

Metaller och miljögifter i fisk från Vänern 2024



Rapport nr 147



VÄNERNS
vattenvårdsförbund

Titel: Metaller och miljögifter i fisk från Vänern 2024

Tryckår: 2025

ISSN: 1403-6134

Rapportnummer: 147

Författare: Edwartz, J. & Andersson, T. 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 2024 genomfördes undersökningar av metaller och organiska miljögifter i abborre i Vänern från lokalerna *Åsundaön, Torsö och Dalbosjön*.

Sedan 1996 har tungmetaller och PCB undersökts årligen i abborre från de två lokalerna Torsö och Åsundaön i sydöstra respektive norra Vänern. Analyser av ytterligare organiska föreningar, 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

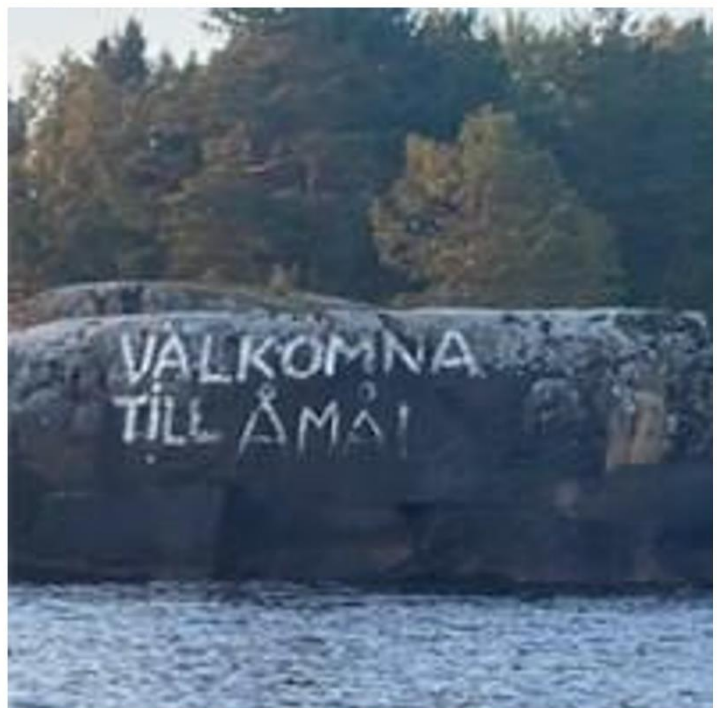
Vänerns vattenvårdsförbund

2025-09-18



Metaller och miljögifter i fisk från Vänern

2024



OM DOKUMENTET:

Titel: Metaller och miljögifter i fisk från Vänern - 2024

Version/datum: 2025-08-25

Mall version: 2.0

Dokumentet bör citeras: Edwartz, J., Andersson, T. 2025. Metaller och miljögifter i fisk från Vänern - 2024. Calluna AB.

Foton: © Calluna AB där inget annat anges

Omslag: bilderna 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: Calluna AB, Linköpings slott, 582 28 Linköping
Hemsida: www.calluna.se
Telefon (växel): +46 13-12 25 75

Callunas ordernr: ASO0227

Deltagande personal:

All deltagande personal är anställd på Calluna AB om inget annat anges nedan

Projektleddning/Uppdragsledning: Thomas Andersson

Fältarbete: Thomas Andersson, Johannes Edwartz

Kartproduktion: Johannes Edwartz

Rapport: Johannes Edwartz och Thomas Andersson

Kvalitetsgranskning: Annika Delbanco



Sammanfattning

Sedan 1996 har tungmetaller och PCB undersökts årligen i abborre från de två lokalerna Torsö och Åsunda i sydöstra respektive norra Vänern. Analyser av ytterligare organiska föreningar, såsom dioxiner och PFAS, har tillkommit under åren och ytterligare lokaler analyseras med glesare intervall. Under 2020 tillkom en lokal i Dalbosjön vid Åmål i västra Vänern. Abborre har 2024 infångats från lokalerna Åsunda, Dalbosjön och referenslokalen Torsö. Resultaten redovisas samt jämförs med tidigare års mätningar i denna rapport.

De morfologiska undersökningarna visade att fiskarna var i god kondition och deras leverar visade inga tydliga tecken på föroreningspåverkan. Små gonader noterades vid samtliga lokaler.

Resultaten från de kemiska analyserna visar att kvicksilverhalten i fiskmuskel låg på betydligt högre nivåer under 2024 jämfört med de senaste undersökningsåren. Sammanslaget ligger dock fortfarande varje undersökningslokal under gällande gränsvärden för konsumtion. I årets undersökning observerades dock en enstaka individ från Åsunda som överskred gällande gränsvärde. Gränsvärdet för biota överskreds återigen, i likhet med alla svenska ytvattenförekomster. Vad ökningen av kvicksilverhalter beror på är oklart.

På grund av årets relativt små fiskar utgick analys av metaller i individuella leverar.

I samlingsprovet på lever från de yngre fiskarna (1+ år) från referenslokalen Torsö var andelen PFOS jämfört med övriga analyserade PFAS-ämnen betydligt lägre jämfört med tidigare undersökningsår, men konkreta slutsatser är svåra att dra.

De organiska föreningarna som analyserades i muskel låg på liknande nivåer som tidigare år. Vissa hade en något högre halt, men skillnaden skulle kunna bero på varierande rapporteringsgränser mellan åren vilket försvårar jämförelser. Halten PBDE₆ (summan av sex bromerade flamskyddsmedel) överskred gränsvärdet i biota, vilket den gör i alla ytvattenförekomster i Sverige. Halterna av de organiska föreningarna underskred samtliga gränsvärden gällande livsmedelsprodukter för vuxna. Gällande motsvarande gränsvärden för spädbarn och småbarn så överskreds dessa för fem av åtta analyserade parametrar. Dessa gränsvärden gäller sedan 2023 för livsmedel som släpps ut på marknaden.

Uppmätta halter av organiska föreningar och kvicksilver i abborre från Vänern medför att gällande kostrekommendationer bör följas samt att Vänerabborrar bör ätas i små mängder för att inte överskrida rekommendationerna kring tolererbara veckointag.



Innehåll

Sammanfattning	3
1. Inledning	5
1.1 Uppdragets syfte	5
1.2 Bakgrund	5
1.3 Områdesbeskrivning	5
2. Metod och genomförande	7
2.1 Fiske och analyser	7
2.2 Datainsamling, gränsvärden och utvärdering av data	9
2.3 Beskrivning av analyserade ämnen	10
3. Resultat	12
3.1 Morfometriska parametrar	12
3.2 Organiska föreningar	13
3.3 Metaller i fiskmuskel	22
4. Diskussion	23
4.1 Morfometriska parametrar	23
4.2 Organiska föroreningar	23
4.3 Metaller i muskel	24
5. Slutsatser och rekommendationer	25
Referenser	26

Bilaga 1 – Analyrapporter från Eurofins Water Testing Sweden AB



1. Inledning

1.1 Uppdragets syfte

Calluna AB har, tillsammans med Eurofins Water Testing Sweden AB, fått i uppdrag att provfiska, preparera och analysera abborre från Vänern, vid lokalerna Åsunda, Torsö och Dalbosjön 2024. 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.

1.2 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 2020 tillkom abborrfiske i lokalen Dalbosjön som 2021, inom ramen för undersökningar inom 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. Gädda har med olika tidsintervall analyserats med avseende på kvicksilver sedan 1974 för Kattfjorden och sedan 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 de är vanliga matfiskar. Undersökningar gällande innehållet av metaller och organiska föreningar i abborre ger, förutom en bild av miljöpåverkan, 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.

1.3 Områdesbeskrivning

Under 2024 fiskades abborrar vid tre lokaler i Vänern (tabell 1, figur 1). Lokalerna Torsö och Åsunda har besökts årligen sedan 1996, medan fiske har utförts vid Dalbosjön sedan 2020. Torsö ligger i östra Vänern i Mariestads kommun och är Vänerns största ö. Fisket vid Torsö utförs sydväst om ön (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). Denna lokal tillkom 2020 och abborrar har sedan dess fiskats vid en lokal utanför Åmål (vid Fogden).



Tabell 1. Insamlingslokaler för abborrar 2024.

Lokal	Nr	RT90 X	Y	VISS	Fisk	Fiske- period	Uppdrags- givare
SO Åsundaön	1	6575535	1356638	SE657554- 135664	Abborre, årligen sedan 1996	augusti	Vänerns VVF
V Torsö (Onsö)	3	6514922	1376413	SE651492- 137641	Abborre, årligen sedan 1996	augusti- oktober	Vänerns VVF
Dalbosjön (Fogden)	2	6549493	1323542	WA49493602	Abborre, 2020–2022	augusti	Vänerns VVF



Figur 1. Områdeskarta över insamlingslokaler för abborre i Vänerns Vattenvårdsförbunds regi. Fiske har 2024 skett för abborre vid tre lokaler: Åsunda (sydost om Åsundaön), Torsö (Väster om Torsö) samt Dalbosjön (vid Fogden).



2. Metod och genomförande

2.1 Fiske och analyser

Insamling av abborre (honor), huvudsakligen i storleksklassen 17–20 cm, skedde med nät. Riktat fiske vid lokalerna Åsunda och Dalbosjön utfördes av Calluna AB i augusti 2024 där Thomas Andersson stod för insamlingen. En lokal fiskare insamlade abborrar vid Torsö mellan augusti och oktober 2024. Direkt efter fisket frystes fisken in i PVC-fria plastpåsar. Det är viktigt att använda fiskar med enhetlig storlek, av samma kön och som är infångade under samma årstid för att minska inverkan av faktorer som kan ha effekt på halten av miljögifter i vävnaderna.

Preparering av abborrar utfördes av Thomas Andersson (Calluna AB). Vid prepareringen registrerades längd, totalvikt, somatisk vikt (exklusive inälvor), levervikt, gonadvikt och maginnehåll (vikt). Fiskarnas gällock kokades, rengjordes och åldersbestämdes sedan av Thomas Andersson. 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.

Parameter	Enhet	Analyserande laboratorium
Längd	Centimeter	Calluna AB
Vikt	Gram	Calluna AB
Somatisk vikt	Gram	Calluna AB
Levervikt	Gram	Calluna AB
Gonadvikt	Gram	Calluna AB
Maginnehåll, vikt	Gram	Calluna AB
Ålder	År	Calluna AB
Leversomatiskt index, LSI	%	Calluna AB
Gonadsomatiskt index, GSI	%	Calluna AB
Konditionsfaktor, CF		Calluna AB

Under 2024 fiskades 20 abborrar vardera från Torsö, Åsunda och Dalbosjön. Muskel togs från 10 abborrar från respektive lokal för undersökning av kvicksilver i enskilda individer.

De individuella leverproverna för analys av metaller utgick då dessa var för små från samtliga lokaler för analysens omfattning.

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.

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 Åsunda, Torsö och Dalbosjön. Samlingsprover kommer från 10 individer från respektive område.

Analyspaket	Muskel	Lever	Analyserande laboratorium
As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn		Utgår ¹	Eurofins Environment Testing Sweden AB
Hg	10 fiskar		Eurofins Environment Testing Sweden AB
Torrsvikt		Utgår ¹	Eurofins Environment Testing Sweden AB
Råfett	Samling	Samling	Eurofins Food & Feed Testing Sweden AB



PCB₇	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 Leverprov på individer har ej analyserats på grund av för liten provmängd.

Ingående ämnen/kongener i rapportens utvärderade ämnesgrupperingar anges i tabell 4. Samtliga analysvar 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 analysammansättning som under föregående kontrollprogram.

Tabell 4. Ingående ämnen/kongener i grupperingar av organiska föreningar. PFAS markerade med en stjärna ingår i summeringen för PFAS₁₀. Gulmarkerade ämnen har ej kunnat analyseras av laboratorie på grund av matriseffekter.

PCB₇	Dioxinlika PCB	Dioxin (PCDD/PCDF)	PBDE₆ och HBCDD	PFAS₂₆
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

2.2 Datainsamling, gränsvärden och utvärdering av data

Historiska data har erhållits från Sara Peilot (Vänerns Vattenvårdsförbund) och resultaten bygger vidare på årsrapporten för 2023 (Olsson 2024) där Åsunda, Torsö och Dalbosjön ingår.

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

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

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

Gränsvärden som anges i HVMFS 2019:25 är relaterade till biota och används som bedömningsgrunder för klassificering av ekologisk status och ytvattenstatus. Särskilda giftiga kemiska ämnen kan ingå antingen i gruppen särskilt förorenande ämnen (SFÄ) som ingår i bedömning av ekologisk status eller i gruppen prioriterade ämnen (PRIO-ämnen) som används för att bedöma kemisk ytvattenstatus. Till SFÄ hör bland annat PCB i biota, medan PBDE₆, kvicksilver, PFOS, dioxiner och dioxinlika föreningar samt HBCDD är PRIO-ämnen och ingår i bedömning av kemisk ytvattenstatus. Gränsvärdena är ofta kopplade till sekundär risk för förgiftning och har som uppgift att skydda ekosystemtjänster och de mest utsatta organismerna. De kan även i vissa fall vara kopplade till risker som kan uppkomma när människor konsumerar fisken (HaV 2016).



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

Ämne	HVMFS 2019:25	EU 2023/915	Kommentar
Kvicksilver	20 ng/g	0,5 mg/kg	Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött från viss fisk, bland annat abborre.
Summan av dioxiner		3,5 pg/g	Enligt WHO-PCDD/F-TEQ. Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött av 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.
PFOA		8 ng/g	Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött från viss fisk, bland annat abborre.
PFNA		8 ng/g	Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött från viss fisk, bland annat abborre.
PFHxS		1,5 ng/g	Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött från viss fisk, bland annat abborre.
PFAS 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 . Tolererbart veckointag (TVI) av PFOS, PFOA, PFNA och PFHxS fastställt till 4,4 ng/kg kroppsvikt och vecka enligt europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhet (EFSA).
HBCD/HBCDD	167 ng/g		
PBDE ₆	0,0085 ng/g		Kongenerna BDE-28, BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153 och BDE-154.

2.3 Beskrivning av analyserade ämnen

2.3.1. PCB

Polyklorerade bifenyl, PCB, är ett samlingsnamn för 209 olika ämnen, så kallade kongener, som innehåller flera kloratomer. Precis som andra organiska miljögifter är de persistenta, vilket innebär att de bryts ned väldigt långsamt och det tar lång tid innan de försvinner från miljön. I Sverige förbjöds användning av PCB i nya produkter 1978 och all användning 1995. PCB användes i många byggnader, transformatorer och kondensatorer innan förbudet trädde i kraft 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 2025a).

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 rapporteringsgränsen används i summeringen av de sju kongenerna i stället för halva gränsvärdet för de kongener som underskrider rapporteringsgränsen.



2.3.2. 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 2025b).

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 2025a). Genom att använda WHO-TEQ kan jämförelser därmed göras.

2.3.3. 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 2025c). 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 (hexabromcyklododekan) har historiskt haft en stor användning och det finns därför mycket kunskap om dessa ämnen. PBDE och HBCDD är svårnedbrytbara och långlivade, men ämnena skiljer i hur lätt de ansamlas och hur giftiga de är (Karolinska institutet 2025b).

2.3.4. PFAS

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 2025). 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).

2.3.5. Kvicksilver

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. Kvicksilver 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 2025d).

De flesta människor exponeras framför allt för kvicksilver genom födan och intaget av fisk är den främsta faktorn som styr exponeringen för kvicksilver (Livsmedelsverket 2025b). För att minska exponeringen finns gränsvärden för hur mycket kvicksilver som får finnas i muskel av fisk enligt EU-förordning 2023/915.

3. Resultat

3.1 Morfometriska parametrar

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

Den okulära besiktningen av fiskarna från de tre lokalerna indikerade inte någon försämrad fiskhälsa under 2024. Likt tidigare år noterades fortsatt små gonader vid samtliga lokaler, detta indikerar att fiskarna var utlekta vid provtagningstillfället. Hos abborrarna från Torsö var gonadmedelvikten 0,11 gram (SD = 0,04) och de från Åsunda och Dalbosjön 0,24 gram (SD = 0,13) respektive 0,30 gram (SD = 0,22). Analyserna visar generellt på lågt gonadsomatiskt index (GSI) vid lokalerna. Standardavvikelsen för gonadvikt och GSI var lägst mellan individerna i provserien från Torsö trots att fiskarna samlats in under en längre period jämfört med de från Dalbosjön och Åsunda.

Abborrarna från Dalbosjön var i medel mer än dubbelt så tunga som abborrarna från Torsö (67,79 gram respektive 27,31 gram), medan vikten på abborrarna från Åsunda låg mellan Torsö och Dalbosjön. Jämfört med 2023 var insamlade fiskar från Torsö och Åsunda både kortare och lättare under 2024. Torsöfiskarna var 1,9 centimeter kortare och de från Åsunda 3,3 centimeter kortare. Medianåldern hos dessa fiskar var också ett år yngre jämfört med 2023. Se tabell 6 för 2024 års data.

Konditionsfaktorn (CF) är en beskrivning av fiskens energitillstånd. Under 2024 observerades en något lägre konditionsfaktor på de yngre fiskarna vid Torsö jämfört med Åsunda och Dalbosjön. I vanliga fall ökar konditionsfaktorn med fiskens ålder och storlek. Trots detta var konditionsfaktorn vid Åsunda nästan identisk jämfört med 2023. I och med att fiskarna var ett år yngre 2024 indikerar detta god födotillgång vid Åsunda.

Fiskar som exponeras för organiska föroreningar kan få förstörd lever vilket vidare ger ett förhöjt värde på leversomatiskt index (LSI). LSI utgör av den anledningen en parameter för påverkan av miljögifter. Uträknat LSI hade sjunkit i samtliga lokaler 2024 jämfört med 2023. Likt tidigare år ger det leversomatiska indexet ingen indikation av påverkan från organiska föroreningar. Se tabell 6 för 2024 års data.

Tabell 6. Resultat för morfometriska parametrar för abborre 2024 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	16,65±1,31	14,38± 1,01	18,29± 1,43
Vikt	Gram	48,92±11,98	27,31± 6,45	67,79± 17,24
Somatisk vikt	Gram	45,97±11,23	25,68± 6,10	64,31± 16,23
Levervikt	Gram	0,43±0,22	0,14±0,06	0,49± 0,20
Gonadvikt	Gram	0,24±0,13	0,11±0,04	0,30± 0,22
Ålder	År	2+	1+	2+
CF		1,04±0,06	0,90±0,06	1,09± 0,07
LSI	%	0,93±0,33	0,55±0,20	0,76± 0,19
GSI	%	0,54±0,29	0,43±0,13	0,46± 0,31



3.2 Organiska föreningar

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

Resultaten från analyserna av organiska ämnen förutom PFAS på samlingsprover av muskel från 2024 är sammanfattade i tabell 7 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 7. Organiska föreningar förutom PFAS/PFOS i samlingsprov av abborrmuskel från lokalerna Åsunda, Torsö och Dalbosjön 2024. Gulmarkerade värden överskrider gällande gränsvärde. Gränsvärde för PCB samt summa dioxin och dioxinlika PCB bör jämföras med lipidnormaliserade halter. Turkosmarkerade värden visar att halten överskrider gällande livsmedelsgränsvärde för spädbarn- och småbarn.

Ämne	Matris	Enhet	Åsunda	Torsö	Dalbo- sjön	HVMFS 2019:25	EU 2023/915
PCB ₇ ¹	Muskel	ng/g vv	2,06	2,15	2,08		
PCB ₇ ¹	Muskel	µg/g fv	0,349	0,259	0,221		
Summa PCB ₆ ¹	Muskel	ng/g vv	2,00	2,07	2,02	125 ng/g	125 ng/g i muskel, vuxen 1,0 ng/g i muskel, barn
Summa PCB ₆ ¹ - lipidnormaliserad	Muskel	ng/g 5%-fv	16,95	12,47	10,75	125 ng/g	
Dioxinlika PCB ¹	Muskel	pg/g vv WHO-TEQ	0,208	0,208	0,208		
Dioxinlika PCB ¹	Muskel	ng/g fv WHO-TEQ	0,035	0,025	0,022		
PCDD/PCDF ¹	Muskel	pg/g vv WHO-TEQ	0,343	0,345	0,343		3,5 pg/g i muskel, vuxen 0,1 pg/g barn
PCDD/PCDF ¹	Muskel	ng/g fv WHO-TEQ	0,058	0,042	0,036		
Summa dioxiner och dioxinlika PCB	Muskel	pg/g vv WHO-TEQ	0,551	0,553	0,551	6,5 pg/g	6,5 pg/g i muskel, vuxen 0,2 pg/g barn
Summa dioxiner och dioxinlika PCB – lipidnorm.	Muskel	pg/g 5%-fv WHO-TEQ	4,67	3,33	2,93	6,5 pg/g	
PBDE ₆ ¹	Muskel	ng/g vv	0,024	0,024	0,024	0,0085 ng/g	
PBDE ₆ ¹	Muskel	µg/g fv	0,004	0,003	0,003		
HBCD/HBCDD ¹	Muskel	ng/g vv	0,018	0,024	0,018	167 ng/g	
HBCD/HBCDD ¹	Muskel	µg/g fv	0,003	0,003	0,002		
Råfett	Muskel	%	0,59	0,83	0,94		

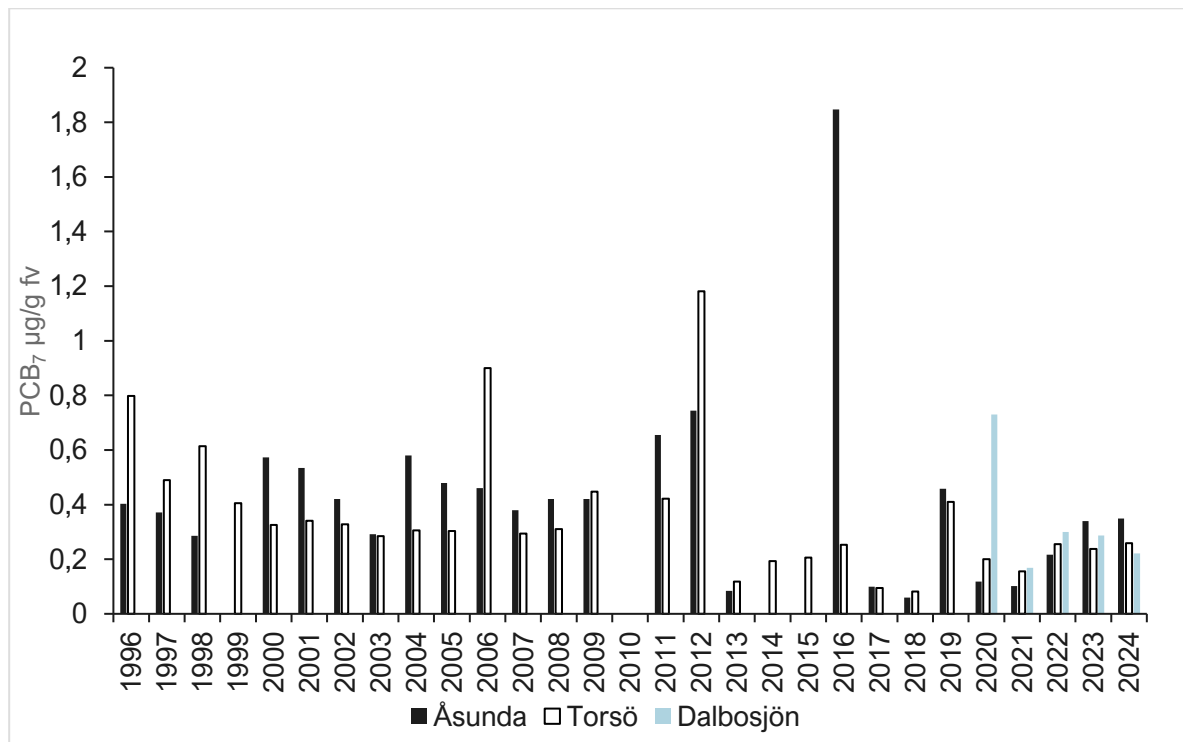
¹ Resultatet är baserat på rapporteringsgränsvärde inkl. LOQ.



3.2.1. PCB

Resultaten för halten PCB₇ och PCB₆ (samma kongener som PCB₇ förutom PCB 118) i muskel från 2024 finns i Tabell 7. Totalhalten PCB₇ inkl. LOQ i muskel var 2,06 ng/g vv i Åsunda, 2,15 ng/g vv i Torsö och 2,08 ng/g vv i Dalbosjön. Halter av PCB 118 har detekterats vid samtliga lokaler. Även uppmätta halter av PCB 153 kan observeras vid Torsö och Dalbosjön. Resterande kongener inom PCB₇ vid respektive lokal låg under rapporteringsgränserna. Halten anges även normerat till fettvikt baserat på muskelns fetthalt för att kunna jämföra de olika provtagningsåren med varandra.

Det finns inget gränsvärde för PCB₇, men det finns gränsvärde för både biota och livsmedel för PCB₆. Totalhalterna PCB₆ i Åsunda, Torsö samt Dalbosjön var 2,00 ng/g vv, 2,07 ng/g vv respektive 2,02 ng/g vv. 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 att lipidnormalisera blir jämförelserna med gränsvärdet representativa för alla uppmätta värden och arter. Risken att underskatta mängden organiska ämnen som organismer får i sig via födan minskar också genom omräkningen, eftersom analyser på mager fisk och magra vävnader såsom muskel ger ett lägre resultat för fettlösliga ämnen. Lipidnormaliserade värden för Åsunda, Torsö och Dalbosjön var 16,95 ng/g, 12,47 ng/g respektive 10,75 ng/g under 2024. För Åsunda är detta i linje med 2023 medan värdet är något högre i Torsö och lägre i Dalbosjön. Halterna ligger långt under gränsvärdet (125 ng/g) både för biota och livsmedel för vuxna. Både uppmätta och normerade halter överskrider gällande gränsvärde för livsmedelsprodukter avsedda för småbarn (1 ng/g).



Figur 2. Halt PCB₇ uttryckt som µg/g fettvikt i samlingsprov på muskel från lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2024 och Dalbosjön 2020–2024.

Vid referenslokalen Torsö har PCB-halterna varit relativt samma de senaste tre åren medan halterna vid Åsunda ökat något och halterna i Dalbosjön sjunkit (Figur 2). PCB-halten i Dalbosjöfiskarna är för första året lägre jämfört med fiskarna från referenslokalen Torsö. Vid Torsö har PCB halten varit lägre de senaste tio åren jämfört med halterna som uppmäts sedan undersökningens start 1996. Halterna i Åsunda har följt Torsöhalterna relativt nära de senaste åtta åren men pendlat något över och under referenslokalens halter. Rapporteringsgränsen för PCB kan variera både mellan åren och en aning mellan de olika samlingsproverna



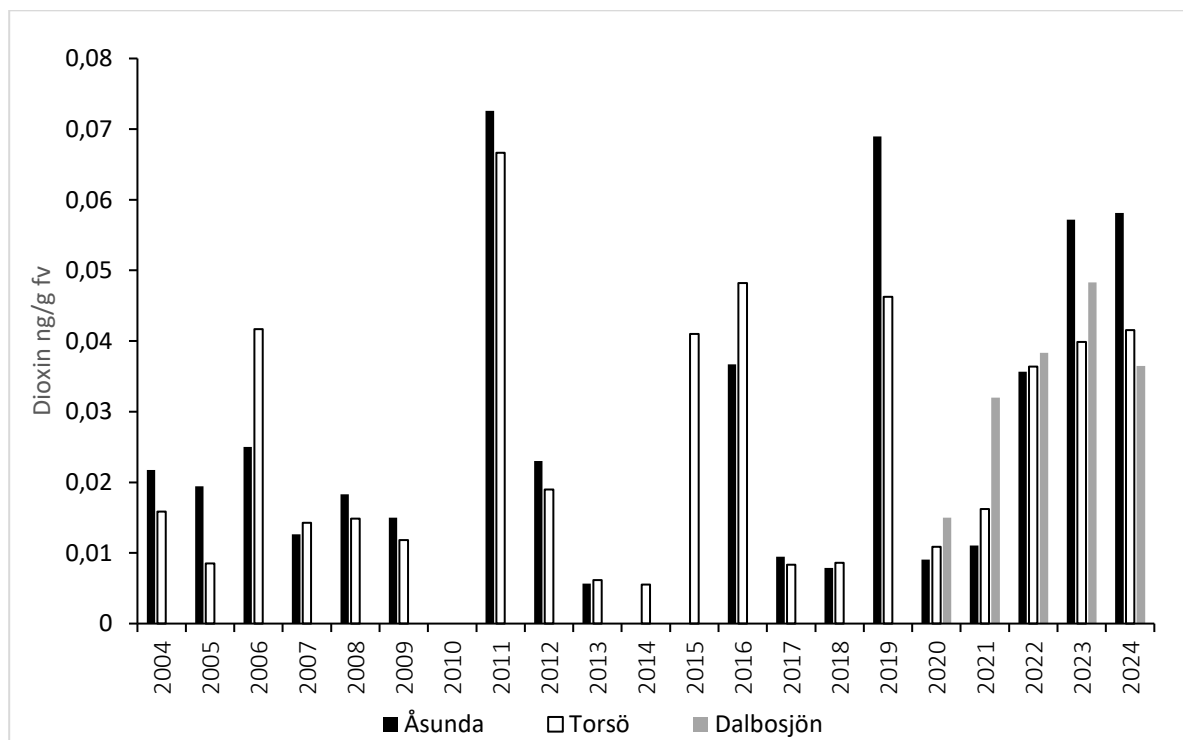
under samma år, vilket kan inverka på resultatet som presenteras. För Dalbosjön har dessutom olika laboratorier analyserat proverna, vilket även det påverkar rapporteringsgränsvärdena.

3.2.2. Dioxiner och dioxinlika PCB

Halten dioxiner och dioxinlika PCB:er visas i tabell 7. Summan av PCDD/PCDF (WHO-TEQ inkl. LOQ) var 0,343 pg/g vv i Åsunda, 0,345 pg/g vv i Torsö och 0,343 pg/g vv i Dalbosjön. Dessa halter är i linje med halterna från 2023 och samtliga lokaler underskrider återigen gränsvärdet 3,5 pg/g som gäller för livsmedel för vuxna men överskrider gränsvärdet för barn (0,1 pg/g) (EU-förordning 2023/915). Summan PCDD/PCDF samt dioxinlika PCB (WHO-TEQ inkl. LOQ) var 0,551 pg/g vv i Åsunda, 0,553 pg/g vv i Torsö och 0,551 pg/g vv i Dalbosjön, vilket underskrider livsmedelsgränsvärdet för vuxna (6,5 pg/g) vid samtliga lokaler. Gränsvärdet för livsmedelsprodukter avsedda för barn (0,2 pg/g) överskrids däremot.

Efter lipidnormalisering av summan dioxiner och dioxinlika PCB var halten för Åsunda 4,67 pg/g, för Torsö 3,33 pg/g och för Dalbosjön 2,93 pg/g, vilket innebär att gränsvärdet på 6,5 pg/g vv för biota i HVMFS 2019:25 underskrids.

Totalt analyserades 17 olika ämnen inom gruppen dioxiner där 2,3,7,8-TetraCDF vid referenslokalen Torsö var den enda uppmätta halten som låg över rapporteringsgränsen för respektive ämne. Detta sticker ut från 2023 och 2022 där samtliga halter låg under rapporteringsgränsen. Under 2021 låg ett ämne på analyserbar nivå i Åsunda och flera dioxiner detekterades i Torsö. I Dalbosjön låg alla analyserade halter under rapporteringsgränsen 2021 (Barthel Svedén 2022).

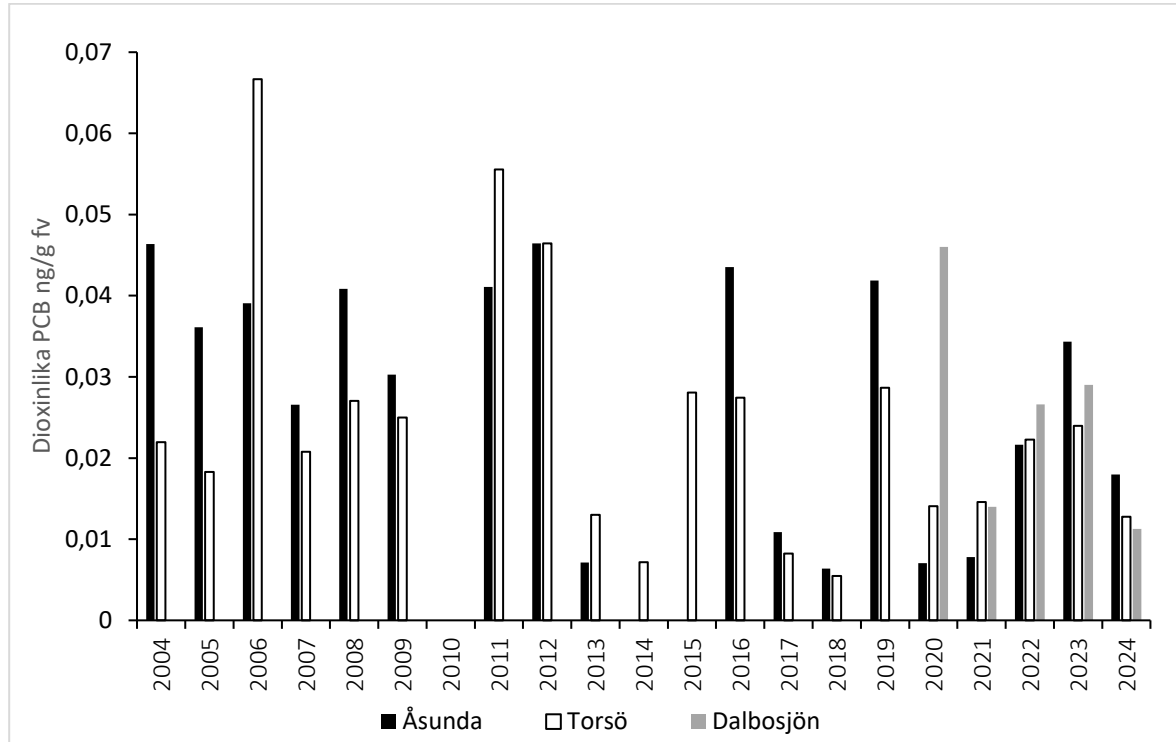


Figur 3. Dioxinhalt uttryckt som ng/g fettvikt i samlingsprov på muskel från lokalerna Åsunda och Torsö under 2004–2024 och Dalbosjön 2020–2024.

Jämförelser mellan de olika undersökningsåren har gjorts på halterna av PCDD/PCDF relaterat till muskelns fetthalt och visas i figur 3. Halterna för Åsunda, Torsö och Dalbosjön var under 2024 höga i jämförelse med flera andra undersökningsår, men ingen direkt slutsats om eventuella haltförändringar går att dra eftersom endast ett analyserat ämne i gruppen låg över rapporteringsgränsvärdet under 2024. 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 4. Halt dioxinlika PCB uttryckt som ng/g fettvikt i samlingsprov på muskel från lokalerna Åsunda och Torsö under 2004–2024 och Dalbosjön 2020–2024.

Liksom för dioxiner relateras halten dioxinlika PCB:er till muskelns fetthalt. Resultaten från 2004–2024 för Åsunda och Torsö samt 2020–2024 för Dalbosjön visas i figur 4. För samtliga tre lokaler var halterna under 2024 lägre än under 2023. Vid Dalbosjön kan det lägsta resultatet sedan undersökningens start 2020 observeras. Halterna i Åsunda och Torsö har varierat under åren men har varit något högre under 2022 och 2023. Halterna under 2024 avviker inte från de föregående åren utan ligger i nivå med vad som tidigare har rapporterats. Även för dioxinlika PCB:er kommer olika rapporteringsgränsvärden mellan åren ha effekt på resultatet vilket gör att slutsatser kring eventuella haltförändringar är svåra att dra.

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 2024.

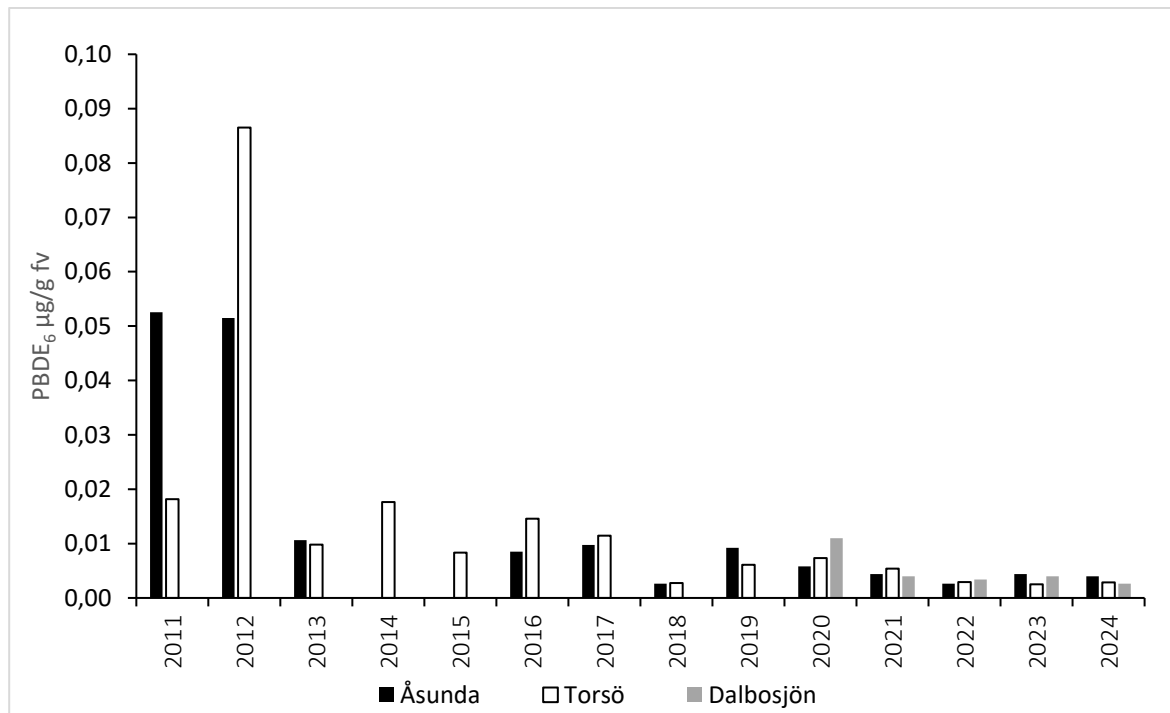
3.2.3. PBDE och HBCDD

Uppmätt PBDE₆-halt var 0,024 ng/g vv i samtliga lokaler. Halterna fortsätter att överskrida gränsvärdet 0,0085 ng/g vv som gäller för biota (HVMFS 2019:25). Gränsvärdet för PBDE₆ överskrids i fisk från Vänern likt fisk i övriga svenska vattenförekomster (VISS 2025). Under 2024 låg samtliga kongener under respektive rapporteringsgräns. Tidigare har PBDE-47 detekterats vid Åsunda och Dalbosjön under 2023 och vid Torsö och Dalbosjön under 2022.

Totalt analyserades 24 olika PBDE-kongener i de tre lokalerna under 2024, en summering av sex kongener (PBDE₆) visas i tabell 7. För ingående kongener i PBDE₆ se tabell 4. Analys av PBDE har skett vid Åsunda och Torsö sedan 2011 och antalet kongener som har analyserats under åren har varierat. I Dalbosjön analyserades endast 6 kongener (PBDE₆) under 2021.



PBDE-47 är den kongen som vanligen bidrar med störst andel i summeringen av PBDE₆. Halten PBDE₆ har relaterats till muskelns fetthalt och resultaten visar att mängden har minskat avsevärt sedan mätningarna började 2011 (figur 5). Om det är en effekt av det förbud som infördes 2004 mot användning av PBDE-47 och flera andra PBDE:er (Naturvårdsverket 2025c) går inte att säga, eftersom det saknas analyser från innan förbudet trädde i kraft.



Figur 5. Hält PBDE₆ uttryckt som µg/g fettvikt i samlingsprov på muskel från lokalerna Åsunda och Torsö under 2011–2024 och Dalbosjön 2020–2024.

Tre kongener (alfa, beta och gamma) av HBCDD har analyserats på abborremuskel varav inga uppmätta halter kunde observeras vid någon av de tre lokaler 2024. Den summerade LOQ-halten för Åsunda och Dalbosjön var 0,018 ng/g vv och för Torsö 0,024 ng/g vv. Gränsvärdet 167 ng/g (HVMFS 2019:25) underskrids därmed med god marginal trots en överskattning av halten. Resultaten från 2024 ligger i linje med vad som tidigare rapporterats (Sjölin 2012, Sjölin 2015, Olsson och Andersson 2020, Barthel Svedén och Andersson 2021, Kling 2021, Barthel Svedén 2022, Olsson 2024).

3.2.4. PFAS och PFOS

Under 2024 utgick tre av 26 PFAS-ämnena på muskel från Torsö och Dalbosjön på grund av matriseffekter. Vid Åsunda var det två PFAS-ämnena som utgick på grund av matriseffekter. Gällande leverprover så var det fyra PFAS-ämnena som utgick på grund av matriseffekter vid samtliga lokaler. Se tabell 4 och respektive resultatrapport i bilaga 1.

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 8. Vissa halter (PFOS och PFAS₁₀) har även normaliserats till fetthalten i muskel för jämförelserna mellan olika år.

Analys av PFAS och PFOS på lever har ingått sedan 2011 i programmet men har utgått flera år på grund av för små provmängder.



3.2.4.1. Muskel

Erhållna analysresultat visar att uppmätta PFAS₄, PFAS₁₀ och PFAS₂₆ var något lägre vid Åsunda och Torsö jämfört med 2023 medan halterna i Dalbosjön var något högre. Lipidnormaliserade resultat visar något lägre halter vid samtliga lokaler 2024 (se tabell 8). Vid analysen kunde fem av tio ingående ämnen i PFAS₁₀ detekteras i muskel från Dalbosjön och Torsö medan fyra av tio detekterades i Åsunda.

Tabell 8. PFAS (olika summeringar av ämnen), PFOS, PFOA, PFNA och PFHxS i samlingsprov av abbormuskel från de tre lokalerna Åsunda, Torsö och Dalbosjön 2024. Gränsvärde från HVMFS 2019:25 och EU-förordning 2023/915 för muskel. Turkosmarkerade värden visar att halten överskrider gällande livsmedelsgränsvärde för späd- och småbarn.

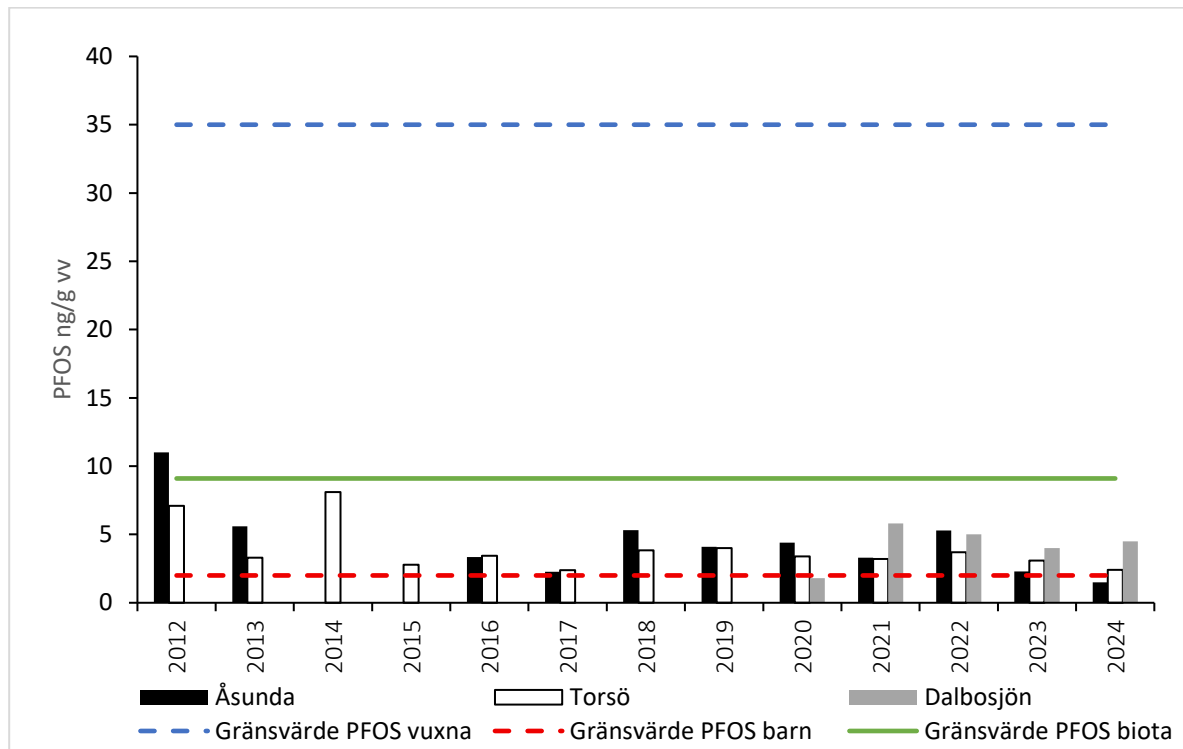
Ämne	Matris	Enhet	Åsunda	Torsö	Dalbosjön	HVMFS 2019:25	EU 2023/915
PFOS	Muskel	ng/g vv	1,5	2,4	4,5	9,1 ng/g	35 ng/g vuxna 2 ng/g barn
PFOS	Muskel	µg/g fv	0,25	0,29	0,48		
PFOA	Muskel	ng/g vv	<0,01	<0,01	<0,01		8 ng/g vuxna 0,20 ng/g barn
PFNA	Muskel	ng/g vv	0,049	0,12	0,1		8 ng/g vuxna 0,50 ng/g barn
PFHxS	Muskel	ng/g vv	<0,01	<0,01	<0,01		1,5 ng/g vuxna 0,20 ng/g barn
PFAS ₄ ¹	Muskel	ng/g vv	1,6	2,5	4,6		45 ng/g vuxna 2 ng/g barn
PFAS ₁₀ ²	Muskel	ng/g vv	2,25	3,50	5,68		
PFAS ₁₀ ²	Muskel	µg/g fv	0,38	0,42	0,60		
PFAS ₂₆ ²	Muskel	ng/g vv	3,3 ³	4,9 ⁴	6,8 ⁴		
PFAS ₂₆ ²	Muskel	µg/g fv	0,56 ³	0,59 ⁴	0,72 ⁴		
Råfett	Muskel	%	0,59	0,83	0,94		

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 24 PFAS (inkl. LOQ) eftersom två PFAS utgick från analysen på grund av matriseffekter.

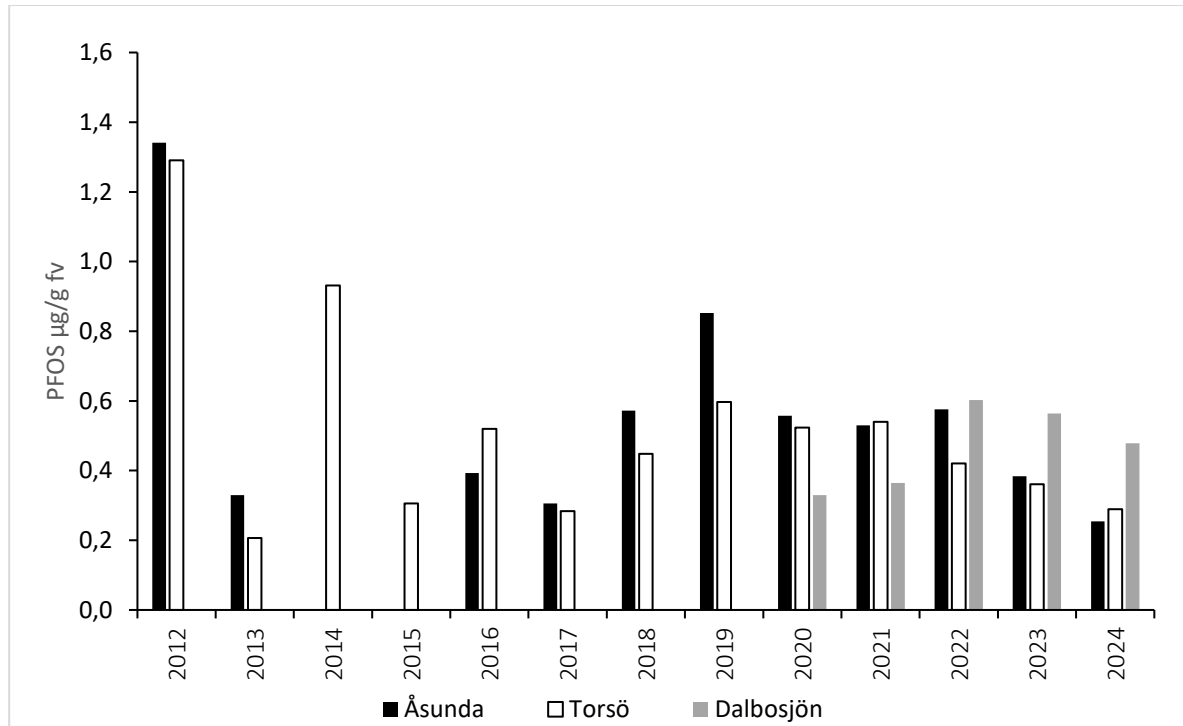
⁴ Summering av 23 PFAS (inkl. LOQ) eftersom tre PFAS utgick från analysen på grund av matriseffekter.



Figur 6. Halt PFOS uttryckt som ng/g våtvikt i samlingsprov på muskel från lokalerna Åsunda och Torsö under 2012–2024 och Dalbosjön 2020–2024. Röd linje visar livsmedelsgränsvärde för PFOS i abborre för barn medan blå linje visar gränsvärde för PFOS i abborre för vuxna enligt EU-förordning 2023/915. Grön linje visar gränsvärde för kemisk ytvattenstatus av PFOS i biota enligt HVMFS 2019:25.

Uppmätt PFOS-halt i muskel var 1,5 ng/g vv i Åsunda, 2,4 ng/g vv i Torsö och 4,5 ng/g vv i Dalbosjön. Resultaten från samtliga lokaler underskrider gränsvärdet för biota, som ligger på 9,1 ng/g vv (HVMFS 2019:25) (figur 6). Liksom ovan nämnda PFAS-summeringar var halten PFOS i Åsunda och Torsö något lägre jämfört med 2023 medan halten i Dalbosjön var något högre.

Ämnet PFOS (perfluoroktansulfonat) utgör vanligtvis en stor andel av den totala PFAS-halten, vilket även var fallet under 2024. Andelen PFOS i PFAS₁₀ uppgick till 67% i Åsunda, 69% i Torsö och 79% i Dalbosjön medan andelen PFOS i PFAS₂₆ uppgick till 45% i Åsunda, 49% i Torsö och 66% i Dalbosjön.



Figur 7. Halt PFOS uttryckt som µg/g fettvikt i samlingsprov på muskel från lokalerna Åsunda och Torsö under 2012–2024 och Dalbosjön 2020–2024.

Lipidnormaliserade PFOS-halter i muskel visas i figur 7. PFOS-halten har varierat mellan åren. Vid Torsö har halten minskat de senaste tre åren och vid Åsunda och Dalbosjön minskat de senaste två åren. Vid Åsunda syns den största minskningen där den uppmätta halten under 2022 var 0,58 µg/g fv jämfört med halten 2024 på 0,25 µg/g fv.

3.2.4.2. Lever

Uppmätt PFAS₂₆-halt vid Åsunda, Torsö och Dalbosjön var 35, 14 respektive 40 ng/g vv under 2024. Detta är en minskning jämfört med 2023. Under 2024 analyserades endast 22 PFAS-ämnen på lever vid samtliga lokaler, alltså fyra PFAS färre på prov från Åsunda och Dalbosjön jämfört med 2023.

PFOS-halten 2024 är den lägsta som uppmätts sedan undersökningen startade 2011 vid Åsunda och Torsö (28 respektive 7,8 ng/g vv). Vid Dalbosjön observeras den näst lägsta halten på 29 ng/g vv. Halten PFOS i lever visas i tabell 9 för de år analyserna kunnat genomföras.

PFOS i fisklevern har under de senaste åren utgjort cirka 80% av den totala PFAS-halten. Andelen PFOS i lever från Torsö 2024 utgör 56% och lever från Dalbosjön 73%. Uppmätta halter av individuella PFAS-ämnen var lägre jämfört med 2023 med undantag från PFOA och PFODA vid Torsö och Dalbosjön, samt PFTrDA vid Dalbosjön. PFDA, PFODA, PFTrDA och PFUDa har en markant större andel i PFAS₂₆ 2024 vid framför allt Torsö, men även till viss del i Dalbosjön.

Under 2024 utgick råfettanalys på levern från Torsö och Dalbosjön på grund av för liten provmängd. För att kunna lipidnormalisera har ett medelvärde för respektive lokal använts för de år som fetthalt kunnat analyseras. Detta påverkar vilka antaganden som kan göras kring resultatet för 2024. Normaliseringen visar att halten i Åsundalever 2024 är den näst lägsta som observerats sedan starten 2011, och vid Torsö och Dalbosjön observeras de lägsta halterna. Halterna presenteras i tabell 9.



Tabell 9. 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
2024	28	7,8	29	1,2	0,8	0,2	2,26	— 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.

3.2.4.3. PFAS₄ i konsumtionsfisk

Under 2023 infördes gränsvärden för fyra PFAS samt summahalt för PFAS₄ i livsmedel och dessa är nu reglerade enligt EU-förordning 2023/915. Analysresultaten från 2024 visar att halterna underskrider gränsvärdet som är avsett för äldre barn och vuxna. Detta gäller både enskilda ingående PFAS-ämnen och PFAS₄ (tabell 8). Gränsvärdena för PFOS och PFAS₄ gällande konsumtionsfisk ansedda för spädbarn överskrids vid Torsö och Dalbosjön. 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 7).

Tabell 10. 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).

	PFAS ₄ inkl LOQ	Tolererbart veckointag vuxen (70 kg)	Tolererbart veckointag barn (10 kg)
	ng/g våtvikt	gram fisk	gram fisk
Åsunda	1,5	196	28,0
Torsö	2,4	121	17,3
Dalbosjön	4,5	66	9,5

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 2025a). 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 10. Enligt dessa kan en vuxen person (70 kg) äta mellan 66–196 gram abborre från Vänern per vecka, beroende på fångstplats, utan att överskrida tolererbart veckointag av PFAS₄. Ett barn (10 kg) kan endast äta cirka 9–28 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-ämnen som ligger under rapporteringsgräns 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.



3.3 Metaller i fiskmuskel

3.3.1. Kvicksilver

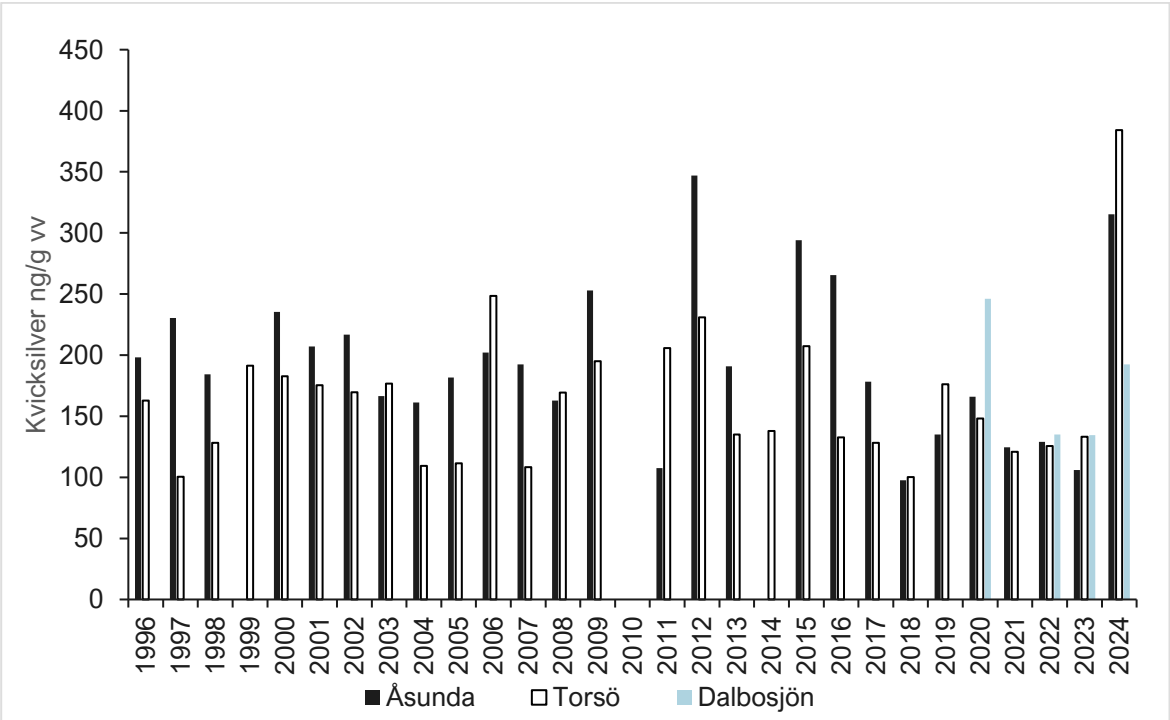
Alla tre lokalerna överskrider kraftigt gränsvärdet på 20 ng/g vv som gäller för biota (HVMFS 2019:25) men underskrider fortsatt gränsvärdet som är uppsatt för konsumtionsfisk av EU (500 ng/g vv, EU-förordning 2023/915).

En av årets individer från Åsunda besitter en kvicksilverhalt om 0,55 kg/g. Detta är den enda enstaka individ som överskrider gränsvärdet för konsumtionsfisk i 2024 års undersökning.

Resultaten från undersökningen av kvicksilver i abborrar från de tre lokalerna under 2024 visas som halter i våtvikt i tabell 11. Samtliga resultat redovisas även i bilaga 1. Resultaten redovisas både som medelvärde av analysvärden samt som medelvärde av kvicksilverhalt för normerade 1-hg abborrar. Normering används för att få en mer representativ jämförelse av kvicksilverhalt i fisk av olika storlek, eftersom kvicksilver normalt ökar med ökande storlek och ålder. Resultaten i relation till historiska data presenteras i figur 8.

Tabell 11. Kvicksilverhalt i abborrmuskel från Åsunda, Torsö och Dalbosjön 2024. 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	Matris	Enhet	Åsunda	Torsö	Dalbosjön	HVMFS 2019:25	EU 2023/915
Kvicksilver	Muskel	ng/g vv	187 ± 143	119 ± 30	144 ± 34	20 ng/g vv	500 ng/g vv i muskel
Kvicksilver normerad 1-hg abborre	Muskel	ng/g vv	315	384	192		



Figur 8. Medelhalt kvicksilver uttryckt som ng per g våtvikt för normerad 1-hg abborre från lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2024 samt Dalbosjön 2020–2024. Gränsvärde för kvicksilver i fiskmuskel för konsumtion är 0,5 mg/kg (500 ng/g) våtvikt.



Resultaten från 2024 visar att kvicksilverhalterna var högre än föregående år vid samtliga lokaler (figur 8). Uppmätta halter vid Torsö är de klart högsta som observerats vid lokalen sedan 1996 (384 ng/g vv nominerad abborre), medan uppmätta halter från Åsunda och Dalbosjön är de näst högsta som observerats sedan 1996 respektive 2020 (315 respektive 192 ng/g vv nominerad abborre).

4. Diskussion

4.1 Morfometriska parametrar

De morfometriska resultaten visar att fiskarna var vid god kondition i samtliga undersökta lokaler vilket är i likhet med tidigare undersökningar. Abborrarna från Åsunda och Torsö var ett år yngre jämfört med 2023 års studie. Gonadstorlek och GSI-index visade att de flesta abborrhonorna var utlekta vid lokalerna.

4.2 Organiska föroreningar

PCB:er, dioxiner samt summorna av dioxiner och dioxinlika PCB underskred både gränsvärdena för biota (HVMFS 2019:25) och livsmedelsgränsvärdena avsedda för vuxna med marginal. Livsmedelsgränsvärdena för barn överskreds däremot (EU-förordning 2023/915). De uppmätta halter av PCB 118 och PCB 153 som observeras i undersökningen är högst vid referenslokalen Torsö. Halterna ligger dock fortfarande nära rapporteringsgränsen för respektive kongen och tycks inte påverkat den totala uppmätta PCB₇-halten nämnvärt vid någon av lokalerna. Dioxinen 2,3,7,8-TetraCDF påträffades också i fisken från Torsö. Även denna analyserade halt låg nära rapporteringsgränsen och har inte påverkat den totala summerade halten av dioxin och dioxinlika PCB nämnvärt i relation till gällande gränsvärden. Dessa halter tycks ha varierat något under åren där liknande halter av PCB-kongenerna observerats Torsö 2022 och av dioxinet vid Torsö 2021. Under 2024 var fördelningen av PCB-kongener som påträffats fortsatt den samma som under de senaste årens undersökningar. Detta indikerar att det är gamla utsläpp som påverkat 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 (Lindestrom m.fl. 2002).

PCB och dioxin ansamlas i fett samtidigt som abborre är en mager fisk. Uppmätta halter blir därför lägre i abborre jämfört med fetare fisk såsom öring och sik som lever i samma vatten. För fet fisk fångade i Vänern, samt flera andra svenska insjöar, finns därför allmänna kostrekommendationer från Livsmedelsverket (2025c). Dessa kostråd säger att barn och unga, den som vill bli eller är gravid samt ammar, inte bör äta sådan fisk mer än två till tre gånger per år medan övriga kan äta dessa fiskar högst en gång i veckan.

Sedan 2021 har förändringarna av PBDE₆-halter mellan åren varit relativt liten. Minskningen av de uppmätta halter som kan observeras sedan analysparameterns införande i kontrollprogrammet 2011 beror troligen på det förbud som infördes mot en rad bromerade flamskyddsmedel i Sverige samma år. Halterna ligger dock fortsatt långt över gränsvärdet för biota, troligtvis på grund av atmosfärisk deposition från långväga transport (VISS 2025).

Nästan samtliga analyserade PFAS₂₆-ämnen vid referenslokalen Torsö, Åsunda och Dalbosjön uppvisar lägre halter i lever jämfört med 2023. Resultaten från muskelproven visar en knapp minskning jämfört med 2023.

Det som sticker ut i årets undersökning är att PFOS endast utgör 56% av den totala PFAS₂₆-halten i lever vid Torsö där individerna var yngre 2024 jämfört med Åsunda och Dalbosjön samt Torsö tidigare år. Andelen övriga PFAS-ämnen i PFAS₂₆ tycks främst ha ökat på grund av den lägre andelen PFOS. Exempelvis så var den uppmätta halten PFTrDA lägre 2024 men andelen ökade från knappt 3% till drygt 7% i PFAS₂₆. Det största undantaget är den långkedjiga molekylen PFODA där halten var högre 2024 och ökade från 0% till knappt 5% i andel av PFAS₂₆.

Mönstret från Torsö gäller även för Dalbosjön, men inte lika kraftigt, där PFOS-andelen var 73% av PFAS₂₆ och alltså inte minskat lika mycket. Under 2024 fortsatte PFOS-halten i muskel att sjunka vid Åsunda och Torsö.



Lipidnormaliserade PFOS-halter har också sjunkit i samtliga lokaler. Vid referenslokalen Torsö och Dalbosjön är årets normerade halter de lägsta som observerats sedan undersökningens start.

Uppmätta PFOS-halter i lever från samtliga lokaler underskred Havs och vattenmyndighetens gränsvärde (2016) gällande vägledning om miljögiftsklassificering där 140 ng/g vv i lever motsvarar gränsvärdet 9,1 ng/g i muskel.

Det förekommer en viss variation i uppmätta PFOS-halter i muskel mellan undersökningsåren. Variationen har varit så liten att halterna inte riskerat att övertrassera gränsvärdet för biota senaste åren. Gränsvärdet för konsumtionsfisk för spädbarn har underskridits vid enstaka undersökningsår till följd av halternas variation, men som regel ligger halterna över gränsvärdet för konsumtion. Därtill är variationen liten då man jämför med påverkade sjöar så som Halmsjön utanför Arlanda flygplats och Västra Ingsjön nära Landvetter flygplats (Norström m.fl. 2015). Naturvårdsverket presenterade 2016 en undersökning som gjorts i svenska sjöar. I rapporten presenteras medianhalter för PFOS i abborremuskel och -lever från bland annat bakgrundspåverkade områden och områden med diffus påverkan av PFOS. I muskel var medianhalterna 1 respektive 6,1 ng/g vv och i lever 9 respektive 75,5 ng/g vv. PFOS-halten i Vänerfiskarnas muskler har legat mellan dessa medianhalter de senaste åren, vid samtliga tre lokaler. Halterna i leverna har i stället pendlat över och under halten som anges för områden med diffus påverkan, vid samtliga lokaler.

Från och med 2023 regleras tillåten mängd PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS, samt deras summerade halt (PFAS₄) i en rad olika konsumtionsfiskar (muskel), däribland abborre, genom EU-förordning 2023/915. Uppmätta halter i årets undersökning underskred gällande gränsvärden relaterat till konsumtionsfisk för vuxna i samtliga tre lokaler. För lokalen Åsunda låg uppmätta halter, för första gången sedan PFAS₄ började analyseras i programmet, under gränsvärden för konsumtionsfisk avsedda till spädbarn (upp till tre års ålder). Däremot överskred både PFOS- och PFAS₄-halten vid Dalbosjön och referenslokalen Torsö dessa gränsvärden. Gränsvärdet för spädbarn har tidigare överskridits vid samtliga tillfällen med undantag för Dalbosjön 2020.

Utöver gränsvärden kopplade till konsumtionsfisk och PFAS₄ finns även ett tolererbart veckointag (TVI) framtaget av EFSA (European food safety authority). Baserat på gällande TVI om 4,4 ng/kg kroppsvikt skulle en vuxen (70 kg) kunna äta 121 gram av undersökningens abborrefilér från referenslokalen Torsö per vecka. Ett barn (10 kg) skulle i stället kunna äta 17 gram per vecka. Ätbar mängd beräknas vara ungefär hälften vid Dalbosjön och högre vid Åsunda 2024 utan att riskera att övertrassera TVI för vare sig vuxna eller barn. Ovannämnda siffror tar inte i hänsyn till intag av PFAS₄ via annan kost. Att kortvarigt överskrida TVI bedöms inte medföra några hälsorisker då den beräknade TVI-gränsen är det maximala PFAS₄-intag man bör ha över en livstid. Rekommendationen är dock att begränsa höga PFAS₄-intag till korta perioder (Livsmedelsverket 2025a).

4.3 Metaller i muskel

Uppmätta kvicksilverhalter var höga 2024. Halterna är de högsta som rapporterats vid referenslokalen Torsö sedan undersökningens början 1996 och de näst högsta som rapporterats vid Åsunda. Detta trots att individerna var både förhållandevis små och unga. Halten vid Dalbosjön var lägre jämfört med Torsö och Åsunda men var fortfarande relativt hög jämfört med tidigare år.

Kvicksilver är ett av de farligaste miljögifterna som finns. Utsläppen i Sverige har minskat kraftigt i Sverige sedan 1990, men den atmosfäriska depositionen är fortfarande hög vilket har en fortsatt kraftig påverkan på landets insjöar. Kvicksilver bryts inte ner utan bioackumuleras i fisk. Halterna är vanligen högre i arter på högre trofisk nivå och ökar också i och med att fisken växer och blir större (Naturvårdsverket 2025). Årets lipidnominerade resultat visar dock högre halter i små och unga individer jämfört med föregående år då individerna varit både större och äldre, vilket inte är det normala då halten generellt ökar med ökande storlek. Kvicksilverhalten i fisk påverkas av flera tänkbara orsaker så som födoval, sjöns näringsnivå och utspädningsseffekt via biomassa, omsättningstid och individernas zinkhalt. Generellt brukar halten i fisk på motsvarande trofisk nivå vara lägre i sjöar som är mer näringsrika (Sundbom 2009) eftersom kvicksilvret då kan spädas ut på fler organismer. Det har också noterats ett samband mellan lägre kvicksilverhalt och högre zinkhalt i fisklever i studier. Zink och kvicksilver kan eventuellt fungera som antagonister och konkurrera om



plats (Lindestrom m.fl. 2002). Högre halter i yngre abborre jämfört med större abborre har stötts på vid exempelvis Norrviken 2021 där en möjlig förklaring var provförväxling mellan små och stora fiskar, men detta kunde inte styrkas (Bergh 2021). I Vänerns lokaler jämförs endast årsresultat där det finns en viss variation på fiskålder och storlek.

Kvikksilver analyseras vanligtvis i tio individer per lokal. Erhållna analyscertifikat visar att en individ vid Åsunda hade mer än dubbelt så höga halter kvikksilver i muskeln jämfört med övriga individer i samma provserie. Den uppmätta halten på 0,55 mg/kg överskred gränsvärdet för konsumtion som ligger på 0,50 mg/kg. Fisken var tre år gammal, en av de äldre i gruppen. Enskilda individprov med höga kvikksilverhalter har noterats vid några tidigare undersökningsår, exempelvis Torsö 2019 och Kolstrandsviken 2020 (Barthel Svedén och Andersson 2021, Olsson och Andersson 2020).

Fisk är det livsmedel som bidrar mest till människans exponering av kvikksilver. Kvikksilver har en väldigt lång biologisk halveringstid och kan negativt påverka hjärnans och nervsystemets utveckling. Det är särskilt skadligt för foster och medför att kostråden 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 kvikksilver två till tre 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 två till tre gånger per år (Livsmedelsverket 2025b).

I likhet med tidigare undersökningsår i Vänern och andra svenska sjöar, överskred kvikksilverhalterna gränsvärdet som är satt för att skydda vattenlevande organismer, fiskar, fiskätande fåglar och däggdjur (HVMFS 2019:25).

5. Slutsatser och rekommendationer

Resultaten från 2024 visar att halterna av kvikksilver i abborrmuskel har ökat vid samtliga undersökningslokaler. Vid lokalerna Åsunda och Torsö var uppmätta halter mer än dubbelt så höga jämfört med föregående år. Detta, tillsammans med att man fortfarande kan se att enskilda individer kan innehålla betydligt högre halter av kvikksilver, gör det viktigt för allmänheten att följa de kostrekommendationer som tagits fram.

Analys av PFAS visar att halterna fortfarande är förhöjda i abborrar runt Vänern men ligger något lägre 2024. Det är svårt att dra någon konkret slutsats kring den lägre andelen PFOS i PFAS₂₆ i de yngre abborrarna vid Torsö jämfört med de äldre, från ett enskilt år vid en lokal, men det är en intressant notering som bör undersökas vidare.

Halten flamskyddsmedel (PBDE₆ och HBCDD) är relativt oförändrad 2024. PBDE₆ överskrider fortsatt gällande gränsvärde vilket indikerar att ämnena fortfarande tillförs till Vänern via atmosfärisk deposition.

Summerad halt av PCB₆ samt summerad halt av dioxiner och dioxinlika PCB underskrider fortsatt gällande gränsvärde för biota och föroreningshalt i konsumtionsfisk för vuxna.

Sammanfattningsvis visar årets uppmätta halter av PCB₆, dioxin samt summan av dioxiner och dioxinlika PCB, PFOS och PFAS₄ jämfört med aktuella gränsvärden att abborre från Vänern inte bör användas som livsmedel avsedda för spädbarn- och småbarn.



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.
- Bergh, R. (2021). Miljögifter i abborre i Norrviken 2021. Medins Havs och Vattenkonsulter AB.
- 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> [2025-05-12]
- EU-förordning 2023/915. Kommissionens förordning (EU) 2023/915 av den 25 april 2023 om gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel och om upphävande av förordning (EG) nr 1881/2006.
- 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.
- Karolinska Institutet. (2025a). Dioxiner och dioxinlika PCB. Tillgänglig: <https://ki.se/imm/miljomedicinsk-riskbedomning/riskwebben/dioxiner-och-dioxinlika-pcb> [2025-06-27].
- Karolinska Institutet. (2025b). Polybromerade difenyletrar (PBDE). Tillgänglig: <https://ki.se/imm/polybromerade-difenyletrar-pbde> [2025-06-27].
- Kemikalieinspektionen (2025). PFAS. Tillgänglig: <https://www.kemi.se/hallbarhet/amnen-och-material/pfas> [2025-06-27].
- Kling, S. (2021). Metaller och miljögifter i abborre från Vänern 2020, Dalbosjön. Calluna AB.
- Lindeström, L., Grotell, C., Härdig, J. (2002). Industripåverkan på Vätterns fiskar. Rapport 66, Vätternvårdsförbundet.
- Livsmedelsverket. (2025a). PFAS – Per- och polyfluorerade alkylsubstanser. Tillgänglig: <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/miljogifter/PFAS-poly-och-perfluorerade-alkylsubstanser/> [2025-06-27].
- Livsmedelsverket. (2025b). Kvicksilver. Tillgänglig: <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/metaller1/kvicksilver/> [2025-06-27].
- Livsmedelsverket. (2025c). <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/miljogifter/dioxiner-och-pcb> [2025-08-22].
- Naturvårdsverket. (2025). Fakta om kvicksilver. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljofororeningar/metaller/fakta-om-kvicksilver/> [2025-08-21]
- Naturvårdsverket (2016). Högfluorerade ämnen (PFAS) och bekämpningsmedel. En sammantagen bild av förekomsten i miljön. Redovisning av ett regeringsuppdrag. Naturvårdsverket rapport 6709
- Naturvårdsverket. (2025a). PCB i miljön. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljofororeningar/organiska-miljogifter/pcb-i-miljon/> [2025-07-02].
- Naturvårdsverket. (2025b). Oavsiktligt bildade ämnen. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljofororeningar/organiska-miljogifter/oavsiktligt-bildade-amnen/> [2025-07-02].
- Naturvårdsverket. (2025c). Flamskyddsmedel i miljön. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljofororeningar/organiska-miljogifter/flamskyddsmedel-i-miljon/> [2025-07-02].
- Naturvårdsverket. (2025d). Metaller som miljögift. Tillgänglig: <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/miljofororeningar/metaller/fakta-om-kvicksilver/> [2025-07-03].
- 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
- Olsson, T. (2024). Metaller och miljögifter i fisk från Vänern 2023. Calluna AB.
- Olsson, T., Andersson, T. (2020). Metaller och miljögifter i abborre från Vänern 2019, Åsunda och Torsö. Calluna AB.
- Sellén, E., Sköld, M. (2021). PFAS tidstrend. Miljöförvaltningen Stockholms stad. SellénMiljö.
- Sjölin, A. (2012). Undersökning av stabila organiska ämnen och metaller i abborre och gädda 2010–2011. Rapport 71, Vänerns vattenvårdsförbund.



Sjölin, A. (2015). Metaller och stabila organiska ämnen i abborre. År 2014. I: Årsskrift från Vänerns vattenvårdsförbund, 2015, rapport 91.

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. (2025). <https://viss.lansstyrelsen.se/> [2025-07-03].

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 miljötillstånd 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.

