelprover från abborrar fångade i Torsö, Åsunda och Dalbosjön visade liknande halter under 2023 som tidigare år. På grund av att rapporteringsgränsvärdet varierar mellan åren kan det se ut som att halterna ökat (se till exempel Figur 2 och Figur 3) men det går inte att dra några säkra slutsatser då många av de ingående kongenerna under flera år har legat under rapporteringsgränsvärdet. Det är därmed framför allt variationer i rapporteringsgränsvärden som visas för flera organiska miljögifter och inte de riktiga halterna. Eventuella slutsatser kring haltninskningar eller variationer går därmed inte att dra. Däremot har halten av flera ingående kongener av PCB minskat under de senaste 15 åren. Tidigare har flera kongener varit mätbara men de har legat under rapporteringsgränsvärdet de senaste åren. Det är möjligt att halten fortsätter att minska av både PCB:er och dioxiner men att denna minskning döljs av varierande gränsvärden mellan åren. Fördelningen mellan de PCB-kongener som detekterats de senaste åren tyder på att det är gamla utsläpp av PCB som tagits upp

av fiskarna och att det inte sker någon pågående tillförsel i lokalerna. PCB-kongener med lägre nummer är flyktigare på grund av färre kloratomer och detta medför att nytillförsel kan speglas i fördelningen mellan olika kongener (Lindeström m.fl. 2002).

Både PCB:er och dioxiner låg under gränsvärdet för biota (HVMFS 2019:25) och under gränsvärdena för livsmedel (EU-förordning 2023/915). Både PCB och dioxin ansamlas dock i fett och halterna blir därför lägre i abborre jämfört med fetare fisk såsom öring och sik. För fet fisk fångade i bland annat Vänern finns därför allmänna kostrekommendationer från Livsmedelsverket (2024c). Dessa kostråd säger att barn, ungdomar, den som vill bli gravid i framtiden, gravida samt ammande inte bör äta sådan fisk mer än 2–3 gånger/år medan övriga kan äta dessa fiskar högst en gång i veckan.

Halten PBDE₆ ser ut att minska i abborrarna från Vänern, vilket troligen kan kopplas till det förbud som infördes 2011. Halterna ligger dock fortsatt långt över gränsvärdet för biota och påverkas av atmosfärisk deposition från långväga transport (VISS 2024).

I Åsunda var den uppmätta PFOS-halten under 2023 markant lägre jämfört med året innan (2,3 ng/g jämfört med 5,3 ng/g under 2022). Halten var även något lägre i Torsö och Dalbosjön under 2023. I Åsfjorden och Byviken har PFOS inte undersökts tidigare, men halterna där låg i linje med vad som uppmättes i de andra lokalerna. Summahalten av PFAS låg även dessa på ungefär samma nivåer som tidigare år och PFOS utgjorde merparten av PFAS-halten. PFAS uppträder annorlunda än övriga organiska miljögifter, då de inte ansamlas på samma sätt i fett utan i stället binder till proteiner. De lagras därför i bland annat lever och blod. Halten angiven i våtvikt är därför relevant för PFAS och används vid jämförelser mot både gränsvärde för PFOS i biota samt mot livsmedelsgränsvärden. De uppmätta PFOS-halterna i de fem undersökta lokalerna underskred gränsvärdet för biota (9,1 ng/g våtvikt) med god marginal, vilket varit fallet samtliga år med undantag för Åsunda under 2012. Halterna ligger även något under medianhalten i fisk (6,1 ng/g) som setts i områden med diffus påverkan. Undersökningar av bakgrundshalten i fisk visar på medianhalt runt 1 ng/g (Naturvårdsverket 2016). Generellt varierar halten PFOS mellan norra och södra Sverige, där lägst halt vanligtvis uppmäts i norra Sverige kopplat till mindre befolkningstäthet och därigenom mindre användning och diffus spridning av olika PFAS (Faxneld m.fl. 2013). I Vättern låg PFOS-halterna i fisk vid den senaste mätningen på 13–18 ng/g i röding, medan halten var 10–16 ng/g i abborre och 17,6 ng/g i sik (ett prov) (Vätternvårdsförbundet 2024a) och halten överskred därmed gränsvärdet i biota. Undersökningar av PFOS i fisk i Stockholm visar att gränsvärdet som treårsmedelvärde överskreds i tio sjöar och vattendrag (av sex-ton), men att det varierade mellan åren om gränsvärdet överskreds eller inte (Stockholms stad 2024a).

I Vänern noteras en viss haltvariation av PFOS och PFAS mellan åren i lokalerna men även som medelvärde för de senaste tre undersökningsåren ligger PFOS-halten under gränsvärdet. 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-föreningar från brandövningsplatser men visar att halter kan variera avsevärt även i sådana områden. Även i fisk insamlade i sjöar och vikar i Stockholm har variationer mellan åren noterats (Pettersson 2022). 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.

Den 1 januari 2023 infördes gränsvärden för fyra olika PFAS-ämnen (PFOS, PFOA, PFNA och PFHxS) samt summahalten (PFAS₄) i vissa livsmedel som släpps ut på marknaden (EU-förordning 2023/915). Halten av de individuella PFAS-ämnena samt PFAS₄ låg under gränsvärdet för livsmedel till vuxna i samtliga fem undersökta lokaler. Däremot överskred både PFOS-och PFAS₄-

halten gränsvärdet om abborrarna ska användas vid kommersiell livsmedelsframställning till spädbarn och småbarn (upp till 3 års ålder). Gränsvärdet för spädbarn och småbarn har överskridits vid samtliga tillfällen med undantag för Dalbosjön 2020. Egenfångad fisk ingår dock inte i dessa gränsvärden, utan de gäller enbart fisk som släpps ut på marknaden.

För PFAS₄ finns förutom gränsvärdena även ett beräknat tolererbart veckointag (TVI) (Efsa 2020). TVI-värdet är framtaget av den europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet, Efsa, och är baserat på den känsligaste effekten som har setts för PFAS, vilket är immunsvaret vid vaccination mot difteri och stelkramp hos 1-åringar. Påverkan har kunnat ses kopplat till bildandet av minnes-celler. TVI-värdet på 4,4 ng/kg kroppsvikt och vecka är beräknat på att en kvinna föder sitt första barn vid 35 års ålder och värdet ska skydda fostret/barnet. Direkta beräkningar av konsumtion i förhållande till när TVI överskrids behöver därmed tolkas med viss försiktighet men kan ge en indikation på vilka mängder som kan ätas. Baserat på TVI-värdet visar beräkningar på PFAS-halter i abborrar från Vänern att en person som väger 70 kg kan äta ungefär 75–130 gram abborre per vecka medan ett barn på 10 kg endast kan inta ungefär 10–18 gram för att inte överskrida TVI. För en vuxen innebär detta att abborre från Vänern kan konsumeras ungefär varannan vecka medan barn inte bör äta det lika ofta med hänsyn till TVI. Detta måste dock tolkas med försiktighet och det är viktigt att ha i åtanke att det saknas allmänna kostråd för PFAS i livsmedel och Livsmedelsverket inväntar en risk-nyttavärdering från Efsa som förväntas komma tidigast 2025 innan nya kostråd för fisk ses över (Livsmedelsverket 2024d). 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 2024a). Förhöjda PFAS-halter i fisk har föranlett lokala kostrekommendationer i exempelvis Stockholm (Stockholms stad 2024b), Östersund (Länsstyrelsen i Jämtlands län 2024) och Vättern (Länsstyrelsen i Jönköpings län 2024). Halterna i dessa områden är dock mycket högre än vad som uppmätts i abborrarna i Vänern.

Det hade varit intressant att undersöka PFAS i fisk från fler områden i Vänern och dessutom i konsumtionsfisk, då dessa delvis kan uppvisa andra halter av PFAS. I Stockholm har PFAS-innehållet varit olika mellan miljöövervakningsfisk och matfisk, som vanligtvis är större i storlek. I de flesta fall har halten varit högre i matfisk men detta samband har inte funnits i alla undersökta sjöar (Pettersson 2022). En undersökning av PFAS i matfisk från Finjasjön (Olsson 2024) visade på stora haltskillnader mellan olika arter, där abborre genomgående uppvisade högre PFAS-halter än gädda, mört, braxen och gös. Även i undersökningen i Stockholm noterades högre halter i abborre än i gädda (Pettersson 2022). En mer omfattande kartläggning av PFAS i fisk av olika arter och storlek kan därför vara av intresse för att se hur befolkningen exponeras för PFAS via fisk från Vänern.

Metaller i muskel

Att undersöka 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). Kvicksilver från fisk utgör dessutom en stor källa till kvicksilverexponering för människor via kosten (Livsmedelsverket 2024b). De uppmätta kvicksilverhalterna i abborrmuskel under 2023 var på ungefär samma nivå i Torsö och Dalbosjön som under 2022 medan Åsunda hade en något lägre halt. Abborrarna i Åsunda var både större och äldre än fiskarna från Torsö och Dalbosjön, men hade trots detta lägre halt. Jämfört med 2022 var abborrarna i Åsunda som fångades 2023 betydligt större men av samma ålder. I Åsfjorden och Sätterholmsfjärden i norra Vänern uppmättes de lägsta kvicksilverhalterna sedan 2005. Högst halter uppmättes likt tidigare undersökningar i Hammarösjön och Kolstrandsviken. Kvicksilver biomagnifieras, vilket innebär att det ansamlas i vävnader och halten brukar ökar med fiskarnas ålder och storlek. I studier 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). Under 2023 noterades den näst högsta till tredje högsta zinkhalten i alla lokaler i norra

Vänern, men halten var även något högre i Åsunda och Torsö. I Dalbosjön var zinkhalten lägre jämfört med året innan men det beror på att en individ hade en kraftigt förhöjd halt vilket påverkade medelvärdet för lokalen. Det har dock inte utförts några beräkningar på detta för abborrarna från Vänern. De halter som uppmättes i gädda från Kattfjorden var på samma nivå som de senaste undersökningsåren.

Kvicksilverhalten överskred gränsvärdet för biota (HVMFS 2019:25) med god marginal i alla lokaler och både för abborre och gädda. Kvicksilverhalten överskrider dock gränsvärdet i samtliga sjöar i Sverige (VISS 2024). 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 i flera sjöar i till exempel Tyresåns avrinningsområde (Olsson och Brutemark 2021). Kvicksilverhalten påverkas även av andra faktorer än fiskarnas storlek, bland annat näringstillgång. Generellt brukar halten i fisk på motsvarande trofisk nivå vara lägre i sjöar som är mer näringsrika (Sundbom 2009). I mer näringsrika sjöar finns mer organismer (biomassa), vilket gör att kvicksilvret späds ut genom att fördelas på fler organismer. Vänern ligger mellan Vättern och Mälaren i näringsrikedom, där Vättern är en oligotrof sjö (näringsfattig) (Vätternvårdsförbundet 2024b) medan Mälaren är naturligt näringsrik (Mälarens vattenvårdsförbund 2024). 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, eftersom kvicksilver kan fördelas på fler organismer i Mälaren.

Kvicksilver analyseras vanligtvis i tio individer per lokal. Under 2023 låg samtliga individer under gränsvärdet för konsumtion både med avseende på analyserade abborrar och gäddor (gränsvärde 0,5 mg/kg respektive 1,0 mg/kg). En individ från Hammarösjön låg dock strax under gränsvärdet (0,49 mg/kg) och under vissa år har enstaka individer legat över gränsvärdet (Barthel Svedén och Andersson 2021, Olsson och Andersson 2020). Lokalt kan det förekomma vissa individer som överskrider gränsvärdet för livsmedel. Då abborrarna som undersöks med avseende på miljögifter är mindre än vad som normalt brukar betraktas som matfisk är det troligt att halten är högre i abborrar av matfiskstorlek från respektive område eftersom halten brukar vara högre i större fiskar.

Kvicksilver är en av fyra tungmetaller där det finns ett livsmedelsgränsvärde och för kvicksilver utgör fisk den största källan för exponering för människor. Det är därför viktigt att följa de kostrekommendationer som utfärdats av Livsmedelsverket (2024b) för att inte få för stort intag. Kvicksilver är särskilt skadligt för foster och kan negativt påverka hjärnans och nervsystemets utveckling, vilket medför att råden är särskilt inriktade på att begränsa intaget hos gravida, ammande och de som planerar att bli gravida. Dessa känsligare grupper bör maximalt äta fisk som kan innehålla kvicksilver 2–3 gånger per år medan övriga kan äta sådan fisk en gång per vecka. Råden liknar därmed dem för dioxin och PCB, men inkluderar inte barn och ungdomar i gruppen som endast bör äta fisk 2–3 gånger/år.

Metaller i lever

I Åsunda och Torsö har metaller i lever analyserats sedan 1996, medan Dalbosjön tillkom 2020. För de sju lokalerna i norra Vänern har analyser på lever gjorts sedan 2005 eller 2008 beroende på metall. Zink och koppar avviker från övriga metaller som analyserats på fiskelever 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 zink och koppar har varierat något i alla lokaler mellan åren men visar ingen generell trend. Under 2023 var zinkhalten i Åsunda och Torsö något högre jämfört med året, medan Dalbosjön var lägre. Dalbosjön hade dock en individ med väldigt höga halter av flera tungmetaller under 2022, vilket påverkade medelvärdet. I Åsunda noterades den näst högsta kopparhalten som uppmätts sedan mätningarna började, men endast marginellt högre än det tredje högsta. Både

zink och koppar sticker ut i lokalerna i norra Vänern under 2023. Zinkhalten var den näst högsta till tredje högsta i alla lokaler medan kopparhalten var den högsta någonsin i abborrar fångade i Byviken, Kattfjorden, Hammarösjön och Varnumsviken. För alla lokaler utom Hammarösjön var halten dock endast marginellt högre än den föregående toppnoteringen. Även i övriga lokaler i norra Vänern var kopparhalten i det högre intervallet. 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) och fortsatt provtagning är viktig för att följa eventuella omgivningsförändringar. 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). I de flesta lokaler i norra Vänern var fiskarna yngre eller mindre under 2023 jämfört med föregående undersökning vilket skulle kunna vara bidragande till de högre halterna under 2023, men även andra okända faktorer kan troligtvis bidra till variationerna.

Under 2022 stack halten av flera tungmetaller ut i abborrarna från Dalbosjön, och dessa resultat kvarstod delvis under 2023. I Dalbosjön noterades flest antal individer med detekterbar kromhalt (tre individer). Vissa metallhalter hade minskat något under 2023 men arsenikhalten var dubbelt så hög under 2023 jämfört med året innan och låg på de nivåer som uppmäts i Åsunda där det finns lokala källor till arsenik. Resultaten i Dalbosjön skulle kunna bero på någon lokal föroreningskälla, men det går inte att säga med säkerhet baserat på det begränsade underlaget som tre provtagningar utgör, eftersom även andra faktorer kan påverka de tillgängliga halterna. Fortsatt behövs fler provtagningar innan det går att säga med säkerhet om det är förhöjda halter i Dalbosjön vid Fogden. Även under 2023 avvek dessutom kadmium i fiskar från Dalbosjön och halterna var höga jämfört med Åsunda och Torsö. Flera lokaler i norra Vänern (Hammarösjön, Åsfjorden och Sätterholmsfjärden) har däremot kadmiumhalter som åtminstone vissa år varit på likande nivå som den i Dalbosjön. Precis som under 2022 hade flertalet provtagna individer i Dalbosjön förhållandevis höga kadmiumhalter. Endast en individ hade en låg halt (0,47 mg/kg Ts) under 2023 medan övriga låg över 1,5 mg/kg Ts. Samma mönster noterades i Hammarösjön 2023 medan halterna i övriga lokaler låg betydligt lägre. Förhöjda kadmiumhalter kan bero på lokal tillförsel av tungmetallen och generellt utgör avloppsreningsverk och industrier som bearbetar papper och trä punktkällor till vatten (Naturvårdsverket 2024i). En sökning i EBH-kartan (2024) visar inget område vid Dalbosjön som utmärker sig med kadmiumföroreningar och det finns inte heller någon känd lokal belastning annat än avloppsreningsverk. För Hammarösjön, som ligger i närheten av Karlstad, visar EBH-kartan en rad olika verksamheter och områden som eventuellt skulle kunna vara bidragande till kadmium. Höga kadmiumhalter i fisklever har 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 fortsätter vara 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.

Generellt låg metallhalterna i lever på liknande nivåer som tidigare år. Halterna har historiskt varierat och även om höga och i vissa fall de högsta halterna har uppmäts i vissa lokaler under 2023 har halterna i de flesta fall inte varit anmärkningsvärt höga utan i linje med vad som observeras i Vänern. Det är viktigt att fortsatt ha i åtanke att det finns en osäkerhet vid leveranalyserna på grund av de små provmängderna. Detta har medfört högre rapporteringsgränsvärden och ibland i avvikande resultat som bör exkluderas ur utvärderingar.

Även under 2023 fick en torrs substans motsvarande medelvärde av tidigare års uppmätta värden användas vid beräkningarna, eftersom provmängden var för liten för analys av torrs substans.

8 Slutsatser och rekommendationer

Resultaten från undersökningarna av abborrar i Vänern 2023 visade att halterna av kvicksilver och organiska miljögifter i muskel låg på liknande nivåer som tidigare år. Undersökningen av kvicksilver i gädda visade även det på motsvarande resultat som tidigare år. Gränsvärdena för biota överskreds med avseende på kvicksilver och PBDE₆, vilket inte är unikt för Vänern utan gäller för samtliga vattenförekomster i Sverige.

Kadmiumhalten i abborrlever i fiskar från Dalbosjön var fortsatt anmärkningsvärt hög och endast i Hammarösjön noterades motsvarande nivåer. Vid Dalbosjön finns ingen känd påverkansfaktor som kan bidra till de höga halterna och det kan vara aktuellt att inkludera vattenkemisk provtagning för att kontrollera eventuella lokala förhållanden som kan ha effekt på hur tillgängligt kadmium i området är för fiskarna. Även arsenikhalten i lever i Dalbosjön var väldigt hög under 2023 jämfört med de tidigare provtagningar som genomförts och låg på nivåer som uppmätts i Åsunda, där det finns lokala källor till arsenik.

De analyserade fiskarna låg under de flesta gränsvärdena för livsmedel. Däremot innehåller abborrar från Vänern så pass höga halter av PFOS och PFAS₄ att de inte får användas vid kommersiell framställning av livsmedel till spädbarn och småbarn (upp till 3 år) enligt de nya gränsvärdena som började gälla 1 januari 2023. Det hade varit av intresse att analysera både abborrar av större storlek (konsumtionsfisk) och andra arters innehåll av PFAS₄ från olika områden av Vänern för att få en bättre bild av både variationer i Vänern och i olika arter av olika storlek.

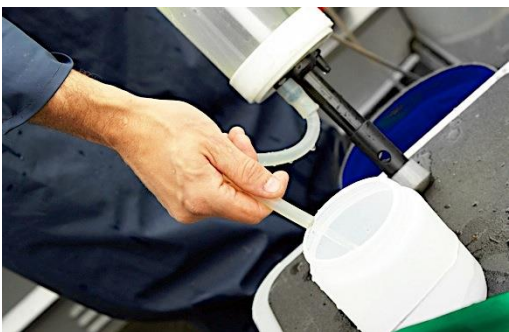
9 Referenser

- 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.
- Barthel Svedén, J. och Olsson, T. (2022). Miljögifter i fisk från Vänern, Vättern och Mälaren 2021 – utökad miljöövervakning i de Stora sjöarna. 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.
- Efsa (2018). Dioxins and related PCB:s tolerable intake level updated. Tillgänglig: <https://www.efsa.europa.eu/en/press/news/dioxins-and-related-pcbs-tolerable-intake-level-updated> [2024-06-12]
- Efsa (2020). Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. Tillgänglig: <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/6223> [2024-06-12]
- EU-förordning 2023/915. KOMMISSIONENS FÖRORDNING (EU) 2023/915 av den 25 april 2023 om gränsvärdena för vissa främmande ämnen i livsmedel och om upphävande av förordning (EG) nr 1831/2006.
- 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 miljökvalitetsnormer 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.
- Karolinska Institutet. (2024a). Dioxiner och dioxinlika PCB. Tillgänglig: <https://ki.se/imm/dioxiner-och-dioxinlika-pcb> [2024-06-03].
- Karolinska Institutet. (2024b). Polybromerade difenyletrar (PBDE). Tillgänglig: <https://ki.se/imm/polybromerade-difenyletrar-pbde> [2024-06-03].
- Kemikalieinspektionen (2024). PFAS. Tillgänglig: <https://www.kemi.se/kemiska-amnen-och-material/pfas> [2024-06-03].
- Kling, S. (2021). Metaller och miljögifter i abborre från Vänern 2020, Dalbosjön. Calluna AB.
- Lindström, L., Grotell, C., Härdig, J. (2002). Industripåverkan på Vätterns fiskar. Rapport 66, Vätternvårdsförbundet.
- Livsmedelsverket. (2024a). PFAS – Per- och polyfluorerade alkylsubstanter. Tillgänglig: <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/miljogifter/pfas-poly-och-perfluorerade-alkylsubstanter> [2024-06-03].
- Livsmedelsverket. (2024b). Kvicksilver. Tillgänglig: <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/metaller1/kvicksilver> [2024-06-03].
- Livsmedelsverket. (2024c). <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/miljogifter/dioxiner-och-pcb> [2024-06-19].
- Livsmedelsverket (2024d). Gränsvärde för PFAS i några livsmedel. Tillgänglig: <https://www.livsmedelsverket.se/om-oss/press/nyheter/pressmeddelanden/gransvarde-for-pfas-inagra-livsmedel> [2024-06-19].
- Länsstyrelsen i Jönköpings län (2024). Nya kostrekommendationer för fisk från Vättern. Tillgänglig: <https://www.lansstyrelsen.se/jonkoping/om-oss/nyheter-och-press/nyheter---jonkoping/2024-06-13-nya-kostrekommendationer-for-fisk-fran-vattern.html> [2024-06-19].
- Länsstyrelsen i Jämtlands län (2024). Miljögifter i fisk. Tillgänglig: <https://www.lansstyrelsen.se/jamtland/miljo-och-vatten/miljoovervakning/miljogifter-i-fisk.html> [2024-06-19].
- Mälarens vattenvårdsförbund (2024). Naturligt näringsrik sjö. <https://www.malaren.org/malaren/malaren-och-dess-naromrade/naturligt-naringsrik-sjo/> [2024-06-19]
- Naturvårdsverket. (2007). Bilaga A till handbok 2007:4. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.
- Naturvårdsverket (2016). Högfluorerade ämnen (PFAS) och bekämpningsmedel. En sammantagen bild av förekomsten i miljön. Redovisning av ett regeringsuppdrag. Naturvårdsverket rapport 6709
- Naturvårdsverket. (2024a). PCB i miljön. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljofororeningar/organiska-miljogifter/pcb-i-miljon/> [2024-06-03].
- Naturvårdsverket. (2024b). Oavsiktligt bildade ämnen. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljofororeningar/organiska-miljogifter/oavsiktligt-bildade-amnen/> [2024-06-03].

- Naturvårdsverket. (2024c). Flamskyddsmedel i miljön. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljofororeningar/organiska-miljogifter/flamskyddsmedel-i-miljon/> [2024-06-03].
- Naturvårdsverket. (2024d). Fakta om kvicksilver. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljofororeningar/metaller/fakta-om-kvicksilver/> [2024-06-03].
- Naturvårdsverket. (2024e). Metaller som miljögift. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/> [2024-06-03].
- Naturvårdsverket. (2024f). Zink (Zn). Tillgänglig: <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Amnen/Tungmetaller/Zink/> [2024-06-03].
- Naturvårdsverket. (2024g). Utsläpp av metaller. Tillgänglig: <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Utslapp-till-vatten/Dataunderlag/Utslapp-av-metaller/> [2024-06-12].
- Naturvårdsverket. (2024h). Fakta om koppar. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljofororeningar/metaller/fakta-om-koppar/> [2024-06-12].
- Naturvårdsverket. (2024i). Fakta om kadmium. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljofororeningar/metaller/fakta-om-kadmium-och-kadmiumforeningar/> [2024-06-12].
- Naturvårdsverket. (2024j). <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Amnen/Tungmetaller/As-Arsenik1/> [2024-06-12].
- Naturvårdsverket. (2024k). Utsläpp i siffror. Tillgänglig: <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Kartsida/> [2024-06-12].
- Norborg Carlsson, A-C. (2012). Norra Vänern 2011. Norra Väterns intressenter. ALcontrol Laboratories.
- Norborg Carlsson, A-C. (2015). Norra Vänern 2014. Norra Väterns intressenter. ALcontrol Laboratories.
- Norborg Carlsson, A-C. (2019). Norra Vänern 2013–2017. Norra Väterns intressenter. ALcontrol Laboratories.
- 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., Adediji, O.B. (2011). Overview of cadmium toxicity in fish. Journal of Applied Sciences Research, 7(7): 1195–1207.
- Olsson, T. (2023). Metaller och miljögifter i fisk från Vänern 2022. Calluna AB.
- Olsson, T. (2024). PFAS i matfisk från Finjasjön – Undersökning av abborre, braxen, gädda, gös och mort. Calluna AB.
- 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.
- Pettersson, M. (2022). PFAS i konsumtionsfisk från Stockholms sjöar och vikar. Miljöförvaltningen, Stockholms stad.
- 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, Väterns vattenvårdsförbund.
- Sjölin, A. (2015). Metaller och stabila organiska ämnen i abborre. År 2014. I: Årsskrift från Väterns vattenvårdsförbund, 2015, rapport 91.
- SMHI (2024). SMHI Nationella emissionsdatabasen. Tillgänglig: <https://nationellaemissionsdatabasen.smhi.se/> [2024-06-12]

- Stockholms stad (2024a). <https://miljobarometern.stockholm.se/vatten/kemisk-status-och-miljogifter/miljogifter-i-fisk/pfos-i-fisk/compare> [2024-06-19]
- Stockholms stad (2024b). Särskilda kostrekommendationer för insjöfisk i Stockholm. Tillgänglig: <https://start.stockholm/aktuellt/nyheter/2022/06/sarskilda-kostrekommendationer-for-insjofisk-i-stockholm/> [2024-06-19].
- 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. (2024). <https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA29853066> [2024-06-03].
- Vätternvårdsförbundet (2024a). PFAS i Vättern. Tillgänglig: <https://vattnet.org/om-vattnet/utmaningar/miljogifter/pfas-i-vattnet/> [2024-06-19].
- Vätternvårdsförbundet (2024b). Vätterns tillstånd idag. Tillgänglig: <https://vattnet.org/om-vattnet/vattnets-tillstand-idag/> [2024-06-19].
- Åkerblom, S., Johansson, K. (2008). Kvicksilver i svensk insjöfisk – variationer i tid och rum. Rapport 2008:8, Institutionen för miljöanalys, SLU.



Hemsida: www.calluna.se • E-post: 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 71 medlemmar varav 33 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 miljötilstånd 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. Förbundets kansli kan svara på frågor, telefonnummer 010-224 52 05.

