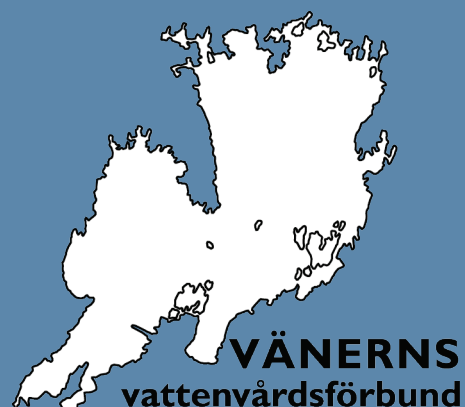


Metaller och miljögifter i abborre från Vänern 2019

– Åsunda och Torsö



Titel: Metaller och miljögifter i abborre från Vänern 2019

Tryckår: 2020

ISSN: 1403–6134

Författare: Therese Olsson & Thomas Andersson, Calluna AB

Foto framsidan: Calluna AB

Utgivare: Vänerns vattenvårdsförbund rapport nr 117

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 2019 genomfördes undersökningar av metaller och organiska miljögifter i abborre i Vänern på två stationer, sydöstra Vänern Torsö (station 3) och i norra Vänern Åsundaön (station 1). Den nationella miljöövervakningen i Vänern bekostar station 3 och den samlade recipientkontrollen i Norra Vänern bekostar station 1. Vänerns vattenvårdsförbund har samordnat projektet. Undersökningen finansierades med medel från Vänerns vattenvårdsförbund, Norra Vänerns intressenter och Havs- och vattenmyndigheten.

Sara Peilot
Vänerns vattenvårdsförbund
2020-10-27



Metaller och miljögifter i abborre från Vänern 2019

Åsunda och Torsö

OM RAPPORTEN:

Titel: Metaller och miljögifter i abborre från Vänern 2019, Åsunda och Torsö

Version/datum: 2020-10-15

Rapporten bör citeras enligt följande: Olsson T, Andersson T (2020). Metaller och miljögifter i abborre från Vänern 2019, Åsunda och Torsö. Calluna AB.

Foton i rapporten: © Calluna AB där inget annat anges

Omslag: bilden tagen i samband med fiske efter abborre i norra Vänern 2019

OM UPPDRAGET:

På uppdrag av: 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: Andreas Brutemark (Calluna AB)

Rapportförfattare: Therese Olsson & Thomas Andersson (Calluna AB)

Kvalitetssäkring: Andreas Brutemark (Calluna AB)

Callunas interna projektkod: ABK0029

Innehåll

Sammanfattning	4
1 Inledning	6
Uppdragets syfte	6
Bakgrund	6
Områdesbeskrivning	6
2 Metod och genomförande	8
Provfiske	8
Gränsvärden och utvärdering av data	10
3 Resultat – Morfometriska parametrar	12
4 Resultat – Kvicksilver i fiskmuskel	13
5 Resultat – metaller i fisklever	15
Zink och koppar	15
Kadmium.....	17
Arsenik.....	18
Krom, nickel och bly.....	19
6 Resultat – organiska föreningar	22
PCB	23
Dioxiner och dioxinlika PCB.....	24
PBDE och HBCDD.....	26
PFAS och PFOS	28
7 Diskussion	30
8 Slutsatser och rekommendationer	31
9 Referenser	32

Bilaga 1 – Analysrapporter från Eurofins Environment Testing Sweden AB 2019

Sammanfattning

Sedan 1996 har tungmetaller och organiska föreningar undersökts årligen i abborre från de två lokalerna Torsö och Åsunda i sydöstra respektive norra Vänern. Resultatet från undersökningen 2019 presenteras i denna rapport.

Undersökningarna av abborrarna visar att de är i god kondition i både Åsunda och Torsö och medelåldern 3+ dominerade på båda lokalerna. Fiskarna från Torsö hade något högre medelvikt och medellängd, men de fångades något senare än fiskarna i Åsunda. Fiskarnas levrar visade inga tecken på påverkan av föroreningar.

Kvikksilverhalten i muskel avviker inte från tidigare år utan ligger i samma nivå. Torsö hade högre halt än Åsunda, vilket inte brukar vara fallet. En individ fångad i Torsö hade en kvikksilverhalt som med råge överskred gränsvärdet för livsmedel, men de flesta fiskarna ligger under gränsvärdet med god marginal. Både Torsö och Åsunda fortsätter att överskrida gränsvärdet för biota, vilket alla ytvattenförekomster i Sverige gör.

De olika metallhalterna i lever varierade något i de två lokalerna. I Torsö hade koppar den högst uppmätta halten sedan 2003 medan zink hade den högst uppmätta halten någonsin. Halterna i Åsunda låg däremot på ungefär samma nivåer som innan. Fiskar kan reglera halten av bägge dessa metaller eftersom de är essentiella och naturliga fluktuationer verkar förekomma i halten.

I Torsö var halten arsenik den lägst uppmätta sedan analyserna påbörjade, medan halten var något högre i Åsunda och låg på ungefär samma nivå som tidigare år. Åsunda hade istället den lägst uppmätta halten kadmium sedan programmets start. Halten var mycket högre i Torsö och avviker från tidigare år, då den legat på en lägre nivå sedan 2009.

Bly, krom och nickel har en mycket högre halt 2019 jämfört med alla tidigare år. Den markanta ökningen tillskrivs en mycket högre rapporteringsgräns jämfört med innan och inte en faktisk ökning hos fiskarna.

De organiska föreningarna som har undersökts har även de varierat något och skiljer i vissa fall från tidigare år. PCB-halten har sedan 2012 legat på en lägre nivå jämfört med innan dess. I Torsö var halten på samma nivå som innan 2012. Även i Åsunda var halten högre 2019, men i samma nivå som eller lägre än innan 2012. Halterna underskrider dock fortsatt gränsvärdet för biota.

Dioxin låg under rapporteringsgränsen i både Åsunda och Torsö. Halten är högre jämfört med föregående år, men det beror på en högre rapporteringsgräns. Halten underskred gränsvärdet för livsmedel. Summan av dioxin och dioxinlika PCB underskred även den både gränsvärdet för livsmedel och gränsvärdet för biota. Halten av dioxinlika PCB var på ungefär samma nivå som föregående år, bortsett från 2017 och 2018 då halten var betydligt lägre.

PBDE låg på ungefär samma nivå som tidigare år, förutom 2018 då halten var mycket lägre. Halten 2019 överskred med bred marginal gränsvärdet för biota, men gränsvärdet har överskridits sedan mätningarna påbörjades och precis som för kvikksilver överskrider samtliga ytvattenförekomster i Sverige gränsvärdet.

HBCDD låg under rapporteringsgränsen för de ingående kongenerna och underskred gränsvärdet för biota med god marginal. Halten var på ungefär samma nivå som tidigare år.

PFOS utgjorde minst hälften av PFAS-halten i abborrmuskel. Den totala halten av både PFOS och PFAS har varierat mellan åren, men var högre 2019 jämfört med de senaste åren. PFOS i muskel underskred gränsvärdet för biota 2019 i både Åsunda och Torsö.

PFAS och PFOS i lever kunde analyseras 2019. Resultaten avviker inte från tidigare år utan ligger mellan lägsta och högsta observationerna i båda lokalerna. Halten underskrider gränsvärdet för PFOS i lever både i Åsunda och Torsö.

1 Inledning

Uppdragets syfte

Calluna AB har tillsammans med Jordnära AB, Eurofins Environment Testing Sweden AB samt Pelagia Nature & Environment AB fått i uppdrag att provfiska och analysera abborrar från två lokaler i Vänern 2019. Analyser på abborre görs för att kunna studera exponeringen för vissa metaller och organiska föreningar. Fisket kompletterar de kemiska undersökningarna som utförs på sediment i Vänern. I undersökningarna ingår även att bedöma hälsostatus hos abborrarna. Syftet med mätningarna är utöver detta att fungera som referens till undersökningar av andra fisksamhällen från områden med en annan påverkansbild.

Bakgrund

Mätningar av abborrar från Vänern har skett sedan 1996 vid de två lokalerna Torsö (Väst Torsö/Onsö) och Åsunda (SO Åsundaön). Förutom årligt fiske av abborre vid dessa två lokaler insamlas både abborre och gädda från ytterligare lokaler med längre intervall (3 respektive 5 år). Torsö ingår i den nationella miljöövervakningen medan Åsunda ingår i Norra Vänerns recipientkontroll. Analyserade fiskar och parametrar 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 har problemen kring olika organiska föreningar uppmärksamats allt eftersom, vilket medfört att dioxin och dioxinlika PCB tillkom 2004 och PBDE 2011. Åren 2011 och 2012 utökades analyserna även med PFAS.

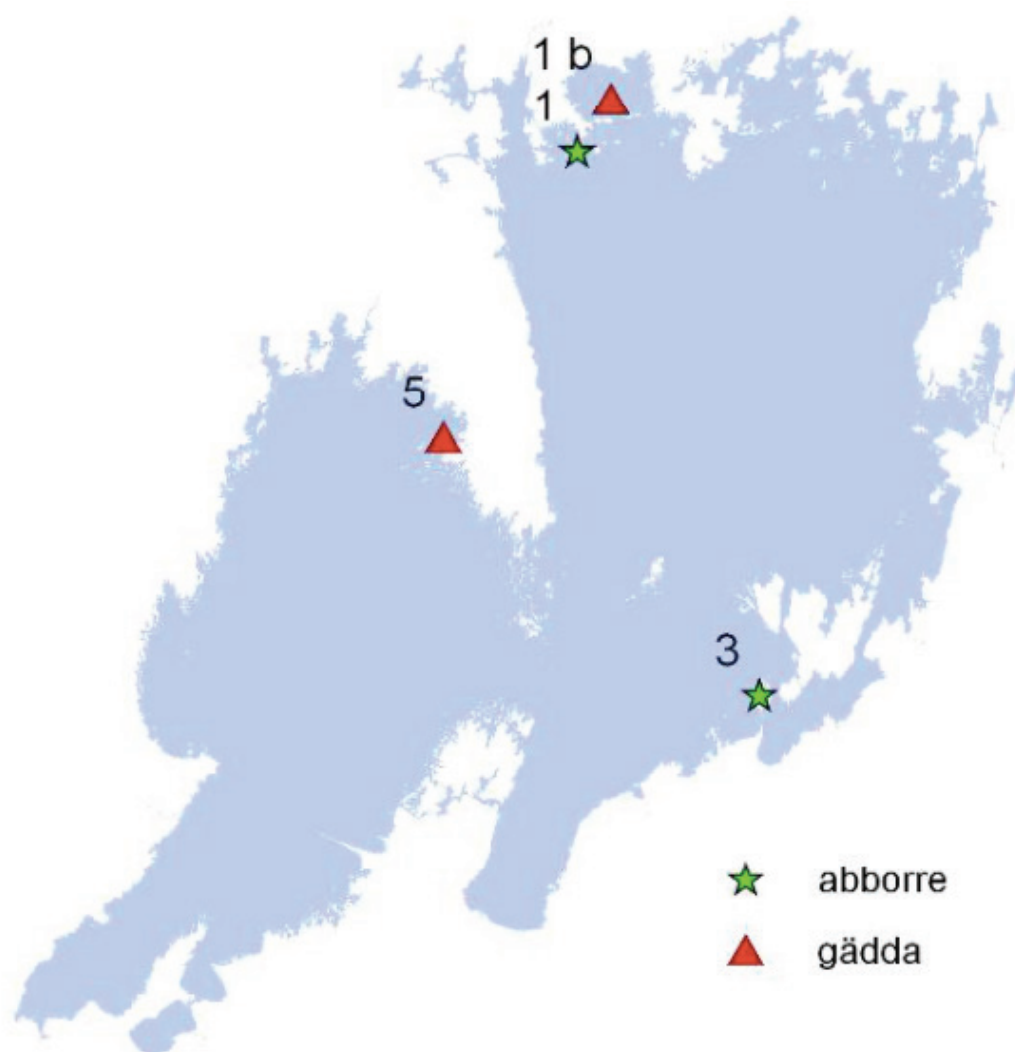
Genom att mäta abborre ges möjlighet till jämförelser mellan olika delar av landet. Fisken är allmänt förekommande i hela landet och viktig både för yrkes- och fritidsfisket genom att det är en vanlig matfisk. Undersökning av innehållet av metaller och organiska föreningar i abborre ger förutom en bild av miljöpåverkan även viktig information kring risker vid konsumtion av fisk från Vänern. Det finns kostrekommendationer kring abborre och annan fisk från Livsmedelsverket, eftersom fisk är en stor exponeringskälla för många miljögifter.

Områdesbeskrivning

Abborrar fiskades vid två lokaler i Vänern (tabell 1, figur 1). Torsö är Vänerns största ö och ligger i östra Vänern i Mariestads kommun. Lokalen Torsö ligger sydväst om ön Torsö (väster om Onsö) och är vald p.g.a. dess läge i en mindre påverkad del av Vänern, vilket gör att den kan fungera som referenslokal. Åsunda (SO Åsundaön) ligger i norra Vänern i Karlstads kommun och är en mer strandnära lokal. Den ingår i Norra Vänerns recipientkontroll och är vald för att få en bild av påverkan från olika typer av verksamheter och markanvändning.

Tabell 1. Insamlingslokaler för abborrar 2019.

Lokal	Nr	RT90		VISS EU_CD	Fisk	Fiskeperiod	Program
		X	Y				
V Torsö (Onsö)	3	6514922	1376413	SE651492- 137641	Abborre, årligen	augusti- oktober	NMÖ, Stora sjöarna
SO Åsundaön	1	6575535	1356638	SE657554- 135664	Abborre, årligen	augusti	Norra Vänerns recipientkontroll



Figur 1. Områdeskarta över insamlingslokaler för abborre. Fiske har 2019 skett vid lokal 1 (Åsunda) och lokal 3 (Torsö). Karta från Vänerns Vattenvårdsförbund.

2 Metod och genomförande

Provfiske

Insamling av abborre i storleksklassen 17–20 cm skedde med nät (figur 2) vid undersökningsområdet Åsunda och utfördes av Thomas Andersson, då på Jordnära miljökonsult AB och Anders Engström på Calluna AB i augusti 2019. Lokal fiskare insamlade abborrar vid Torsö mellan augusti och oktober 2019. Direkt efter fisket frystes fisken in i PVC-fria plastpåsar.



Figur 2. Abborrar fiskades med nät i undersökningsområdet Åsunda.

Preparering av abborrarna utfördes av Thomas Andersson (då vid Jordnära miljökonsult AB) och Anders Engström (Calluna AB). Vid preparering registrerades längd, totalvikt, somatisk vikt (exklusive inälvor), levervikt och gonadvikt. Abborrarnas gällock kokades och rengjordes för att sedan skickas till Pelagia Nature & Environment AB för åldersbestämning. Åldersbestämning görs genom att räkna årsringar på gällocksbenet (operculum). Samtliga morfometriska parametrar som analyseras anges i tabell 2.

Tabell 2. Morfometriska parametrar som ingår i analysprogrammet för abborre i Vänern.

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

Muskel togs från 20 individer från Åsunda och 10 individer från Torsö för undersökning av kvicksilver. Från respektive område togs även lever från 10 abborrar för analys av tungmetaller.

Från båda lokalerna togs även samlingsprov på lever från 10 fiskar för analys av PFAS. Samlingsprov togs också från individernas muskler för analys av PCB, PCDD/PCDF, PBDE, HBCDD samt PFAS i muskel. Analyspaket och analyserande laboratorium är sammanfattade i tabell 3. Ingående ämnen/kongener i de olika analyspaketen anges i tabell 4.

Tabell 3. Analysparametrar för metaller och miljögifter i abborre i Torsö och Åsunda. Samtliga samlingsprover kommer från 10 individer från respektive område.

Analyspaket	Muskel	Lever	Analyserande laboratorium
As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn		10 fiskar	Eurofins Environment Testing Sweden AB
Hg	20 fiskar Åsunda 10 fiskar Torsö		Eurofins Environment Testing Sweden AB
Torrvikt	10 fiskar Åsunda Ej analyserat Torsö		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 GfA Lab Service GmbH Hamburg, Germany

Tabell 4. Ingående ämnen/kongener i analyspaketet för organiska föreningar.

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

Gränsvärden och utvärdering av data

Konditionsfaktor (CF, Fultonvärde) beräknades för varje enskild individ och är ett mått på vilken kondition fisken är i. Ju högre värde desto bättre kondition hos fisken. Värdet beräknas enligt:

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

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

För Åsunda har en individ exkluderats ur utvärderingen metaller i lever. Denna individ hade kraftigt förhöjt rapporteringsgränsvärde jämfört med övriga individer och därför ingår endast leveranalyser från 9 individer i utvärderingen av metallhalter i lever hos fisk från Åsunda.

Flera av de ämnen som har analyserats har olika gränsvärden för abborre (fisk), sammanställda i tabell 5. Gränsvärden från EG/EU-förordningarna är kopplade till livsmedel för att skydda konsumenter från för högt intag av skadliga ämnen via födan. Förutom dessa gränsvärden finns även kostrekommendationer från Livsmedelsverket kring hur mycket fisk olika konsumentgrupper maximalt bör inta. De gränsvärden som HVMFS 2019:25 anger är relaterade till biota och används som bedömningsgrunder för klassificering av ekologisk

status och ytvattenstatus. Dessa gränsvärden är ofta kopplade till sekundär risk för förgiftning och har som uppgift att skydda ekosystemtjänster och de mest utsatta organismerna. De kan även i vissa fall vara kopplade till risker som kan uppkomma när människor konsumerar fisken (HaV 2016).

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

Ämne	HVMFS	EG 1881/2006 EU 1259/2011*	Kommentar
Bly		0,3 mg/kg	Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött från fisk.
Kadmium		0,05 mg/kg	Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött från fisk.
Kvicksilver	20 ng/g	0,5 mg/kg	Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött från fisk.
Summan av dioxiner		3,5 pg/g*	Enligt WHO-PCDD/F-TEQ. Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött av viltfångad sötvattenfisk.
Summan av dioxiner och dioxinlika PCB	6,5 pg/g	6,5 pg/g*	Enligt WHO-PCDD/F-PCB-TEQ. Livsmedelsgränsvärde gäller för muskelkött av viltfångad sötvattenfisk.
Summa PCB 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 viltfångad sötvattenfisk. HVMFS gränsvärde gäller för fiskmuskel.
PFOS	9,1 ng/g		
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 presenteras i tabell 6. Utifrån den okulära besiktningen av fisken från de två lokalerna var det inget som indikerade försämrade fiskhälsa under 2019. Vid dissekeringen kunde parasiter på lever noteras på 5 av abborrhonorna från Torsö. Abborrhonorna från Torsö fiskades något senare än abborrhonorna vid Åsunda och medellängd samt medelvikt var något högre jämfört med fiskarna från Åsunda. Av de tjugo individer från Åsunda och tio individer från Torsö som åldersbestämts dominerade åldern 3+ både vid Åsunda och Torsö. Medelåldern är något högre vid Torsö (3,6 år) jämfört med Åsunda (3,0 år).

Konditionsfaktorn CF är en beskrivning av fiskens energitillstånd och resultatet visar att det inte finns någon indikation att fiskens kondition blivit sämre jämfört med tidigare år, utan är nästan densamma som för 2018 (Grotell 2019). Fiskarnas kondition bedöms som god vid båda lokalerna. Konditionsfaktorn brukar vanligen öka med fiskens ålder och storlek och påverkas även av fiskens föda.

Tabell 6. Resultat för morfometriska parametrar 2019. Medelvärde med standardavvikelse.

Parameter	Enhet	Åsunda	Torsö
Antal		20	18
Längd	cm	19,3 ± 0,68	20,9 ± 1,3
Vikt	Gram	78,8 ± 10	101,1 ± 17,3
Somatisk vikt	Gram	73,8 ± 10	95,6 ± 16,9
Lever	Gram	0,62 ± 0,21	0,98 ± 0,38
Gonad	Gram	0,66 ± 0,32	0,97 ± 0,67
Ålder	År	3+	3+*
CF		1,09 ± 0,06	1,1 ± 0,1
LSI	%	0,83 ± 0,23	1,02 ± 0,36
GSI	%	0,91 ± 0,48	1,11 ± 0,88

* åldersanalys har endast gjorts på 10 individer.

Uträknat leversomatiskt index (LSI) var lägre för abborrarna från Åsunda men tyder inte på någon påverkan av föroreningar i de två undersökningsområdena. Fisk i områden förorenade av organiska föroreningar kan ofta ha förstörd lever och därmed förhöjt LSI-värde, vilket gör LSI-värdet till en viktig indikation på om fisken utsatts för organiska miljögifter.

Gonadsomatiskt index (GSI) beräknades på basis av fiskens somatiska vikt och gonadvikt och anger gonad-/ kroppsförhållande. Ett GSI-värde större än 1 anses betyda att individen kommer att vara mogen för följande leksäsong. Avvikelser i könsmognadsgrad kan tyda på påverkan av hormonella ämnen som är potentiellt reproduktionshämmande. GSI-värdet var något högre för abborrhonorna från Torsö där sex av fiskarna hade könsmogna gonader jämfört med Åsunda där endast fyra honor hade könsmogna gonader. Troligtvis beror resultatet på att fiskarna från Torsö både var större och hade en något högre ålder.

4 Resultat – Kvicksilver i fiskmuskel

Kvicksilver är ett grundämne och kan därför inte brytas ned utan lagras istället i mark, vatten och organismer. Både kvicksilver och många av dess föreningar är giftiga för djur och miljö och orsakar skador på nervsystemet. I naturen omvandlas kvicksilver delvis till metylkvicksilver, som ackumuleras i vävnader hos djur p.g.a. att det är svårnedbrytbart och utsöndras långsamt. Sveriges utsläpp av kvicksilver till luft har minskat med 2/3 sedan början av 1990-talet, men eftersom kvicksilver kan spridas långt via luften har utländska utsläpp fortfarande stor påverkan på mängden kvicksilver som faller ned över Sverige. Förmågan att ackumuleras i organismer tillsammans med fortsatt nedfall samt att ämnet inte bryts ned i miljön gör att höga halter av kvicksilver återfinns hos bl.a. fisk och andra djur högt upp i näringskedjan (Naturvårdsverket 2020).

Resultaten från 2019 års undersökning av kvicksilverhalt i abborrar från Åsunda och Torsö visas i tabell 7. Resultatet redovisas både som medelvärde av analysvärdet samt som medelvärde för 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. Resultatet från alla undersökningarna under 1996–2019 presenteras i figur 3.

Tabell 7. Kvicksilverhalt i abborrmuskel från Åsunda och Torsö 2019. Resultaten visas som medelvärde av analysresultat och som medelvärde av normerad 1-hg abborre och jämförs med gränsvärden från HVMFS 2019:25 och EG-förordning 1881/2006. För resultat inom parentes från Torsö har en fisk exkluderats ur datasetet p.g.a. väldigt hög kvicksilverhalt jämfört med övriga fiskar.

Ämne	Matris	Enhet	Åsunda	Torsö	HVMFS	EG1881/2006
Kvicksilver	Muskel	ng/g vv	117 ± 33	192 ± 240 (117 ± 51)	0,020 mg/kg vv	0,5 mg/kg vv i muskel
Kvicksilver normerad 1-hg abborre	Muskel	ng/g vv	135	176 (114)		

Gränsvärdet för kvicksilver i abborrmuskel är 0,5 mg/kg vv (EG-förordning 1881/2006). För både Åsunda och Torsö underskrider kvicksilverhalten i muskel precis som tidigare år gränsvärdet. Många människor exponeras främst för kvicksilver genom födan, där intaget av fisk har stor betydelse (Livsmedelsverket 2020a). För abborre och andra fiskar finns därför gränsvärden för hur mycket kvicksilver som får finnas i muskel, den del av fisken som normalt konsumeras av människor.

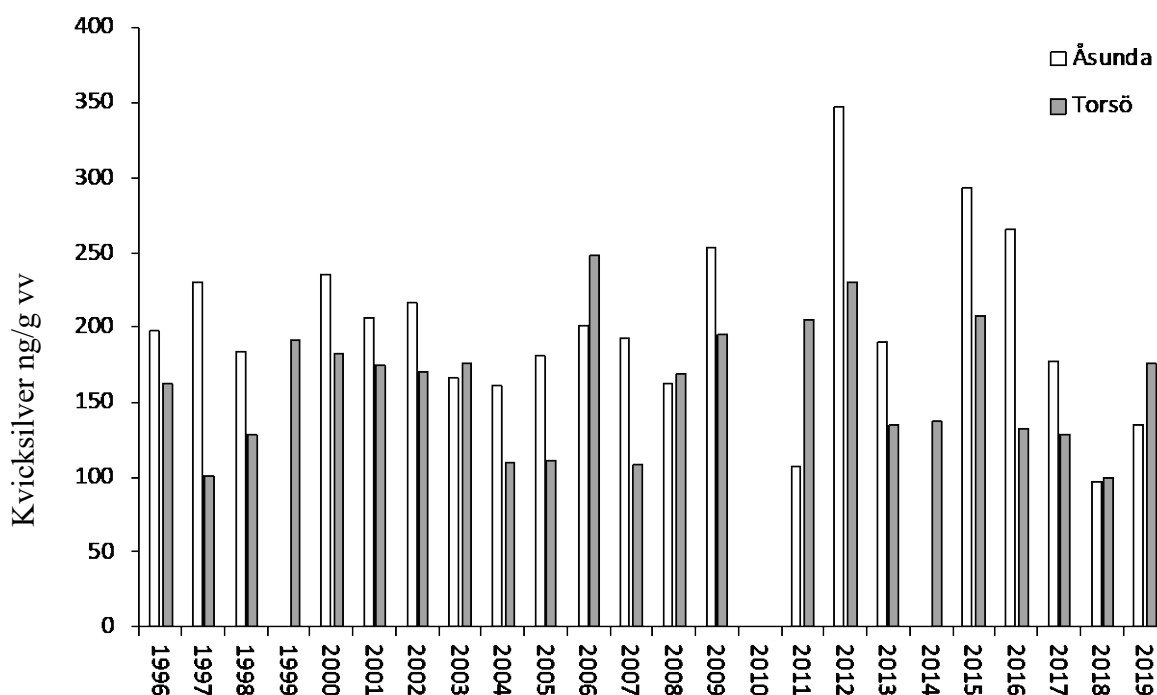
Både Åsunda och Torsö överskrider kraftigt det gränsvärdet 0,020 mg/kg vv som gäller för biota (HVMFS 2019:25). Gränsvärdet har överskridits sedan mätningarna påbörjades, men alla ytvattenförekomster i Sverige överskrider detta gränsvärde (VISS 2020). Gränsvärdet för kvicksilver avser egentligen risk via näringskedjan (HVMFS 2019:25) och värdet är satt för att skydda vattenlevande organismer samt fiskätande fåglar och däggdjur (Åkerblom och Johansson 2008).

Kvicksilverhalten har varierat något inom och mellan de olika lokalerna sedan analyserna påbörjades 1996 (figur 3). Generellt har halterna de flesta år varit något lägre i Torsö än i Åsunda och även varierat något mindre. Resultatet 2019 avviker från detta då Torsö har högre medelhalt av kvicksilver i muskel. Jämfört med 2018 (Grotell 2019) är kvicksilverhalten

högre 2019, vilket delvis kan bero på att även medelåldern på fiskarna var högre och att de därför hunnit ansamla mer kvicksilver.

En individ i Torsö avviker markant i kvicksilverhalt, vilket påverkar resultatet och drar upp medelhalten med ungefär 60 ng/g. Denna individ hade en halt på 0,86 mg/kg vv och överskred därmed även gränsvärdet för konsumtion av fisk. Halten av kvicksilver i fisk varierar och styrs av fångstplats, fiskart och fiskens ålder. Äldre fiskar innehåller generellt högre halter än yngre, större rovfiskar har högre halter än mindre rovfiskar och rovfisk har högre halt än växtätande fisk (Naturvårdsverket 2020a). Individen från Torsö avviker varken i vikt, ålder eller storlek från övriga individer, men även fångstplats kan ha betydelse för om en fisk exponeras för kvicksilver eller inte.

Kvicksilverhalterna i abborrarna under 2019 avviker sammanfattningsvis inte från uppmätta halter tidigare år och resultaten visar att fisken fortsatt ligger under det gränsvärde för konsumtion som är satt av EU. Enstaka individer kan däremot överskrida gränsvärdet.



Figur 3. Medelhalt kvicksilver uttryckt som ng per g våtvikt för normerad 1-hg abborre från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2019. Gränsvärde för kvicksilver i fiskmuskel för konsumtion är 0,5 mg/kg (500 ng/g) våtvikt.

5 Resultat – metaller i fisklever

De metaller som ingår i analysprogrammet kommer liksom kvicksilver inte att brytas ned utan stannar i omgivningen och kan spridas från mark och sediment under lång tid efter att utsläppen upphört. Människan har under lång tid genom sin verksamhet spridit olika tungmetaller till miljön och de återfinns därför i levande organismer (Naturvårdsverket 2020b). Till skillnad från kvicksilver analyseras övriga metaller i leverprover, eftersom metallerna lättare ansamlas i lever (Jeziarska och Witeska 2006).

Flera faktorer påverkar metallhalterna i fisk. Metaller kommer från många olika utsläppskällor, vilket ger en lokal variation i utsläpp och därmed halten i fisk. Industrier, dagvatten och reningsverk kan ge stora lokala utsläpp, medan mer diffusa utsläpp kommer från biltrafik, jord- och skogsbruk och vedeldning. I vilken form metallerna förekommer påverkar om de är biotillgängliga, d.v.s. tillgängliga för upptag eller inte. Metalljoner kan lätt tas upp av organismer medan metaller i mineralform är mycket svårare att ta upp. Utsläpp av joner ger därmed större tillgänglighet och upptag. Vattnets kemiska egenskaper, såsom pH, organiskt innehåll och vattnets hårdhet, har också stor betydelse för metallernas tillgänglighet. Metallernas tillgänglighet ökar i vatten med lågt pH, närings- och humusfattiga vatten samt vatten med låg hårdhet (Naturvårdsverket 2007).

Resultat från analyserna av metaller visas som medelvärden i tabell 8. Gränsvärden för livsmedel finns för kadmium och bly i muskel, men inte för lever och de gränsvärden som finns är därmed inte tillämpbara på de metallhalter som uppmäts i abborrlever.

Tabell 8. Metallhalter i fisklever från de två lokalerna Åsunda och Torsö 2019. Halterna är presenterade som medelvärde inklusive standardavvikelse och visas som torrsvikt. Resultatet är ett medelvärde från 9 individer från Åsunda och 10 individer från Torsö. Från Åsunda har en individ exkluderats ur datasetet p.g.a. kraftigt förhöjda rapporteringsgränsvärden jämfört med övriga individer. Majoriteten av individerna från Åsunda har höjd rapporteringsgräns för metaller p.g.a. för liten provmängd.

Ämne	Matris	Enhet	Åsunda	Torsö	EG1881/2006 (EU1259/2011)
Zink	Lever	µg/g ts	103 ± 31	129 ± 15	
Koppar	Lever	µg/g ts	9,77 ± 7,31	10,1 ± 1,89	
Kadmium	Lever	µg/g ts	0,30 ± 0,22	0,80 ± 0,28	0,05 µg/g i muskel
Arsenik	Lever	µg/g ts	1,68 ± 0,94	0,88 ± 0,50	
Bly	Lever	µg/g ts	0,72 ± 0,53	0,22 ± 0,28	0,3 µg/g i muskel
Krom	Lever	µg/g ts	1,11 ± 1,06	0,25 ± 0,16	
Nickel	Lever	µg/g ts	1,11 ± 1,06	0,40 ± 0,22	
Torrsubstans (ts)	Lever	%	15,7 ± 1,68	— ¹	

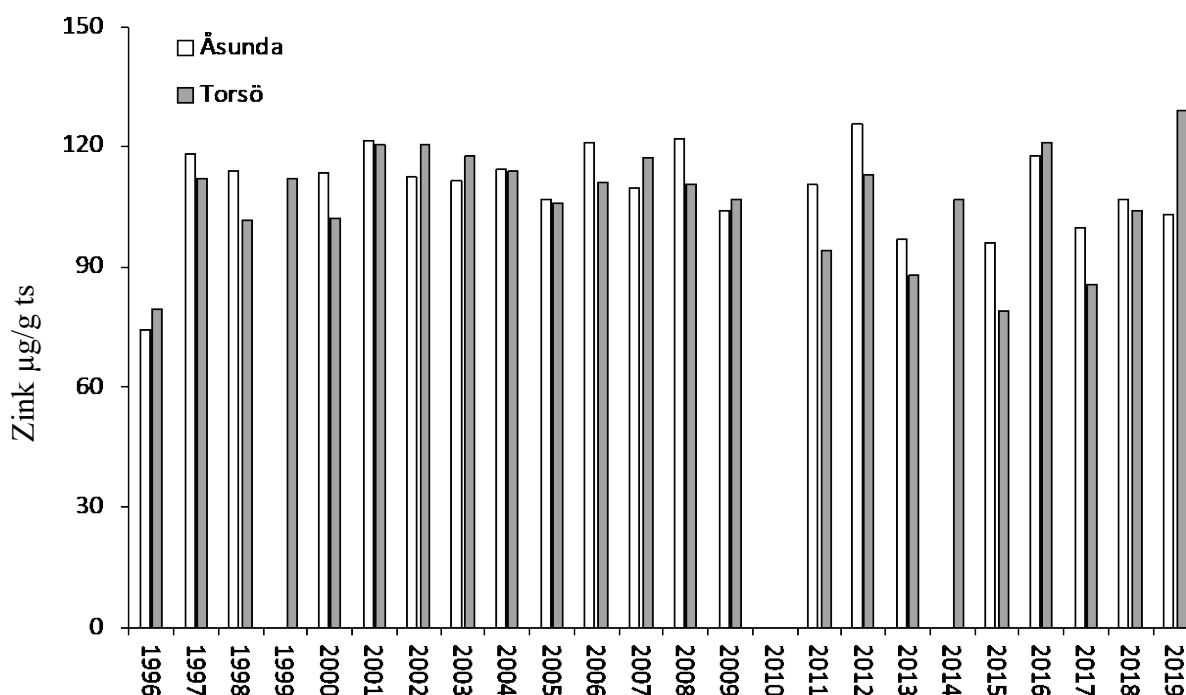
¹ För Torsö saknas analys av torrsubstans på lever 2019. Vid beräkning av metaller i lever som torrsvikt har ett medelvärde använts baserat på tidigare års torrsubstanser.

Zink och koppar

Zink sprids till luft och vatten från mänsklig verksamhet och diffusa källor står för de största utsläppen till både luft och vatten (Naturvårdsverket 2020c; Naturvårdsverket 2020d). Sedan 1990-talet har utsläppen till luft minskat med ungefär 40% (Naturvårdsverket 2020c). Även industriutsläppen till vatten verkar ha minskat sedan slutet av 2000-talet (Naturvårdsverket

2020d). De minskade utsläppen återspeglas i minskade zinkhalter i sjöar och vattendrag. Zink är en livsviktig metall för alla organismer och krävs för att ämnesomsättningen ska fungera, men för höga halter är skadliga och kan störa både beteende och reproduktion hos vattenlevande organismer (Naturvårdsverket 2020e). Förutom metallhalten i det omgivande mediet, i detta fall vattnet, är det en rad andra faktorer som har betydelse för vilka metallkoncentrationer som uppkommer i fiskens vävnader. Sådana faktorer är exempelvis näringsförhållandena, förekomsten av humus och andra partiklar, vattnets jonsammansättning och pH, vattnets omsättningstid i sjön i fråga, ekosystemets uppbyggnad etc.

Medelhalten av zink i abborrlever från Åsunda och Torsö 2019 ligger på ungefär samma nivåer som tidigare år (figur 4). Resultatet från 2019 avviker från de senaste åren genom att medelhalten vid Torsö var högre än halten vid Åsunda. Halten vid Torsö är med liten marginal den högst uppmätta sedan undersökningarna påbörjades. Då ingen analys skett av torrs substans på lever från Torsö är de resultaten något osäkra, särskilt som torrs substanshalten på fiskarna från Åsunda var mycket lägre än tidigare år. Torrs substanshalten från Åsunda är däremot inte heller helt säker eftersom en andra analys av metaller och torrs substans gjordes på frysta fiskar som sparats från Åsunda. Dessa fiskar hade legat i frysen drygt ett halvår innan analys vilket kan ha påverkat fiskarnas vatteninnehåll.

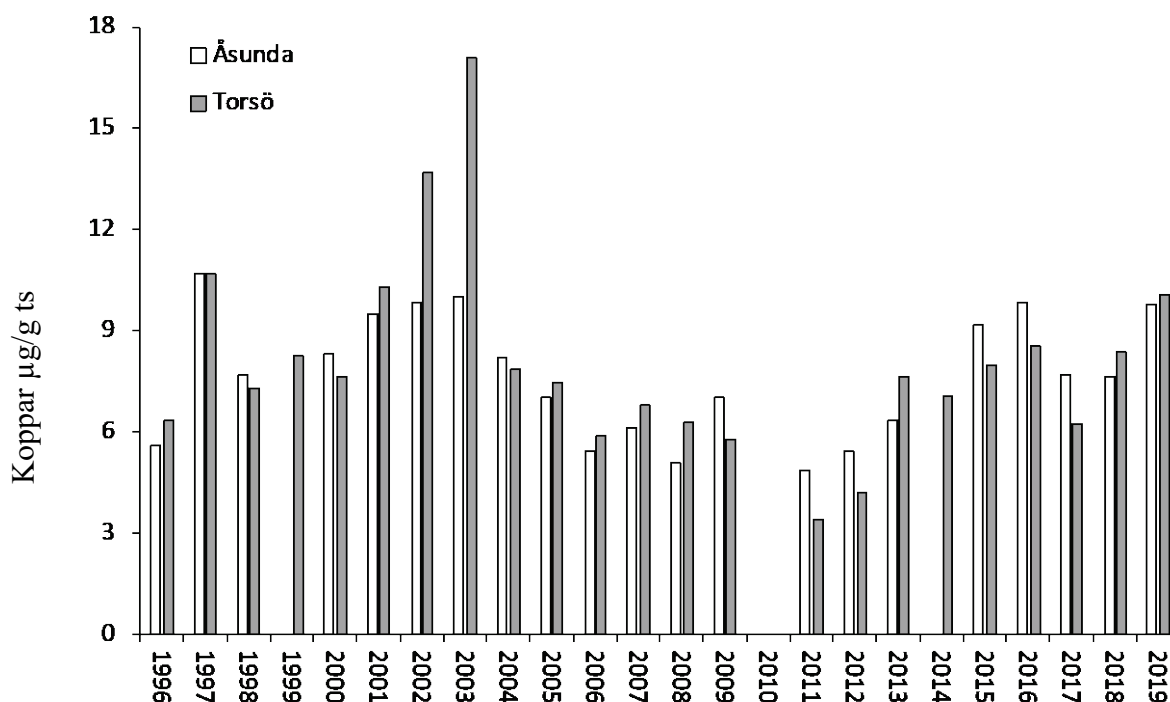


Figur 4. Medelhalt zink uttryckt som µg/g ts i abborrlever från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2019.

Precis som zink är koppar ett livsviktigt näringsämne som är giftigt i för höga halter, särskilt för vattenlevande organismer. Transportsektorn utgör den största utsläppskällan av koppar till luft, medan de största utsläppen till vatten kommer från avloppsreningsverk samt pappers- och massaindustrin. Utsläppen har minskat sedan 1990-talet (Naturvårdsverket 2020f).

Kopparhalten skiljer nästan ingenting mellan de två lokalerna (tabell 8). Sedan 2009 har halten oftast varit något högre vid Åsunda än vid Torsö, men de senaste två åren har detta ändrats och halten har varit lite högre vid Torsö (figur 5). Halten vid Torsö är något högre jämfört med åren innan och är den högst uppmätta sedan 2003. För Åsunda har halten varierat lite mer de senaste åren och resultatet 2019 avviker inte nämnvärt jämfört med åren innan.

För Torsö har fiskarna med lägst vikt högst kopparhalt, ett samband som inte gäller för Åsunda. Denna negativa korrelation mellan fiskens vikt och kopparhalt har även noterats tidigare för Vänerfisk (Lindeström och Grotell 1997).



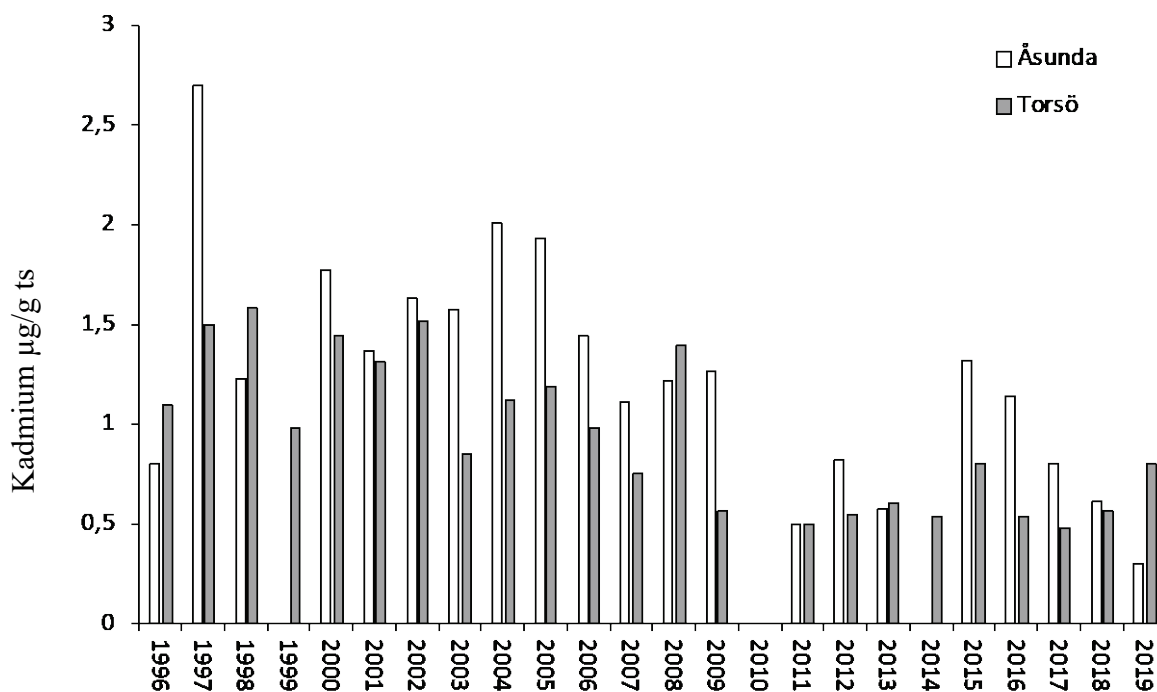
Figur 5. Medelhalt koppar uttryckt som µg/g ts i abborrlever från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2019.

Kadmium

Förut användes mycket kadmium inom industrin, men sedan slutet av 1970-talet har användningen minskat avsevärt och är numer hårt reglerad. Halterna har däremot inte minskat i t.ex. fisk trots att utsläppen minskat (Naturvårdsverket 2020g). Kadmium kan vara toxiskt redan i låga nivåer och påverkar bl.a. beteende och tillväxt (Okocha och Adedeji 2011).

Medelhalter av kadmium för Åsunda och Torsö presenteras i tabell 8 och en jämförelse med tidigare år visas i figur 6. Halten skiljer mellan Åsunda och Torsö och avviker, precis som koppar och zink, från de senaste åren genom att vara högre i Torsö än i Åsunda. Halten i Åsunda är den lägst uppmätta sedan mätningarna påbörjades 1996 och har minskat årligen sedan 2015. Sedan 2009 har halten i Torsö legat stabilt på en relativt låg nivå, men avviker 2015 och 2019. Halterna är dock generellt lägre i Torsö än vad de var perioden 1996–2008.

Minskningen som kan ses i Åsunda och Torsö under hela undersökningsperioden skiljer sig därmed från de nationella undersökningar som gjorts som visar att kadmiumhalterna inte har minskat trots utsläppsminskningar.



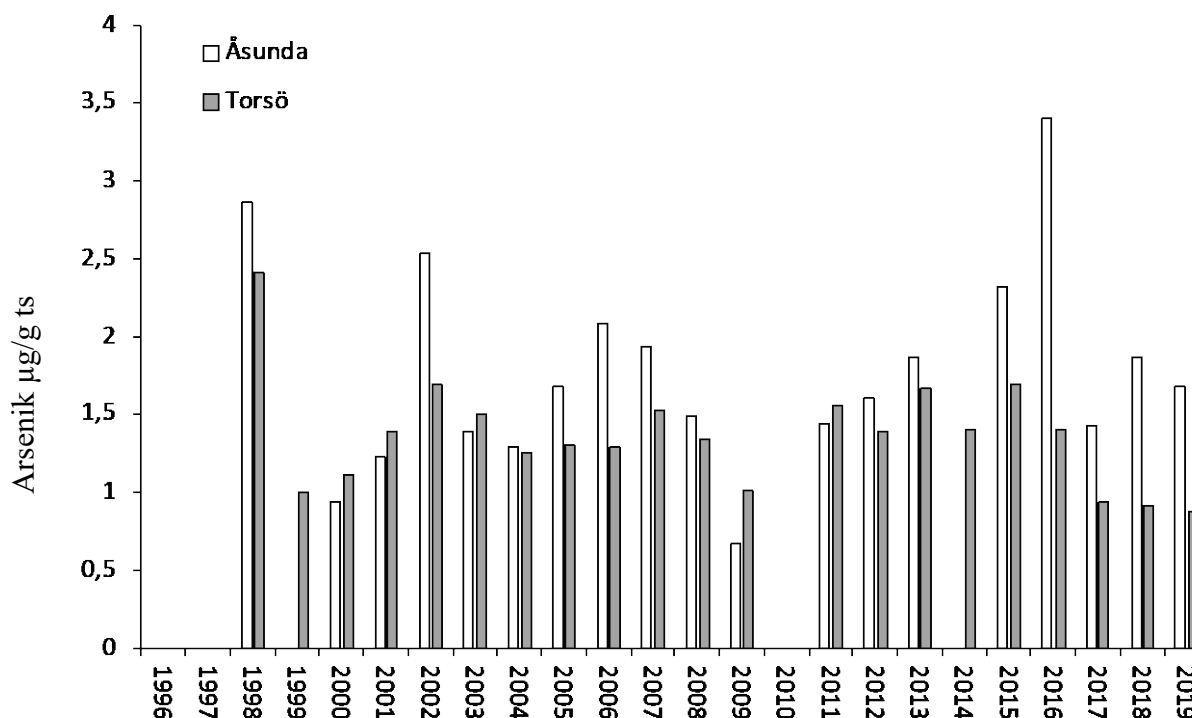
Figur 6. Medelhalt kadmium uttryckt som µg/g ts i abborrlever från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2019.

Arsenik

Tidigare användes arsenik som bl.a. träskyddsmedel och bekämpningsmedel, men användningen är nu hårt reglerad och har minskat kraftigt i Sverige. Fortfarande släpps mindre mängder arsenik ut i Sverige, framför allt till vatten från avloppsreningsverk och pappersmassaindustri. Arsenik är väldigt giftigt för vattenlevande organismer (Naturvårdsverket 2020h).

Medelhalten av arsenik i abborrlever från Åsunda och Torsö 2019 återges i tabell 8. Resultaten var nästan densamma som medelhalterna 2018 och avviker inte från undersökningarna tidigare år (figur 7). Arsenikhalten i Torsö var något lägre än halterna 2017–2018 och är därmed den lägsta som uppmätts sedan arsenik började analyseras 1998.

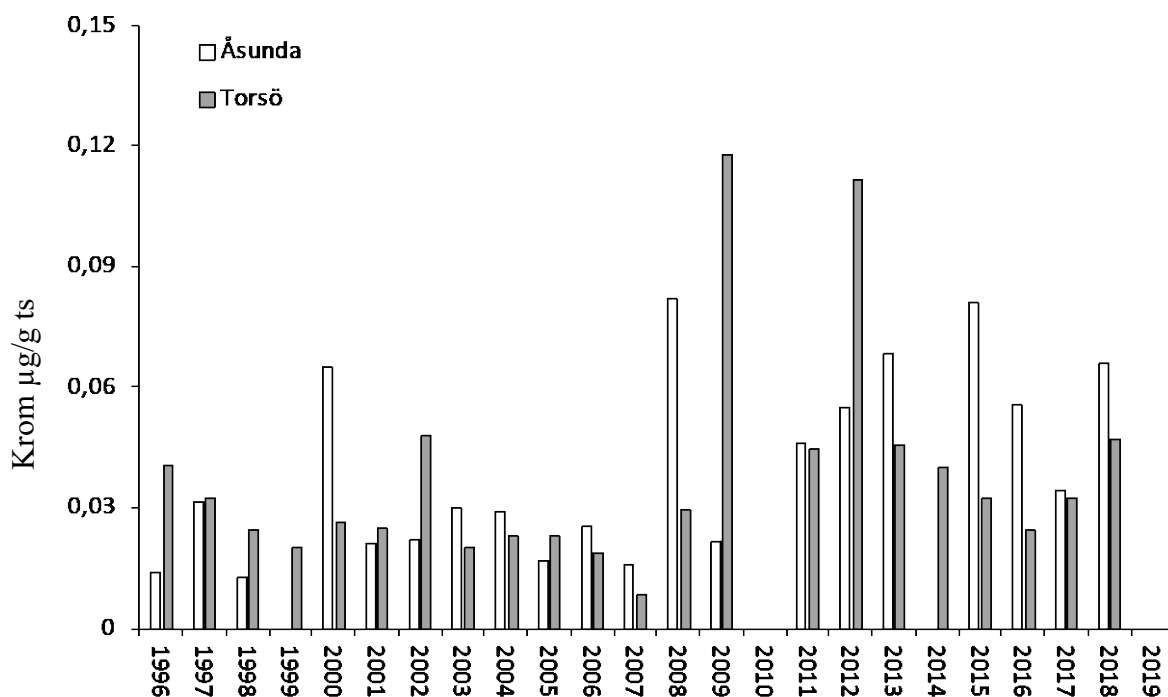
De stora skillnaderna som observerats mellan Åsunda och Torsö de senaste åren kvarstår, och halten i Torsö är nästan hälften av halten i Åsunda. Lokalen Torsö är vald för att den finns i en mindre påverkad del av Vänern och ska därför kunna fungera som referens för övriga lokaler. I området runt Åsunda finns flera verksamheter som släpper ut arsenik till vatten, vilket ger en skillnad i lokal belastning (Naturvårdsverket 2020i). Detta kan vara en anledning till de högre halter som observeras i Åsunda, men även andra faktorer kopplade till vattnets kemiska egenskaper har betydelse för om en metall är tillgänglig för upptag.



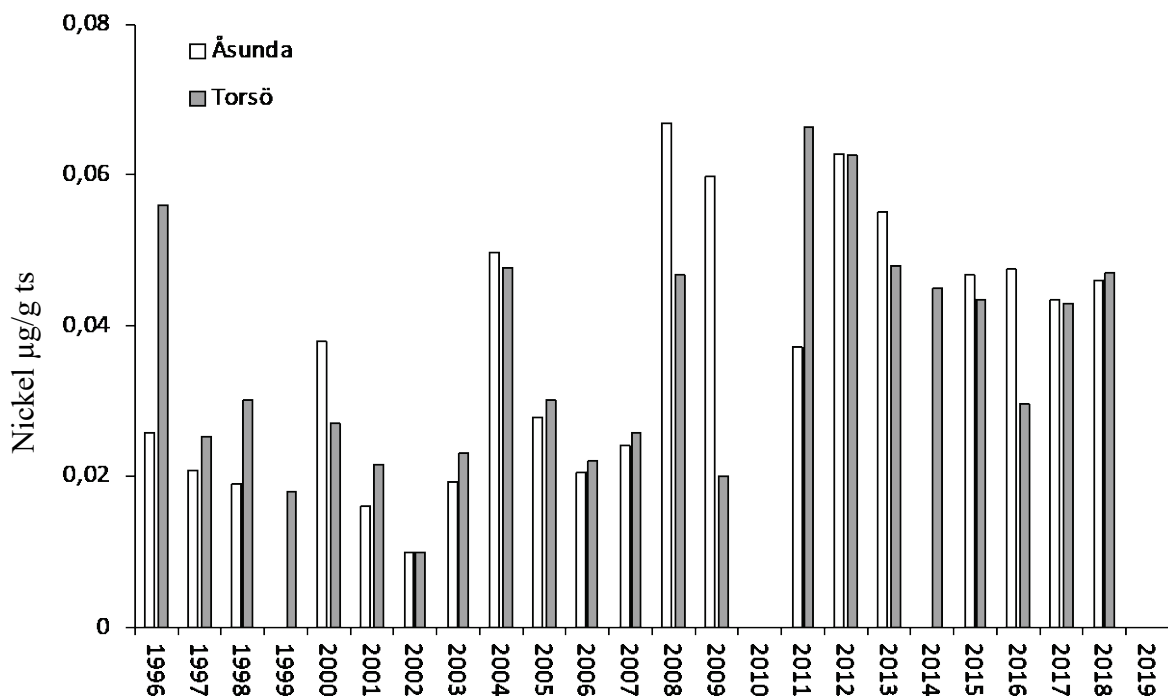
Figur 7. Medelhalt arsenik uttryckt som µg/g ts i abborrlever från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 1998–2019.

Krom, nickel och bly

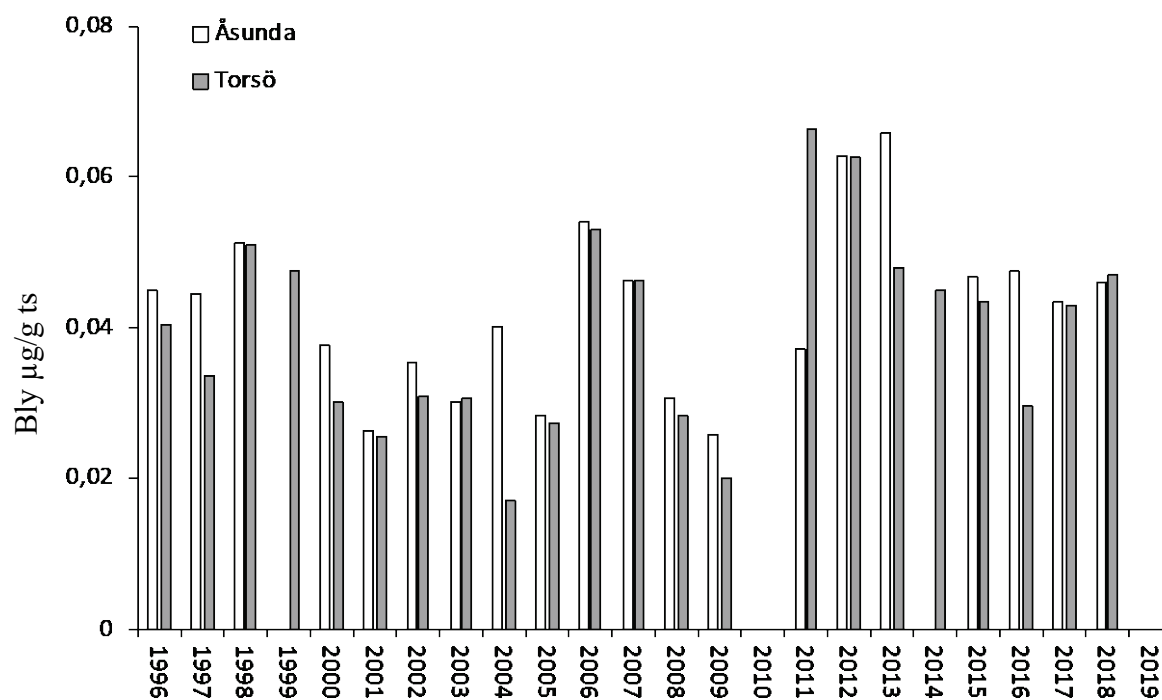
Medelhalter av krom, bly och nickel visas i tabell 8 samt figur 8 för krom, figur 9 för nickel och figur 10 för bly. Under undersökningsperioden har analysmetoden ändrats, från att 1996–2007 haft väldigt låga rapporteringsgränser till en metod som har något högre rapporteringsgränser. Ändringen av analysmetod avspeglas också i graferna. Jämfört med tidigare undersökningsår är leverhalterna av krom, bly och nickel avsevärt mycket högre 2019. För Åsunda är blyhalten 16 gånger högre jämfört med medelvärdet för 2008–2018 (d.v.s. perioden efter metodikbytet), medan blyhalten är 5 gånger högre i Torsö. När det gäller nickel och krom är halterna i Åsunda ungefär 20 gånger högre. För Torsö är halterna 9 respektive 5 gånger högre. Resultatet beror sannolikt inte på någon förändring i omgivningen utan förklaras av kraftigt förhöjda rapporteringsgränsvärden för metallerna jämfört med tidigare år, vilket påverkar resultatet. Framför allt för Åsunda var rapporteringsgränserna betydligt högre p.g.a. för små provmängder vid analyserna. Resultaten från 2019 kan därför inte anses tillförlitliga och bör inte användas. De har av den anledningen även uteslutits ur figur 8–10 för att inte jämförelserna mellan åren ska bli missvisande.



Figur 8. Medelhalt krom uttryckt som µg/g ts i abborrlever från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2019. Halten 2019 har uteslutits p.g.a. förhöjda rapporteringsgränsvärden.



Figur 9. Medelhalt nickel uttryckt som µg/g ts i abborrlever från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2019. Halten 2019 har uteslutits p.g.a. förhöjda rapporteringsgränsvärden.



Figur 10. Medelhalt bly uttryckt som µg/g ts i abborrlever från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2019. Halten 2019 har utslutits p.g.a. förhöjda rapporteringsgränsvärden.

6 Resultat – organiska föreningar

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

Resultaten från analyserna av organiska ämnen förutom PFAS på samlingsprover av muskel från 2019 är sammanfattade i tabell 9 tillsammans med gällande gränsvärden för livsmedel samt för biota. Organiska föreningar ansamlas i fettrik vävnad och resultaten har därför även räknats om till fettvikt.

Tabell 9. Organiska föreningar förutom PFAS/PFOS i samlingsprov av abborrmuskel från de två lokalerna Åsunda och Torsö 2019. Gulmarkerade värden överskrider gällande gränsvärde. Gränsvärde för PCB samt summa dioxin och dioxinlika PCB bör jämföras med lipidnormaliserade halter.

Ämne	Matris	Enhet	Åsunda	Torsö	HVMFS	EG1881/2006 (EU1259/2011)
PCB ₇ ¹	Muskel	ng/g vv	2,2	2,75		
PCB ₇ ¹	Muskel	µg/g fv	0,46	0,41		
Summa PCB ₆ ¹	Muskel	ng/g vv inkl LOQ	2,11	2,62	125 ng/g	125 ng/g
Summa PCB ₆ ¹ - lipidnormaliserad	Muskel	ng/g 5%-fv	22	20	125 ng/g	
Dioxinlika PCB ¹	Muskel	pg/g vv WHO-TEQ	0,201	0,192		
Dioxinlika PCB ¹	Muskel	ng/g fv WHO-TEQ	0,042	0,029		
PCDD/PCDF ¹	Muskel	pg/g vv WHO-TEQ	0,33	0,31		3,5 pg/g i muskel
PCDD/PCDF ¹	Muskel	ng/g fv WHO-TEQ	0,069	0,046		
Summa dioxiner och dioxinlika PCB	Muskel	pg/g vv WHO-TEQ	0,532	0,502	6,5 pg/g	6,5 pg/g i muskel
Summa dioxiner och dioxinlika PCB – lipidnormaliserad	Muskel	pg/g 5%-fv WHO-TEQ	5,54	3,75	6,5 pg/g	
PBDE ₆ ¹	Muskel	ng/g vv	0,044	0,041	0,0085 ng/g	
PBDE ₆ ¹	Muskel	µg/g fv	0,009	0,006		
HBCD/HBCDD ¹	Muskel	ng/g vv	0,103	0,020	167 ng/g	
HBCD/HBCDD ¹	Muskel	µg/g fv	0,022	0,003		
Råfett	Muskel	%	0,48	0,67		

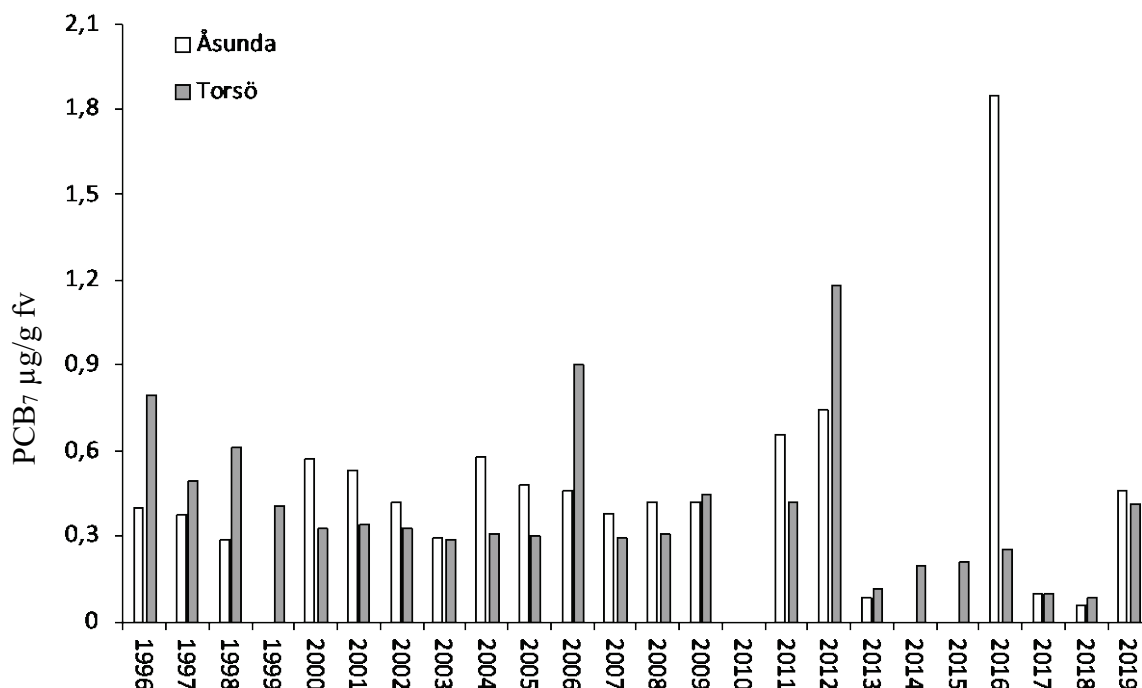
¹ Resultatet är baserat på rapporteringsgränsvärde inkl. LOQ.

PCB

Polyklorerade bifenyl, PCB, är ett samlingsnamn för 209 olika ämnen, s.k. kongener, som innehåller flera kloratomer. PCB:er är precis som andra organiska miljögifter problematiska eftersom de är persistenta, d.v.s. de bryts ned väldigt långsamt och det tar lång tid innan de försvinner från miljön. I Sverige förbjöds användning i nya produkter 1978 och all användning 1995. Många byggnader, transformatorer och kondensatorer innehåller PCB sedan innan förbudet och ämnena sprids fortfarande till miljön. PCB är fettlösligt och ansamlas i vävnader hos organismer. Dessutom ackumuleras PCB i näringskedjan och halterna ökar ju högre upp i näringskedjan ett djur är, vilket gör att det anrikas i t.ex. fisk. Sedan användningen förbjöds har halterna enligt den nationella miljöövervakningen minskat i både sill och sillgrissleägg (Naturvårdsverket 2020j).

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 istället 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 2019 finns i tabell 9. Totalhalten PCB₇ inkl. LOQ i muskel var 2,2 ng/g vv i Åsunda och 2,75 ng/g vv i Torsö. Halten anges även omräknat till fettvikt baserat på muskelns fetthalt. Denna halt används för att kunna jämföra de olika provtagningsåren med varandra. PCB-halten har varierat något i både Åsunda och Torsö sedan mätningarna påbörjades 1996 (figur 11).



Figur 11. Medelhalt PCB uttryckt som µg/g fettvikt i samlingsprov på muskel från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 1996–2019.

I Torsö är PCB-halten 2019 den högst uppmätta sedan 2012, men ligger på ungefär samma nivå som halterna innan 2012. I Åsunda har bland de lägsta halterna under hela perioden uppmätts under 2017 och 2018, medan den högsta halten under perioden uppmättes 2016. Under 2019 innehöll även abborrarna i Åsunda något högre halter jämfört med de senaste åren, men halten ligger på ungefär samma eller något lägre nivå jämfört med innan 2012. Det är viktigt att ha i åtanke att rapporteringsgränsen för PCB kan variera mellan åren vilket kan inverka på resultaten som presenteras.

Det finns inget gränsvärde för PCB₇, men däremot för PCB₆. Totalhalten PCB₆ var 2,11 ng/g vv (Åsunda) och 2,62 ng/g vv (Torsö). För PCB₆ gäller gränsvärdet 125 ng/g vv för biota (HVMFS 2019:25), 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. 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 och Torsö var 22 ng/g respektive 20 ng/g och ligger därmed fortsatt långt under gränsvärdet, men mycket högre än värdena 2018 (Grotell 2019).

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. Dioxiner uppkommer även som biprodukt/förorening vid tillverkning av bekämpningsmedel, och de kan därför även hittas på ställen där bekämpningsmedel tillverkats, använts eller förvarats. Klorblekning inom pappersmassaindustrin är ytterligare en källa till dioxiner. 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 2020k).

Förutom dioxiner finns det även 12 PCB-kongener som klassas som dioxinlika (se tabell 4 för dioxinlika kongener). Dessa kongener har en kemisk struktur som liknar dioxinernas och de har därför även egenskaper som liknar dioxinerna.

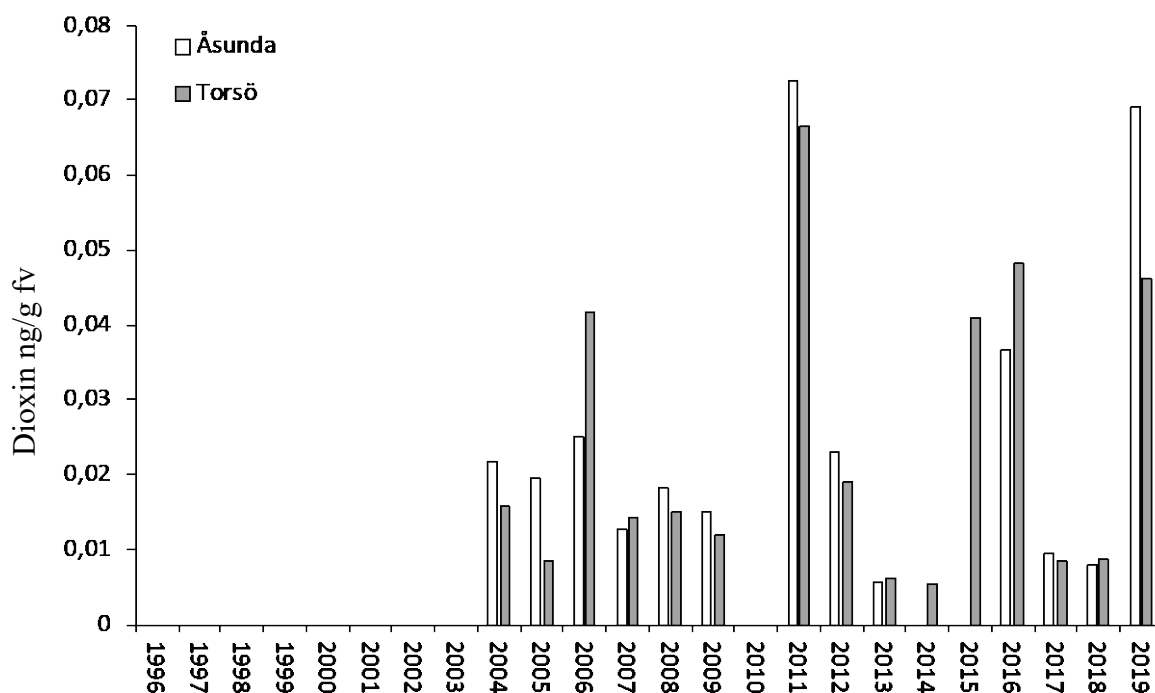
Graden av toxicitet skiljer sig mellan alla olika dioxiner och dioxinlika PCB:er och varje enskilt ämnes giftighet har därför internationellt tilldelats en toxisk ekvivalensfaktor, TEF. TEF anger varje ämnes styrka i förhållande till dioxinen TCDD, som är den giftigaste. En sammanvägd bedömning av alla dioxiner och dioxinlika PCB:ers effekt kan därför göras genom att räkna ihop alla TEF och då få den totala effekten, kallad TEQ (toxisk ekvivalensfaktor, anges normalt som WHO-TEQ). TEQ motsvarar den mängd TCDD som skulle uppvisa samma effekt som samtliga dioxiner och dioxinlika PCB:er (Karolinska Institutet 2020). Genom att använda WHO-TEQ kan jämförelser därmed göras.

Halten dioxiner och dioxinlika PCB:er visas i tabell 9. Totalt analyseras 17 olika ämnen inom gruppen dioxiner och samtliga låg under rapporteringsvärdet för respektive ämne. I tabellen

redovisas därmed halten baserat på LOQ, d.v.s. en summering av rapporteringsgränsen för samtliga ämnen anges som halt för abborrarna både från Åsunda och Torsö. Summan av PCDD/PCDF (WHO-TEQ) var 0,33 pg/g vv i Åsunda och 0,31 pg/g vv i Torsö och båda lokalerna underskrider därmed med bred marginal gränsvärdet 3,5 pg/g som gäller för livsmedel (EG-förordning 1881/2006; EU-förordning 1259/2011). Summan PCDD/PCDF samt dioxinlika PCB (WHO-TEQ) var i Åsunda 0,532 pg/g vv och i Torsö 0,502 pg/g vv och underskrider även de gränsvärdet för livsmedel (6,5 pg/g). De resultat som erhållits är dessutom en överskattning av den totala halten eftersom samtliga ingående dioxiner och flera PCB-kongener låg under analysernas rapporteringsgränser.

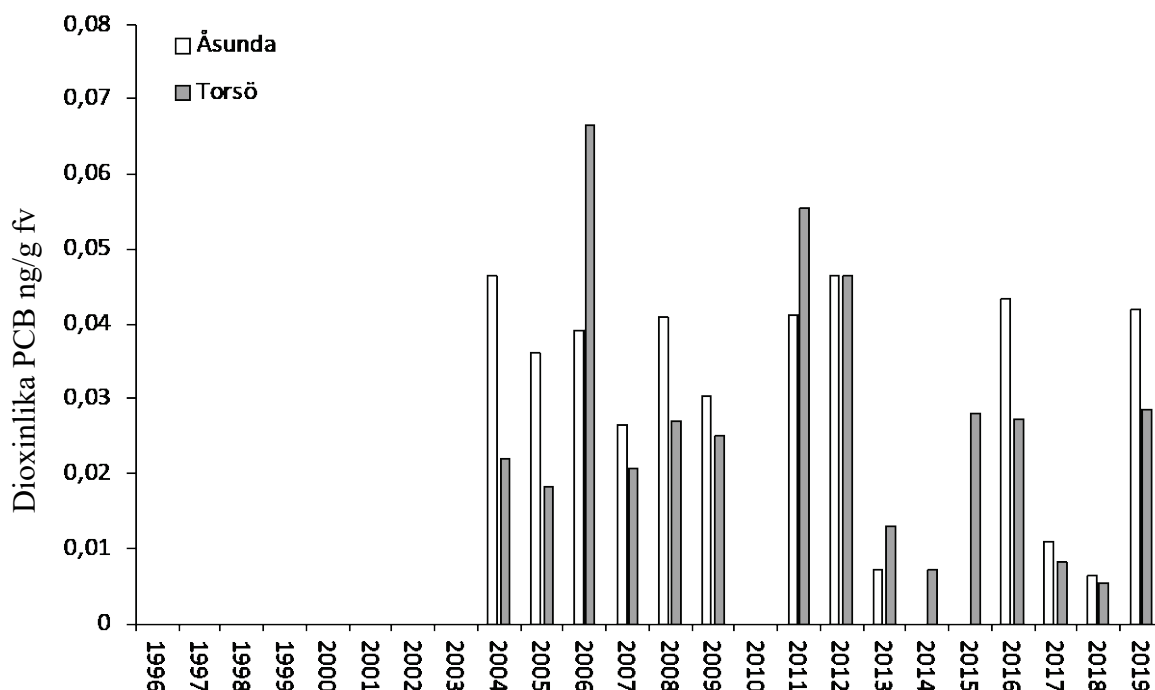
För att kunna göra en jämförelse med gränsvärdet på 6,5 pg/g vv för biota (gränsvärdet är satt för att skydda ekosystemet) i HVMFS 2019:25 bör haltsumman dioxiner samt dioxinlika PCB lipidnormaliseras till 5% lipidvikt. Abborre är en mager fisk och innehåller inte mycket fett, vilket påverkar mängden fettlösliga ämnen den tar upp. Efter normalisering var halten för Åsunda och Torsö 5,54 respektive 3,75 pg/g. Gränsvärdet underskrids därmed även när värdena är lipidnormaliserade, men med betydligt mindre marginal. Som nämnts är dock halterna överskattade p.g.a. att LOQ är inkluderat.

Jämförelser mellan de olika undersökningsåren har gjorts på halterna av PCDD/PCDF relaterat till muskelns fetthalt och visas i figur 12. I tidigare årsrapporter (Grotell 2019; Grotell 2018) har värden från åren 2011, 2015 och 2016 exkluderats ur jämförelsen för dioxiner p.g.a. förhöjda rapporteringsgränser. Resultaten från 2019 års analyser är jämförbara med de halter som rapporterats för de exkluderade åren och någon slutsats kan inte dras huruvida fiskarna har högre dioxinhalt eller inte p.g.a. att rapporteringsgränsen också är förhöjd 2019 jämfört med tidigare år.



Figur 12. Dioxinhalt uttryckt som ng/g fettvikt i samlingsprov på muskel från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 2004–2019.

För dioxinlika PCB är halten också relaterad till muskelns fetthalt och resultaten från 2004–2019 visas i figur 13. Jämfört med 2017 och 2018 är halten dioxinlika PCB återigen högre 2019 och liknar de variationer som har observerats för PCB (figur 11). Tendensen att Åsunda har högre halt dioxinlika PCB än Torsö gäller fortsatt för 2019.



Figur 13. Halt dioxinlika PCB uttryckt som ng/g fettvikt i samlingsprov på muskel från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 2004–2019.

PBDE och HBCDD

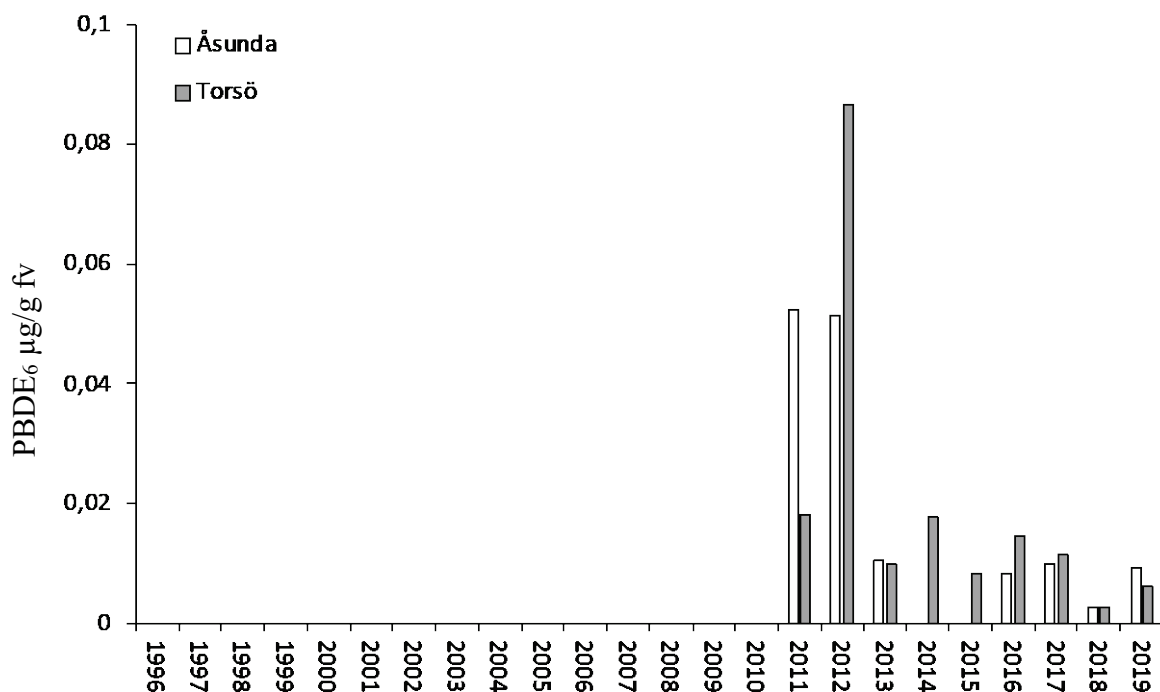
Flamskyddsmedel används för att förhindra och fördröja bränder och kan återfinnas i många olika produkter och material. Totalt finns ca 80 olika bromerade flamskyddsmedel som varierar i kemiska egenskaper. Polybromerade difenyletrar – PBDE – är en grupp bromerade flamskyddsmedlen som varierar i antalet bromatomer de innehåller. PBDE tillsammans med HBCDD (hexabromcyklododekan) har historiskt haft en stor användning och det finns därför mycket kunskap om dessa ämnen. PBDE och HBCDD är svårnedbrytbara och långlivade, men ämnena skiljer i hur lätt de ansamlas och hur giftiga de är (Kemikalieinspektionen 2020a). 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 2020l).

Totalt analyserades 24 olika PBDE-kongener i Åsunda och Torsö 2019 och resultatet från en summering av sex kongener, PBDE₆, visas i tabell 9. För ingående kongener i PBDE₆ se tabell 4.

Analys av PBDE har skett sedan 2011 och antalet kongener som har analyserats har varierat mellan åren. Av 24 analyserade kongener 2019 detekterades enbart BDE-47 i Åsunda, medan BDE-47, BDE-206, BDE-207 och BDE-209 detekterades i Torsö. Av de detekterade kongenerna ingår bara BDE-47 i PBDE₆, vilket innebär att LOQ används för övriga kongener

i summeringen, motsvarande tillvägagångssättet för rapporteringen 2017–2018. Innan dess användes istället halva LOQ-värdet vid summeringen (Grotell 2019).

BDE-47 är den kongen som vanligen bidrar med störst andel i summeringen, så även 2019. Under 2018 låg BDE-47 under detektionsgränsen (Grotell 2019), men kongenen var återigen detekterbar 2019. Halten PBDE₆ har relaterats till muskelns fetthalt och resultaten visar att halten har minskat avsevärt sedan mätningarna började 2011 (figur 14). Om det är en effekt av det förbud som infördes 2004 för användning av BDE-47 och flera andra PBDE:er (Naturvårdsverket 2020) går inte att säga, eftersom det saknas analyser från innan förbudet.



Figur 14. Halt PBDE₆ uttryckt som µg/g fettvikt i samlingsprov på muskel från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 2011–2019.

De uppmätta PBDE₆-halterna 0,044 och 0,041 ng/g vv för Åsunda respektive Torsö 2019 fortsätter att överskrida gränsvärdet 0,0085 ng/g vv som gäller för biota (HVMFS 2019:25). Detta gränsvärde har överskridits i Vänerfisk sedan mätningarna påbörjades, men det överskrids för alla ytvattenförekomster i hela Sverige p.g.a. atmosfärisk deposition (Länsstyrelsen 2020). Då PBDE är fettlösliga och analyser har gjorts på abborre, som är en mager fisk, kommer halten PBDE troligen att vara mycket högre för fetare fisk som fångas i Vänern och gränsvärdet överskrids i sådana fall med ännu större marginal för dessa.

Även analys av HBCDD har gjorts på abborrmuskel och halten var som tidigare år väldigt låg (tabell 9). Tre kongener (alfa, beta och gamma) av HBCDD har analyserats och samtliga kongener var 2019 under rapporteringsgränsen för både Åsunda och Torsö, vilka har en summerad LOQ-halt på 0,103 respektive 0,020 ng/g vv. Gränsvärdet 167 ng/g (HVMFS 2019:25) underskrids därmed med väldigt god marginal trots en överskattning av halten HBCDD.

Halten HBCDD har varierat mellan åren och jämförelser är problematiska att göra beroende på skillnader i rapporteringsgränser och redovisning av resultaten. Resultaten från 2019 avviker inte från resultaten tidigare år, vilka har varierat något men legat runt <0,0012 (Sjölin 2012) till <0,1 ng/g (Sjölin 2015).

PFAS och PFOS

PFAS är samlingsnamn för per- och polyfluorerade alkylsubstanser, en grupp på över 4700 ämnen som alla innehåller flera fluoratomer. PFAS har tillverkats och använts flitigt av människor sedan 1950-talet för att de har vatten-, smuts- och fettavvisande egenskaper. De används i impregneringsmedel, brandsläckningsskum, som rengöringsmedel, skidvalla och beläggning i kastruller och stekpannor. Alla PFAS är mycket svårnedbrytbara och hittills har ingen studie visat att PFAS bryts ned helt och hållet i miljön, utan de finns alltid kvar i någon form. Många PFAS är toxiska för både miljö och människa och kan ansamlas i organismer samt anrikas i näringskedjan. Till skillnad från många andra organiska ämnen som ansamlas i fettvävnad kommer de PFAS som har fett- och vattenavstötande egenskaper istället att binda till proteiner. Detta gör att de lagras i andra organ såsom lever och blod (Kemikalieinspektionen 2020b).

PFAS i Vänern har undersökts i leverprover från abborrar sedan 2011 och i muskelprover från abborrar sedan 2012. Antalet ämnen som ingår i analysen har däremot varierat mellan åren. Både 2018 och 2019 analyserades 18 föreningar i abborrmuskel. För att kunna jämföra mellan olika år används en summering av 10 av dessa föreningar för att representera PFAS-halten i muskel (se tabell 4 för ingående föreningar). Ämnet PFOS (perfluoroktansulfonat) tillhör gruppen PFAS och utgör vanligtvis en stor andel av den totala PFAS-halten. Halten PFAS samt PFOS i muskel samt i lever visas i tabell 10. Halten har även relaterats till fetthalten i muskel och lever för att kunna göra jämförelser mellan olika år.

Tabell 10. PFAS och PFOS i samlingsprov av abborrmuskel och abborrlever från de två lokalerna Åsunda och Torsö 2019. Gränsvärde från HVMFS 2019:25 för muskel och från HaV 2016:26 för lever. Observera att antalet ingående ämnen i PFAS skiljer mellan muskel (10 ämnen) och lever (18 ämnen).

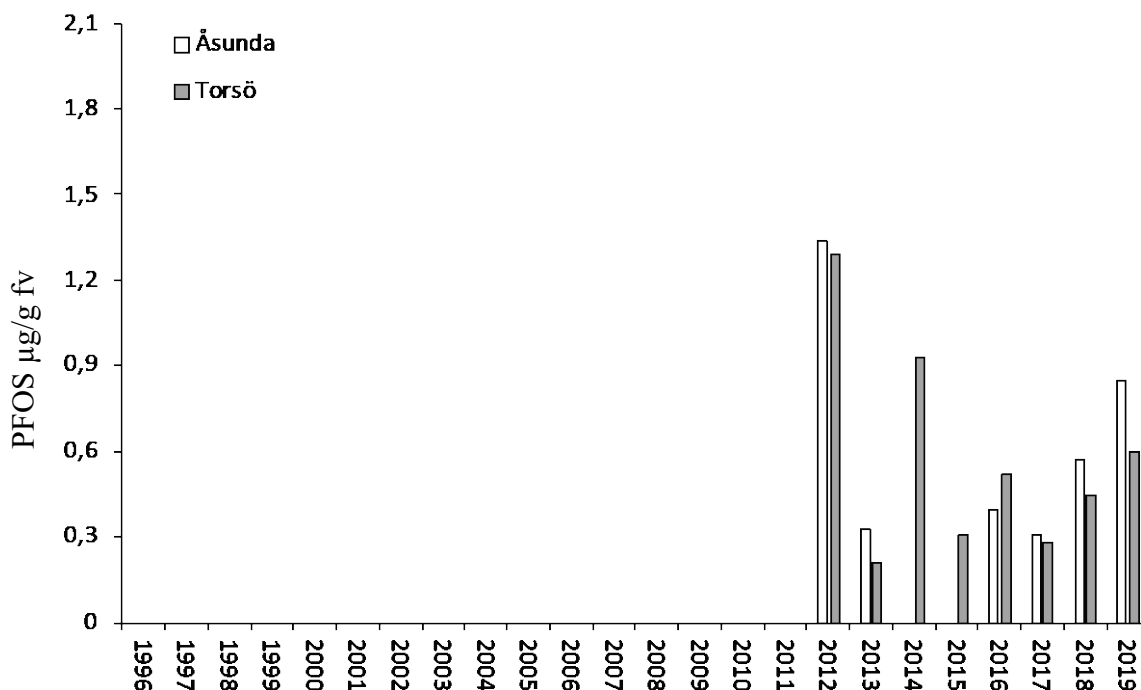
Ämne	Matris	Enhet	Åsunda	Torsö	HVMFS/HaV
PFOS	Muskel	ng/g vv	4,09	4,00	9,1 ng/g
PFOS	Muskel	µg/g fv	0,85	0,60	
PFAS ₁₀ ¹	Muskel	ng/g vv	8,05	7,32	
PFAS ₁₀ ¹	Muskel	µg/g fv	1,68	1,09	
PFOS	Lever	ng/g vv	77,1	79,8	140 ng/g
PFOS	Lever	µg/g fv	1,93	2,00	
PFAS ₁₈ ¹	Lever	ng/g vv	112	119	
PFAS ₁₈ ¹	Lever	µg/g fv	2,81	2,98	
Råfett	Muskel	%	0,48	0,67	
Råfett	Lever	%	3,99	— ²	

¹ Resultatet är baserat på rapporteringsgränsvärde inkl. LOQ.

² Råfettanalys utgick vid Torsö 2019 p.g.a. för lite provmaterial. Vid uträkningar av fettvikt (fv) har råfetthalten från Åsunda använts.

Endast tre av tio ingående ämnen i PFAS₁₀ i muskeln var över rapporteringsgränsen i Åsunda och Torsö 2019. För bägge områdena utgjorde PFOS ungefär hälften av den totala PFAS-halten i muskel, vilket är lägre än tidigare år (Grotell 2017; Grotell 2018; Grotell 2019). Halten PFOS i muskel var 4,1 och 4,0 ng/g v v för Åsunda respektive Torsö. Detta underskrider med god marginal gränsvärdet på 9,1 ng/g v v för PFOS som gäller för att skydda de känsligaste organismerna i ekosystemet (HVMFS 2019:25), och halten har underskridit gränsvärdet vid nästan samtliga mätningar. Vid ett tillfälle har gränsvärdet överskridits, vilket var för Åsunda 2012 (Grotell 2019). Generellt varierar halten PFOS mellan norr och söder, där de lägsta halterna vanligen uppmäts i norra Sverige kopplat till mindre befolkningsmängd och därigenom lägre användning av olika PFAS (Faxneld m.fl. 2013). Vid provtagning i sjöar i Stockholm 2016 överskreds gränsvärdet i 5 av 15 sjöar och halterna har varierat mycket i samma sjö mellan olika år (Stockholms stad 2020).

Halten PFOS i muskel har relaterats till muskelns fetthalt och en jämförelse mellan undersökningsåren visas i figur 15. Halten har varierat något mellan åren och var något högre 2019 jämfört med tidigare år. Trots att den uppmätta halten var lägre i Åsunda 2019 än 2018 är halten högre när den relateras till fetthalt. De infångande fiskarna i både Åsunda och Torsö hade lägre fetthalt i musklerna 2019 jämfört med tidigare år, vilket medför att PFOS-halten blir högre när den relateras till fetthalten. Halten kan påverkas av fiskarnas ålder och storlek samt av belastningen från omgivningen.



Figur 15. Halt PFOS uttryckt som µg/g fettvikt i samlingsprov på muskel från de båda lokalerna Åsunda och Torsö under 2012–2019.

PFOS och PFAS har även analyserats på leverprover 2019. Dessa analyser har ingått sedan 2011 men har utgått de flesta åren p.g.a. för små provmängder. Tabell 11 visar halten PFOS i lever de år analyserna kunnat genomföras. Halterna är lägre 2019 jämfört med 2018 och låg

återigen långt under det föreslagna värdet för expertbedömning av PFOS-halt i lever: 140 ng/g vv (HaV 2016). När PFOS-halten relateras till fettvikten blir förhållandet något annorlunda, men ligger för både Torsö och Åsunda mellan de högst och lägst uppmätta halterna. Fetthalten var lägre 2019 jämfört med 2018, och fetthalten i Torsö saknas dessutom för 2019 p.g.a. för liten provmängd vilket påverkar vilka antaganden som kan göras kring resultatet.

Totalt ingår 18 PFAS-ämnen i analyserna av lever och den totala PFAS-halten inkl. LOQ var 112 och 119 ng/g vv för Åsunda respektive Torsö (tabell 10). PFOS utgjorde således mer än hälften av den totala PFAS-halten.

Tabell 11. Uppmätt halt PFOS i lever samt relaterat till leverns fetthalt för åren 2011 och 2017-2019 för de två lokalerna Åsunda och Torsö.

År	PFOS ng/g vv		PFOS µg/g fv		Fetthalt	
	Åsunda	Torsö	Åsunda	Torsö	Åsunda	Torsö
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

¹ Råfettanalys utgick vid Torsö 2019 p.g.a. för lite provmaterial. Vid uträkningar av fettvikt (fv) har råfetthalten från Åsunda använts.

7 Diskussion

Analyserna av abborrar från Torsö och Åsunda 2019 visar att de flesta undersökta ämnen ligger på halter i nivå med tidigare undersökningsår. De tre tungmetallerna bly, nickel och krom avviker rejält från tidigare år, men detta beror sannolikt på förhöjda rapporteringsgränsvärden vid analyserna och inte på en verklig ökning av resultaten. Viss variation finns för övriga ämnen jämfört med tidigare undersökningar, men innehållet i fiskarna fluktuerar mellan åren och halterna kan påverkas av en rad olika faktorer kopplade till omgivningen (utsläpp, vattnets egenskaper, markanvändning) och till fiskarnas status (ålder, storlek, tillväxt, fetthalt). Resultaten från 2019 är inte anmärkningsvärda utan de stödjer och är relativt konsekventa med de resultat som erhållits tidigare år.

I kontrollprogrammet för fisket anges Torsö som en referenslokal, då denna ska vara relativt opåverkad jämfört med t.ex. Åsunda. Vid undersökningarna 2019 och även från andra år har halterna för olika ämnen varit högre i Torsö, vilket gör att Torsö som referenslokal kan ifrågasättas. Många gånger är inte skillnaden särskilt stor mellan Torsö och Åsunda. Det kanske kan vara så att även Åsunda har så låg påverkan från omgivningen att den kan fungera som referens för vissa ämnen, eller att påverkan på Torsö är större än vad som antagits. Abborre räknas som en stationär fisk och studier vid kusten har visat att abborrar vanligen inte förflyttar sig mer än 10 km (HaV 2020). Även en förflyttning på 10 km innebär dock att individer som avviker i halt skulle kunna ha förflyttat sig från en lokal med större påverkan till aktuell fiskelokal.

Variationer i LOQ/rapporteringsgränsvärden mellan åren försvårar utvärdering av resultaten. Ändrade rapporteringsgränsvärden vissa år kan göra att något som tolkas som en ökning eller minskning i halt egentligen endast beror på ändrade LOQ-värden. Analyserna skulle kunna presenteras och sammanställas på fler sätt för att ge en bättre bild kring rapporteringsgränserna, t.ex. genom att även halter utan LOQ och halter med $\frac{1}{2}$ LOQ presenteras. På så sätt ges en bättre bild av vilken inverkan LOQ har på resultaten. Arbete med att sammanställa data från tidigare år kommer att vara tidskrävande, men kan vara behjälpligt vid framtida analyser.

Resultaten från undersökningarna 2019 visar att de flesta abborrar underskrider det gränsvärde för livsmedel som är uppsatt med avseende på kvicksilver, men att det kan finnas enstaka individer som överskrider gränsvärdet. Att följa de kostrekommendationer som Livsmedelsverket (2020a) har kring konsumtion är därmed viktigt för att inte få i sig för mycket kvicksilver via kosten. Framför allt kvinnor som planerar att bli gravida, är gravida eller ammar ska undvika att äta fisk som kan innehålla kvicksilver (såsom abborre) mer än 2–3 gånger per år eftersom kvicksilver går över till fostret och kan skada fostrets hjärna. Övriga ska inte äta sådan fisk mer än 1 gång i veckan.

De gränsvärden som gäller för dioxin och PCB i livsmedel överskreds inte i samlingsprov på abborrar från någon av lokalerna. Abborre är inte den bästa arten att mäta dessa ämnen i eftersom abborre är en mager fisk och både dioxiner och PCB ansamlas i fett. Halterna kommer därmed med stor sannolikhet att vara betydligt högre om analyser skulle göras på fetare fisk såsom lax, sik eller öring. För just dessa arter finns det dessutom kostrekommendationer när det gäller fisk fångad i Vänern (Livsmedelsverket 2020c). Kostrekommendationerna för barn samt för kvinnor som planerar att bli gravida, är gravida eller ammar är att äta dessa arter max 2–3 gånger/år, medan övriga maximalt ska äta sådan fisk en gång i veckan.

8 Slutsatser och rekommendationer

- Resultaten från 2019 års undersökning visar att abborrarna från både Åsunda och Torsö hade ett gott hälsotillstånd och någon ökad påverkan på fiskarna från närliggande vattenområden jämfört med tidigare undersökningar kunde inte konstateras.
- Analysresultaten visar att kvicksilverhalter kan vara förhöjda i enskilda individer och Calluna AB rekommenderar att de kostrekommendationer som tagits fram av Livsmedelsverket följs.

9 Referenser

EG-förordning 1881/2006. KOMMISSIONENS FÖRORDNING (EG) nr 1881/2006 av den 19 december 2006 om fastställande av gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel.

EU-förordning 1259/2011. KOMMISSIONENS FÖRORDNING (EU) nr 1259/2011 av den 2 december 2011 om ändring av förordning (EG) nr 1881/2006 vad gäller gränsvärden för dioxiner, dioxinlika PCB och icke dioxinlika PCB i livsmedel

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, s45-48

Grotell, C. (2017). Metaller och organiska föreningar i abborre från Vänern år 2016. Vänerens vattenvårdsförbund, 2016.

Grotell, C. (2018). Metaller och organiska föreningar i abborre från Vänern år 2017. Vänerens vattenvårdsförbund, 2018.

Grotell, C. (2019). Metaller och organiska föreningar i abborre från Vänern år 2018. Vänerens vattenvårdsförbund, 2019.

HaV. (2016). Miljögifter i ytvatten – klassificering av ytvattenstatus. Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19. Rapport 2016:26. Havs- och vattenmyndigheten.

HaV. (2020). Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2019. Rapport 2020:3, 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. (2020). <https://ki.se/imm/dioxiner-och-dioxinlika-pcb>

Kemikalieinspektionen. (2020). <https://www.kemi.se/prio-start/kemikalier-i-praktiken/kemikaliegrupper/bromerade-flamskyddsmedel#accept>

Kemikalieinspektionen. (2020b). <https://www.kemi.se/kemiska-amnen-och-material/hogfluorerade-amnen-pfas>

Lindeström, L., Grotell, C. (1997). Metaller och stabila organiska ämnen i Vänerfisk 1996/1997. Vänerens vattenvårdsförbund, rapport nr 5, 1998.

Livsmedelsverket. (2020a). <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/metaller1/kvicksilver>

Livsmedelsverket. (2020b). <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/miljogifter/pfas-poly-och-perfluorerade-alkylsubstanser>

Livsmedelsverket. (2020c). <https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/miljogifter/dioxiner-och-pcb>

Länsstyrelsen. (2020). <http://extra.lansstyrelsen.se/viss/Sv/detta-beskrivs-i-viss/statusklassning/kemisk-status/Pages/default.aspx>

Naturvårdsverket. (2007). Bilaga A till handbok 2007:4. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag.

Naturvårdsverket. (2020a). <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/Kvicksilver-Hg/>

Naturvårdsverket. (2020b). <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/>

Naturvårdsverket. (2020c). <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Zink-utslapp-till-luft/>

Naturvårdsverket. (2020d). <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Zink-utslapp-till-vatten-fran-industri-anlaggningar/>

Naturvårdsverket. (2020e). <http://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Tungmetaller/Zink/>

Naturvårdsverket. (2020f). <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Metaller/Koppar/>

Naturvårdsverket. (2020g). <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Tungmetaller/Kadmium/>

Naturvårdsverket. (2020h). <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Amnen/Tungmetaller/As-Arsenik1/>

Naturvårdsverket. (2020i). <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/Kartsida/>

Naturvårdsverket. (2020j). <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Organiska-miljogifter/PCB/>

Naturvårdsverket. (2020k). <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Organiska-miljogifter/Oavsiktligt-bildade-miljogifter/>

Naturvårdsverket. (2020l). <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Manniska/Miljogifter/Organiska-miljogifter/Flamskyddsmedel/>

Okocha, R.C., Adedeji, O.B. (2011). Overview of cadmium toxicity in fish. Journal of Applied Sciences Research, 7(7): 1195-1207

Sjölin. (2012). Undersökning av stabila organiska ämnen och metaller i abborre och gädda 2010-2011. Rapport 71, Vänerens vattenvårdsförbund.

Sjölin. (2015). Metaller och stabila organiska ämnen i abborre. År 2014. I: Årsskrift från Vänerens vattenvårdsförbund, 2015, rapport 91: 56-77

Stockholms stad. (2020). <http://miljobarometern.stockholm.se/miljogifter/hogfluorerade-amnen/pfos-i-fisk/compare/>

VISS. (2020). <https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA29853066>

Åkerblom, S., Johansson, K. (2008). Kvicksilver i svensk insjöfisk – variationer i tid och rum. Rapport 2008:8, Institutionen för miljöanalys, SLU.

Vänerns vattenvårdsförbund

Vänerns vattenvårdsförbund är en ideell förening med totalt 75 medlemmar varav 38 stödjande medlemmar. Medlemmar i förbundet är alla som nyttjar, påverkar, har tillsyn eller i övrigt värnar om Vänern.

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

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

Medlemmar

Medlemmar är samtliga kommuner runt Vänern, industrier och andra företag med direktutsläpp till Vänern, organisationer inom sjöfart och vattenkraft, landsting, region, intresseorganisationer för fiske, jordbruk, skogsbruk och fritidsbåtar, naturskyddsföreningar, andra vattenvårdsförbund och vattenförbund vid Vänern med flera. Länsstyrelserna kring Vänern, Havs- och vattenmyndigheten och SLU Aqua Sötvattenslaboratoriet 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, tel 010-224 52 05

