

Miljöstörande ämnen i fisk från Stockholmsregionen 2013



Magnus Karlsson & Tomas Viktor

Författare: Magnus Karlsson & Tomas Viktor, IVL Svenska Miljöinstitutet

Medel från: Stockholms läns landsting, Stockholm Vatten, SVU, Oxunda vattensamverkan, Järfälla kommun, Fortum Värme, Länsstyrelsen Stockholm, SIVL

Fotograf: Magnus Karlsson

Rapportnummer: B 2214

Upplaga: Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© IVL Svenska Miljöinstitutet 2014

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel: 08-598 563 00 Fax: 08-598 563 90

www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Innehållsförteckning

Förord.....	3
Sammanfattning.....	4
1 Inledning.....	5
2 Metodik.....	6
2.1 Studieområde	6
2.2 Fiskinsamling	7
2.3 Uttag av gallvätska och leverprov för histopatologisk undersökning	9
2.4 Preparering och bestämning av morfologiska mått.....	9
2.5 Kemiska analyser	11
2.5.1 Haltbestämningar i muskel	11
2.5.2 Läkemedel ur fiskgalla	14
2.5.3 Histopatologisk undersökning av leversnitt	15
2.6 Utvärdering	16
3 Resultat och diskussion	18
3.1 Föroreningshalter i muskel	18
3.1.1 Metaller.....	18
3.1.2 Klororganiska ämnen.....	23
3.1.3 Läkemedelsrester i galla	32
3.2 Hälsotillståndet hos fisken.....	33
4 Syntes.....	35
5 Slutsatser.....	39
6 Referenser	40

Förord

Mätningar av hälsotillståndet och halter av föroreningar i olika vävnader hos fisk har alltsedan miljövårdsarbetet startade i Sverige under slutet av 1960-talet utgjort en väsentlig komponent i övervakningen av akvatiska ekosystem. Stationär fisk, det vill säga fisk som under större delen av sitt liv uppehåller sig inom ett avgränsat område, utgör en integrator över miljöförhållandena inom detta område. Genom att mäta halter av olika ämnen i fisken går det att dra slutsatser om hur biotillgängliga olika ämnen är som tillförs vattenmiljön via exempelvis avloppsvattenutsläpp, atmosfärisk deposition eller frisättning från sediment.

I detta projekt har föroreningshalter i abborre undersökts i en transekt från Stockholms ytterskärgård i öster till centrala Mälaren i väster. Fisk har genom nätfiske samlats in från ett tjugotal områden och muskelköttet har analyserats med avseende på halter av ett antal grundämnen och organiska föreningar. Vid några plaster har även fiskens gallvätska analyserats med avseende på förekomst av läkemedelsrester. Genom att mäta storleken på olika organ i relation till fiskens övriga storleksmått har det även varit möjligt att översiktligt bedöma fiskens hälsotillstånd.

Praktiskt taget allt arbete från insamling, provberedning och kemisk analys till utvärdering har utförts av personal vid IVL Svenska Miljöinstitutet. Förutom rapportförfattarna har följande personer deltagit i arbetet: Marcus Liljeberg, fiskinsamling; Ulla Hageström, Sara Bodholm & Mattias Lidqvist, metallanalyser; Erika Rehngren, Momina Bibi, Lennart Kaj och Mikael Remberger, organiska analyser; Jörgen Magnér och Linda Örtlund, läkemedelsanalyser samt Lisa Sjöholm, datasammanställning.

Projektet har stöttats finansiellt eller på andra sätt av ett antal organisationer som härmed tackas. Dessa är Länsstyrelsen Stockholm, Stockholms stad Miljöförvaltningen, Svealands Kustvattenvårdsförbund, Stockholms läns landsting, Stockholm Vatten, Oxunda Vattensamverkan, Järfälla kommun, Svenskt Vatten Utveckling samt Fortum Värme. En referensgrupp med företrädare för ovan nämnda organisationer har före och under projektets gång sammanträtt vid några tillfällen och lämnat värdefulla synpunkter.

Författarna vill även tacka Gunnar Andersson, Statens Veterinärmedicinska Anstalt för vägledning i statistiska analyser; Johanna Näslund & Leif Norrgren, Sveriges lantbruksuniversitet för leverhistologiska analyser; Anna Kruger, Västerås stad för samverkan samt alla berörda vattenägare som upplåtit sina fiskevatten.

Rapporten vänder sig till tjänstemän och beslutsfattare på kommuner, länsstyrelsen och landsting och andra berörda parter i regionen men även till yrkesfiskare, husbehovsfiskare, fritidsfiskare och privatpersoner med intresse i föroreningshalter relaterat till konsumtion av fisk från regionen.

Sammanfattning

Vilka halter av olika miljöstörande ämnen förekommer i fisk på olika avstånd från Stockholm? Ökar eller minskar halterna över tid? Finns det ett samband mellan föroreningshalter och fiskens hälsotillstånd? Överskrider miljökvalitetsnormer och/eller gränsvärden för saluföring? För att söka besvara dessa frågor insamlades abborre genom nätfiske hösten 2013 från ett tjugotal platser i en transekt från Stockholms ytterskärgård – över staden och några områden norr därom - samt vidare in i centrala Mälaren. I laboratoriet bestämdes ett antal morfologiska mått på fisken, vilka ger översiktlig information om hälsotillståndet, och muskelkött preparerades för kemiska analyser av olika föroreningar. I fisk från några områden insamlades även gallväska för analys av förekomsten av läkemedelsrester. Abborre anses vara en relativt stationär art och de halter man mäter speglar miljötilståndet i fångstområdet. Abborre är dessutom en kommersiellt och för husbehovs- och fritidsfiske viktig art och det finns ett allmänt intresse att från konsumtionssynvinkel veta vilka halter av föroreningar den innehåller.

För de flesta ämnen som undersökts förelåg en gradient med låga halter i ytterområdena i Stockholms skärgård och Mälaren och ökande halter närmare Stockholm. Höga halter av kvicksilver uppmättes i några områden bland annat Brunnsviken och Lilla Värtan. Högsta halt av tributyltenn (TBT), en tennorganisk förening uppmättes utanför Beckholmen i Stockholms ström. Ett föreslaget gränsvärde för TBT på drygt 15 µg/kg vv muskelvävnad överskrider på många platser. Osedvanligt och oväntat höga halter av PCB uppmättes i abborre från Oxundasjön. Kompletterande undersökningar med ett större material inkluderande gädda har senare bekräftat denna bild. Källan till denna PCB-kontaminering är okänd och föremål för fortsatta utredningar. Av övriga ämnen som förekom i förhöjda halter kan nämnas den fluorerade föreningen PFOS som förekom i halter runt 20 µg/kg vv i många områden, vilket är storleksordningen dubbelt upp mot kommande miljökvalitetsnorm.

I jämförelse mot äldre undersökningar utförda i början av 2000-talet har halterna av de flesta undersökta substanser minskat, kvicksilver undantaget. Det är dock vanskligt att dra långtgående slutsatser mellan två undersökningstillfällen då mellanårsvariationen kan vara betydande. Den bild som framträder är emellertid tydlig.

När det gäller fiskens hälsotillstånd kan det utifrån undersökta biomarkörer inte dras några slutsatser om negativ påverkan i föroreningsbelastade områden. Även detta är en förbättring jämfört mot tidigare undersökningar, som dock utförts med betydligt fler biomarkörer. Läkemedelsrester i gallväska detekterades i första hand i fisk från området utanför Käppalaverket och Mälaren väst om Stockholm. Ett oroande tecken är att den inflammationshämmande substansen Diklofenak och det lugnande medlet Oxazepam finns i mätbara koncentrationer i nära hälften av de fiskar som analyserats.

I områden där det sker kommersiellt fiske i ytter- och mellanskärgård samt i Mälaren kan det konstateras att halterna av undersökta substanser generellt var låga och väl under gällande gränsvärden för saluföring. Resultaten från abborre kan anses generaliserbara för annan mager stationär fisk som gädda och gös men ej för migrerande feta arter som lax, öring och strömming.

1 Inledning

Genom att mäta halter av föroreningar i stationär fisk kan en integrerad bild över miljöförhållandena i ett vattenområde tecknas. I Sverige finns det av flera skäl en tradition att använda abborre (*Perca fluviatilis*) för miljöövervakning (Sandström et al., 2005). Abborre är allmänt förekommande i svenska sötvatten med undantag för fjällkedjan samt längs Östersjökusten från Haparanda i norr ned till Blekingekusten i söder. Detta möjliggör jämförelser mellan områden. Abborre anses vidare vara en relativt stationär art (Hansson et al., 2014 och referenser däri), det vill säga den uppehåller sig större delen av sitt liv inom ett begränsat område och ger en integrerad bild av miljöförhållandena inom detta område.

Det är väl belagt att det historiskt skett en omfattande tillförsel av miljöfarliga ämnen från Stockholmsområdet till omgivande vattenområden via utsläpp från bland annat industrier, varvsverksamhet, kommunala och enskilda avlopp samt dagvatten (Bergbäck et al., 2001; Månsson & Bergbäck, 2007; Jonsson et al., 2008). Detta har också avspeglats i de föroreningshalter som uppmätts i bottensediment från olika delar av Stockholms innerskärgård och östra Mälaren (Blomqvist & Larsson, 1996; Östlund et al., 1998, Lindström et al., 2000; Sternbeck et al., 2003; Jonsson, 2010; Cato & Apler, 2011) samt i tidigare utförda fiskundersökningar (Grimås & Suárez, 1989; Lindeström, 2001; Hansson et al., 2006, Linderöth et al., 2006; Elving, 2010; Hansson et al., 2014). Under 1970- och 1980-talen översteg kvicksilverhalterna i matfisk från vattnen runt centrala Stockholm frekvent den gamla svartlistningsgränsen på 1 mg/kg färskvikt. Även i fisk som fångats runt år 2000 var kvicksilverhalten i abborre från centrala Stockholm tydligt förhöjd (Elving, 2010).

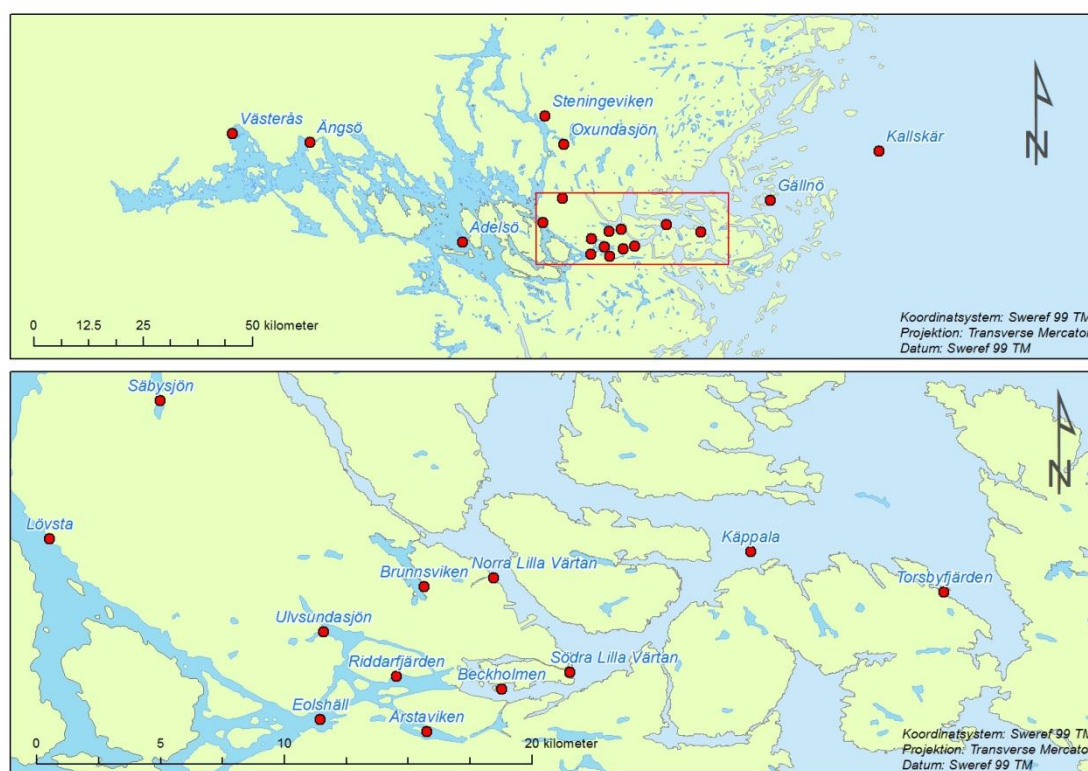
Användningen av läkemedel ökar i samhället och trots att de kommunala reningsverken idag har långtgående avloppsvattenrening så passerar en stor del av substanserna verken och transporteras ut i vattenmiljön. Läkemedelsrester har påvisats i abborrmuskel från bland annat Fyrisån, nedströms Uppsala kommunala reningsverk (Fick et al., 2011). Det har under senare tid också uppmätts relativt höga halter av ett antal läkemedel i vattnet i primärrecipienten för Stockholms reningsverk (DN, 2013). Det har även visat sig i laboratorieförsök att abborre som exponeras för lugnande medel ändrar beteende (Brodin et al., 2013).

Syftet med föreliggande undersökning har varit att belysa hur en storstadsregion som Stockholm påverkar sina omgivande vattenområden genom att mäta halter av olika föroreningar (metaller, stabila organiska ämnen och läkemedelsrester) i fisk som insamlats från ett tjugotal områden i en transekt från Stockholms ytterskärgård till centrala Mälaren. I den fisk som samlats in har även ett antal morfologiska variabler exempelvis längd, vikt, ålder och storleken på olika organ bestämts. Relationen mellan dessa variabler har enligt vedertagen metodik (NV, 1994) använts för att översiktligt bedöma hälsotillståndet hos den undersökta fisken. För att bedöma hur miljötillståndet utvecklats över tid har jämförelser gjorts med tidigare utförda undersökningar i regionen där likande metodik. För att bedöma miljöstatusen i de undersökta områdena har jämförelser gjorts med inom EU framtagna miljökvalitetsnormer och gränsvärden för saluföring relaterat till human konsumtion.

2 Metodik

2.1 Studieområde

Läget för fiskelokalerna framgår av karta i **Figur 1**. Totalt har fisk insamlats från 17 områden varav ett i ytterskärgården (Kallskär), ett i mellanskärgården (Gällnö) sex i innerskärgården (Torsbyfjärden, Käppala, Brunnsviken, norra och södra Lilla Värtan samt Beckholmen), fem i Mälaren (Riddarfjärden, Årstaviken, Ulvsundasjön, Eolshäll, Lövsta, Steningeviken och Adelsö), Oxundasjön i Upplands Väsby samt Sábysjön i Järfälla. Därutöver har fiske även genomförts med samma metodik på två lokaler i närheten av Västerås i ett separat projekt för Västerås stad (Karlsson et al., 2014), vilka ingår som jämförelsematerial i föreliggande utvärdering. Koordinater för samtliga fiskestationer redovisas i **Bilaga 1**. Vid tre av stationerna (Gällnö, Käppala och Lövsta) genomfördes en utökad provtagning inkluderande uttag av gallvätska för analys av läkemedelsrester samt leverprov för en histopatologisk undersökning.



Figur 1. Karta över studieområdet med fiskelokaler markerade.

2.2 Fiskinsamling

Cirka 25 abborrar inom längdintervallet (15-20 cm) insamlades från vartdera området genom nätfiske under perioden 27 augusti -23 oktober. Bottenstående nät med ca 20 mm maskstorlek sattes över natt på djup mellan 3 och 6 meter. Bifångsten av abborre i större respektive mindre storleksklasser var begränsad (**Fig. 2**). Andra arter som fångades som bifångst var mört, braxen, björkna, id, sarv, gärs, sik, strömming, gädda och gös (**Fig. 3**). Mörtten har kunnat utnyttjas i ett pågående forskningsprojekt rörande intersexualitet inom arten vid patologiska enheten på SLU. Kvoten mellan mört och abborre som ofta använts som indikator på trofisk status varierade på individbasis mellan noll i ytterskärgården och Säbysjön till cirka tre på några av Mälarlokalerna. På biomassbasis anses en kvot över tio sammanvägt över alla storleksklasser spegla näringsrika förhållanden. Vattentemperaturen sjönk från 18 till 8° grader under fiskeperioden. Det fanns en gradient i siktdjup från sex meter i ytterskärgården till ca 1 m på vissa Mälarlokaler. I **Tabell 1** visas en stationsvis sammanställning över fiskeinsatsen.



Figur 2. Sortering av abborrfångst vid Kallskär 25 augusti, i mitten längdklass 15-20 cm, till vänster < 15 cm, till höger >20 cm.



Figur 3. Abborre, mört, gärs, strömming och sik fångad utanför Käppala.

Tabell 1. Stationsvis sammanställning av primärdata från fiskeinsatsen.

Område	Fiskeperiod	Vattentemperatur (°C)	Siktdjup (m)	Fångade arter	Kvot mört/ abborre	Salinitet
Kallskär	27-28/8	17	6	abborre, strömming	0	6
Gällnö	28-29/8, 9-10/9	18-17	5,5-4,5	abborre, mört, strömming	0,5	5
Torsbyfjärden	28-29/8,	17	3-3,5	abborre, mört	0,5	4
Käppala	29/8-30/8, 10-11/9	16	2,5-3,5	abborre, mört, braxen, gärs	2	3
Brunnsviken	2-3/9	15	2,5	abborre, mört, braxen gärs	0,5	3
Norra Lilla Värtan	8-9/10	10	3	abborre, mört, gärs, braxen, björkna, strömming	2	3
Södra Lilla Värtan	29-30/8	15	2,5	abborre, mört, gärs, björkna, braxen, gös	1	3
Beckholmen	29-30/8	15	3	abborre, mört, gärs, sik, strömming	1	3
Riddarfjärden	30-31/8, 20-21/10	19	2,5	abborre, mört, braxen gös	2	0
Årstaviken	30-31/8	19	2,5	abborre, mört, braxen	3	0
Ulvsundasjön	30-31/8, 20-21/10	19	2,5	abborre, mört, gös	3	0
Eolshäll	20-21/10	10	2,5	abborre, mört, gädda gärs, braxen	2,5	0
Lövsta	11-12/9	18	3	abborre, mört, gärs, braxen	2	0
Steningeviken	9-10/10	11	2			0
Adelsö	30/9-1/10	12	2,5	abborre, mört, braxen	2	0
Ängsö	22-23/10	8	1,5	abborre, mört, braxen gös	2	0
Västerås	22-23/10	7,5	1	abborre, mört, gös, braxen, id	3	0
Säbysjön	25-26/9	10	> 2,5*	abborre, sutare	0	0
Oxundasjön	9-10/10	10	2	abborre, mört, sarv, gädda	3	0

* siktdjupet > maxdjupet

2.3 Uttag av gallvätska och leverprov för histopatologisk undersökning

I samband med provfisket på tre lokaler, valdes 10 stycken större levande abborrar inom längdintervallet 20-25 cm ut, för provtagning av lever och galla. Fiskarna fördes över till en balja med en tillräcklig mängd MS 222 tillsatt för att bedöva fiskarna helt. När tonus i musklerna försvunnit bedövades fiskarna än mer genom ett slag mot huvudet. Därefter öppnades buken snabbt och gallblåsan tömdes på vätska med en nålförsedd spruta vars innehåll snabbt överfördes till 1 ml diklormetan i ett provrör. Därefter fripreparerades levern snabbt och delades i två delar som antingen fixerades i formalin eller frystes ned för senare analyser.

2.4 Preparering och bestämning av morfologiska mått

I samband med att fisken plockades ur näten gjordes noteringar om eventuella yttre tecken på skador, deformationer, fenerosion förekomst av parasiter etc. Fisken frystes därefter in hel antingen direkt på fångstplatsen eller efter transport till IVLs laboratorium. På laboratoriet tinades fisken och inspekterades återigen visuellt efter yttre tecken på skada varefter den dissekerades och analyserades med avseende på följande variabler:

- grundläggande morfologiska parametrar (längd, vikt, konditionsfaktor)
- avgiftningssystemets status (leverstorlek)
- kön och könsstadium samt gonadvikt
- ålder och tillväxt (tillbakaräkning på gällock).
- yttre tecken på skada av gälar, lever och njure

Konditionsfaktorn (CF) beräknas utifrån vikt och längd och beskriver fiskens kroppsform. Ett högt värde tyder på en kraftig muskulatur och/eller fettansättning. Konditionsfaktorn speglar normalt födotillgången, men avvikande värden kan även tyda på någon form av störning i den metaboliska aktiviteten eller dess reglering.

Genomsnittlig tillväxt (cm/år) beräknas från kvoten mellan längd och ålder. Avvikande värden (snabbare/långsammare tillväxt) kan tyda på påverkan från hormonellt aktiva ämnen alternativt att tillgången på föda och/eller att vattentemperaturen är avvikande

Leversomatiskt index (LSI) beräknas på basis av fiskens somatiska vikt (totalvikt minus inälvornas vikt) och dess levervikt och anger lever/kroppsförhållandet. I levern upplagras reservnäring i form av lipider (fett) och glykogen, som kan utgöra en relativt stor del av leverns vikt och påverkar därmed LSI-värdet. Avvikande värden (förstorade/förminskade lever) kan tyda på någon form av påverkan från toxiska ämnen.

Gonadsomatiskt index (GSI) beräknas på basis av fiskens somatiska vikt och gonadvikt och anger gonad/kroppsförhållandet. Ett GSI-värde större än 1 anses betyda att individen kommer att vara mogen för följande leksäsong. Avvikelser i könsmodningsgrad kan tyda på påverkan av hormonella ämnen som är potentiellt reproduktionshämmande.

Könskvot, d.v.s. fördelningen mellan hanar och honor utgör också en indikation på förekomst av hormonstörande ämnen. Normalt ligger könskvoten nära 1.

För att man skall kunna tolka observerade avvikelser i undersökningar koncentrerade till morfologiska mått krävs kunskaper om hur den valda modellarten reagerar på olika naturliga miljöfaktorer. För abborre har föreslagits en responsmodell, baserad på data från i huvudsak kustvatten, som beskriver livshistoria samt kunskaper om hur de använda biomarkörerna reagerar i olika situationer (Sandström et al., 2005). Denna modell beskriver hur förändringar på individnivå indikerar olika typer av stress och sammanfattas på nästa sida:

- snabbare tillväxt, bättre kondition, större lever, tidigare könsmodnad och ökad gonadstorlek indikerar övergödning (om födan är begränsad) alternativt ökad temperatur (inom rimliga gränser i förhållande till fiskens optima). Detta responsmönster stämmer med livshistorieteorin.
- snabbare tillväxt, bättre kondition, större lever, senare könsmodnad och minskad gonadstorlek indikerar exponering för toxiska/endokrint aktiva ämnen. Denna respons stämmer inte med livshistorieteorin, eftersom snabbare tillväxt bör resultera i tidigare könsmodnad och större gonader. Ökad energianvändning för tillväxt och kondition och minskad allokering till fortplantning bör tolkas som en metabolismstörning.
- långsammare tillväxt, sämre kondition, mindre lever, senare könsmodnad och minskad gonadstorlek indikerar allvarlig toxisk exponering, om födo- och temperaturförhållandena är konstanta. Detta är en stark indikation på att ekosystemet riskerar att skadas.

Därefter preparerades muskelprov fram och bereddes till homogenat i olika burkar representerande olika kategorier av analyser. Från varje område bereddes tre samlingsprov. Samlingsproverna utgjordes i sin tur av muskelkött från i genomsnitt 6-7 abborrindivider.

2.5 Kemiska analyser

2.5.1 Haltbestämningar i muskel

I projektet har kemiska analyser utförts på muskelvävnad. Skälet till detta är att de gränsvärden och miljökvalitetsnormer som gäller inom EU företrädesvis gäller för halter i muskel. Ur ett folkhälsoperspektiv är det också relevant att studera halter i muskel eftersom det vanligtvis är denna vävnad som konsumeras. För att belysa exponering för specifika substanser är det emellertid ibland mer relevant att undersöka halter i andra organ exempelvis lever och gallvätska. I Sverige finns exempelvis en tradition inom miljöövervakningen att bestämma halter av metaller (kvikksilver undantaget) i lever.

Kemiska analyser utfördes på IVLs laboratorier i Göteborg och Stockholm varvid halter av följande ämnen/ämnesgrupper i muskel bestämdes:

Metaller (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) finns naturligt i miljön, men kan också tillföras via antropogena utsläpp, från t.ex. industri, trafik, förbränning, jordbruk och andra källor. flera metaller är essentiella för organismer, medan andra anses vara skadliga. Även de essentiella metallerna kan ha toxiska effekter i höga koncentrationer. Kvikksilver, kadmium och bly är speciellt välkända för sina toxiska egenskaper för människor och djur. Utsläppen av metaller har generellt minskat under senare år.

PAH:er (15 st.) (Polycykliska Aromatiska Kolväten) används som mjukgörare i gummi och bildas även vid förbränning av organiskt material. De främsta källorna för PAH till miljön är småskalig förbränning, slitage av bildäck, avgaser samt gummitillverkning. Användningen av PAH i däcktillverkning är sedan 2010 reglerad. PAH är stabila, långlivade, fettlösliga, har en förmåga att påverka DNA i cellkärnan och är cancerframkallande. Många organismer kan omvandla PAH, men nedbrytningsprodukterna kan vara farligare än det ursprungliga ämnet.

PCB:er (7st. indikatorkongener) (polyklorerade bifenyl) är ett samlingsnamn för drygt 200 ämnen som har använts som industrikemikalier. Tidigare användes PCB i transformatorer, kondensatorer, färger samt i fogmassor i hus men har sedan 1970-talet varit förbjudet i Sverige. PCB:er är mycket stabila, fettlösliga, giftiga och ackumuleras upp i näringskedjan samt har visat sig påverka immunförsvar, fortplantning och är cancerframkallande. Trots förbudet återfinns PCB i miljön än idag på grund av dess svårnedbytbara egenskaper.

Klorerade pesticider DDT användes som bekämpningsmedel, men blev på 1970-talet förbjudet i Sverige. DDT används dock än idag i tropiska områden för att minska spridningen av insektsburna sjukdomar som malaria. DDT är långlivat i miljön och tenderar att ackumuleras i organismer. Hexaklorcyklohexan (HCH) är en grupp av organiska föreningar som framställts som pesticider och insekticider. HCH har använts globalt sedan de introducerades på 1940-talet. Användningen av HCH är idag begränsad. HCH är svårnedbrytbar, flyktig, bioackumulerande samt giftigt för marina miljöer. Klordaner är en blandning av över 120 liknande ämnen och är framtagna som pesticider. Klordaner är fettlösliga, bioackumulerande, mycket giftiga för marint liv och

anses ha hormonstörande och cancerogena egenskaper. Klordaner i pesticider förbjöds redan 1981 i EU. Halveringstiden för klordaner i miljön är 10-20 år.

Hexaklorbensen (HCB) användes tidigare i produktionen av aluminium, gummi, svampmedel och i träimpregnering, men är sedan 1980 förbjudet i Sverige. Idag kan HCB bildas som en bioprodukt vid produktion av kemikalier och bekämpningsmedel. HCB är långlivat i miljön och är giftig för vattenlevande organismer.

Hexaklorbutadien (HCBd) bildas vid produktionen av andra klorerade ämnen, samt används som lösningsmedel, hydraulvätska och används vid gummitillverkning. HCBd är cancerframkallande och är skadligt för vattenlevande organismer. Produktionen av HCBd förbjöds i Europa på 1970-talet.

Bromerade flamskyddsmedel (6 st. PBDE indikator-kongener, BDE-209 och HBCDD) används i många material (kretskort, kablar, textilier, olika plastmaterial etc.) för att förhindra antändningen samt minska brandspridningen. Användningen av PBDE och HBCDD är numera reglerad. Bromerade flamskyddsmedel är generellt svårnedbrytbara, bioackumulerande men giftigheten varierar, där vissa anses vara hälsoskadliga.

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

På externa laboratorier utfördes även analyser av:

Tributyltenn (TBT) är en tennorganisk förening som främst använts som biocid i båtbottnfärger och träskyddsmedel men även som stabiliseringsmedel i mjukplast. Användningen av tributyltenn (TBT) som biocid har förbjudits medan andra tennorganiska föreningar fortfarande används främst som stabilisatorer i plaster. Tennorganiska föreningar är generellt miljö- och hälsofarliga, då de har hormonstörande, reproduktionsstörande egenskaper samt mutagena effekter vid mycket låga koncentrationer.

Dioxiner och furaner PCDD/Fs är en grupp ämnen som oavsiktligt bildas som biprodukter vid olika processer, främst inom kemikalieindustrin och vid förbränning. Dioxiner och furaner är fettlösliga, svårnedbrytbara och ett tiotal är mycket giftiga. Dessa ämnen kan försämra immunförsvaret, påverka fortplantning och utveckling samt orsaka cancer. Eftersom dioxiner och furaner är fettlösliga tenderar de att ackumuleras uppåt i näringskedjan. Förekomsten av dioxiner och furaner i fet Östersjöfisk exempelvis lax och strömming begränsar möjligheterna till saluföring av dessa arter inom EU och att det finns särskilda kostråd med rekommendationer om maximal konsumtion för olika befolkningsgrupper.

Muskelprover för Hg-analys uppslöt i en blandning av koncentrerad $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{SO}_4$ med återloppskokning. För att säkerställa fullständig oxidation till Hg(II) behandlades

provet dessutom med BrCl, och späddes sedan med SQ-vatten (Brosset, 1987). Därefter reduceras kvicksilvret till Hg⁰ med SnCl₂ och samlas upp på guldfälla genom ”purge-and-trapmetod” med N₂ som bärgas följt av dubbel guld-amalgamering (Fitzgerald & Gill, 1979), och detektering med Cold Vapour Atomic Fluorescence Spectroscopy (CVAFS) Tekran model 2500 mercury detector (US-EPA, 1999). Detektionsgränsen, LOD, för analysen är 0.04 ng/g. Kvantifieringsgränsen, LOQ, för analysen är 0,1 ng/g. Metoden är ackrediterad av SWEDAC enligt ISO/IEC 17025.

Muskelprover för övriga metaller vägdes in i teflonbehållare. Till behållaren tillsattes salpetersyra och, i de fall det krävdes, väteperoxid. Provet kokades i slutet kärl i mikrovågsugn under temperatur- och tryckkontroll. Efter kokning överfördes lösningen till syradiskat provrör och späddes till känd volym. Provet analyserades därefter på ICP-QMS (*Inductively Coupled Plasma – Quadropole Mass Spectrometry*) med interferenseliminering genom kollisioncell med helium.

10 g fiskmuskel vägdes in för bestämning av PAH. En internstandard sattes till provet som därefter upprepade gånger extraherades först med aceton och därefter med en blandning av pentan/dietyler. Extraktionen genomfördes i ett ultraljudsbad. De sammanslagna extrakten tillsattes vatten och en organfas separerades. Provet hydrolyserades med en kaliumhydroxidlösning. Organfasen fraktionerades därefter på kiselgelkolonn och en PAH fraktion uppsamlades. PAH-fraktionen fördes över till ett mer polärt lösningsmedel och analyserna utfördes på en vätskekromatograf med fluorescensdetektor. Analyskolonnen var en C18 specialkolonn för PAH av märket Chrompack. Kolonnen eluerades med acetonitril/vatten i en gradient. Proverna analyserades med större injektionsvolym än den ackrediterade metoden för lägre kvantifieringsgräns. De olika PAH komponenterna identifierades och kvantifierades med hjälp av en certifierad standardblandning. Utbytena korrigerades med hjälp av internstandard.

5-10 g fisk vägdes in för bestämning av PCB, klorerade pesticider och bromerade flamskyddsmedel. Internstandard bestående av olika PCB:er och pesticider sattes till provet som därefter upprepade gånger extraherades, först med aceton och därefter med en blandning av pentan/dietyler. Extraktionen genomfördes med ultraljud. De sammanslagna extrakten tillsattes vatten och en organfas separerades. Provet behandlades därefter med svavelsyra varefter det fraktionerades på aluminiumoxidkolonn. Tre fraktioner uppsamlades, en PCB och två pesticidfraktioner, vilka indunstades och analyserades. Före analysen tillsattes insprutningsstandard till de respektive fraktionerna.

Analysen utfördes på en gaskromatograf försedd med elektroninfångningsdetektor (ECD). Analyskolonnen var en 50 m lång kapillärkolonn (CP-sil 8CB från Chrompack). De olika PCB komponenterna och pesticiderna kvantifierades med hjälp av internstandard och en certifierad standardblandning. Utbytet beräknades med hjälp av insprutningsstandarden. Som kvalitetskontroll analyserades även en referensblandning samt ett certifierat referensmaterial. Den tidigare nämnda PCB fraktionen analyserades även på hexaklorbutadien med hjälp av GC-MS-MS i MRM mod (gaskromatograf kopplad till tandemmasspektrometer). Internstandard var ¹³C₆-pentaklorbensenen. En av de tidigare nämnda pesticidfraktionerna analyserades även på BDE-209 med gaskromatograf med ECD-detektor och en kort (10 m) kapillärkolonn. IVL är Swedac

ackrediterad för analys av PAH och PCB i biota och medverkar regelbundet i interkalibreringar regelbundet (såsom NCP III 7), vilken inkluderar även klorerade pesticider och bromerade flamskyddsmedel.

Extraktionsmetoden för PFOS i fisk baseras på Powley et al. (2005). Homogenat från fiskvävnader (cirka 1-2 g) förvaras i acetonitril tills extraktion. Vid extraktion tillsätts internstandard och proven extraheras i ultraljudsbad. Den kombinerade organiska lösningsmedelsfasen indunstas med kvävgas och värme. Extraktet renas vidare med grafitiserat kol varefter ammoniumacetat i vatten tillsätts. PFOS-proverna analyseras med "high performance liquid chromatography" (HPLC) kopplat till en masspektrometer.

TBT-analyser utfördes vid ALS Scandinavia i Täby medan analyser av halter av PCDD/Fs utfördes vid Krakows tekniska universitet i Polen.

2.5.2 Läkemedel ur fiskgalla

Det ursprungliga gallprovet löst i diklormetan (DCM) överfördes till ett provrör av polypropylen (PP). Provet spikades med isotopmärkt Carbamazepine- $^{13}\text{C}^{15}\text{N}$ samt deuterium märkt Ibuprofen- D_3 . Till provet tillfördes även en liten mängd mättad natriumklorid lösning (NaCl). Därefter extraherades provet två gånger med DCM med hjälp av ultraljuds bad och skakning. Efter centrifugering överfördes organfasen till ett nytt provrör och indunstades till torrhet under kvävgas vid 40°C . Gallfasen sparades för vidare bestämning av förekomsten av konjugerade läkemedelrester. Efter indunstningen återlöstes provet i 0.5 ml metanol:vatten (1:1) och centrifugerades innan det överfördes till vial för en första slutbestämning.

Efter slutbestämningen av förekomsten av icke konjugerade läkemedelsrester sammanfördes provextraktet med den sparade gallfasen från den tidigare upparbetningen. Det sammanslagna provet indunstades under kvävgas vid 40°C tills att all metanol (MeOH) avgått. Provet pH reglerades till pH 5 med hjälp av en tillsatts av en natriumacetat buffert. Därefter tillsattes enzymet β -glukuronidas (H-3 AF, Helix pomatia, Sigma-Aldrich) till provet följt av inkubering över natt vid 37°C . Därefter extraherades provet två gånger med DCM med hjälp av ultraljuds bad och skakning. Efter centrifugering överfördes organfasen till ett nytt provrör och indunstades till torrhet under kvävgas vid 40°C . Efter indunstningen återlöstes provet i 0.5 ml MeOH:vatten (1:1) och centrifugerades innan det överfördes till vial för en andra slutbestämning.

Slutbestämningen av mängden läkemedel i proven utfördes på en binary liquid chromatography (UFLC) system med auto injektion (Shimadzu, Japan). Den kromatografiska separationen genomfördes med gradient eluering på en C18 reversed phased kolonn (dimension 50 x 3 mm, $2.5\ \mu\text{m}$ partikelstorlek) (X Bridge, Waters) vid en temperatur på 35°C och ett flöde på 0.3 ml/minut. Mobilfasen bestod av 10 mM Ättiksyra i vatten (A) samt Metanol (B).

UFLC-systemet var kopplat till en API 4000 triple quadrupole (MS/MS) (Applied Biosystems) med en electrospray ionization interface (ESI) som kördes i positiv samt negativ mode.

De läkemedelssubstanser som eftersöktes i fiskens gallvätska och deras medicinska funktion framgår av **Tabell 2**.

Tabell 2. *Läkemedel som analyserats i fiskens gallvätska och deras medicinska användningsområde.*

Substans	Verkningssätt
Diklofenak	Inflammationshämmande
Ibuprofen	Inflammationshämmande
Oxazepam	Lugnande
Karbamazepin	Lugnande
Propranolol	Blodtryckssänkande
Bisoprolol	Blodtryckssänkande
Sertralin	Antidepressiv
Ketoconazol	Antisvampmedel

2.5.3 Histopatologisk undersökning av leversnitt

Den histopatologiska undersökningen utfördes på SLU Aqua i Uppsala under ledning av professor Leif Norrgren. Formalinfixerade leverbitar från de fiskar som gallprov tagits på bäddades in i paraffinblock. Ultratunna skivor snittades med mikrotom och färgades in med flera olika fixeringsvätskor. Snitten undersöktes sedan i mikroskop och eventuella cellförändringar noterades. De förändringar som studerades var

- Vakuolisering bestående av främst lipider i de enskilda cellerna
- Hepatocyternas form och storlek
- Förekomst av melanomakrofag center (MMC)
- Hydroptisk degeneration av celler
- Tumörer
- Parasitcystor
- Inflammerade områden
- Nekrotiska områden som indikerar celldöd

2.6 Utvärdering

För vissa av de undersökta ämnena finns gränsvärden för saluföring och/eller befintliga eller kommande miljö kvalitetsnormer för värdering av kemisk status i akvatiska ekosystem, vilka framgår av **Tabell 3**. I förekommande fall har uppmätta halter i fisken från fångstområdena jämförts mot dessa.

Tabell 3. Gränsvärden för saluföring för vissa främmande ämnen i fisk enligt EG förordning 1881/2006 samt antagna eller kommande miljö kvalitetsnormer (HVMFS 2014:XX) enligt EU 2013/39, vv = våtvikt.

Ämne	Gränsvärde	Referens	Miljö kvalitetsnorm	Referens
Bly	0,30 mg/kg vv muskel	EG förordning 1881/2006		
Kadmium	0,050 mg/kg vv muskel	EG förordning 1881/2006		
Kvicksilver	0,5 mg/kg vv muskel*	EG förordning 1881/2006	20 µg/kg vv	EU 2013/39
Bensapyren (en PAH-förening)	2,0 µg/kg vv muskel	EG förordning 1881/2006	5 µg/kg vv	EU 2013/39
PCDD/Fs	3,5 pg TEQ/ g vv muskel (6,5 pg TEQ/g vv*****)	EG förordning 1259/2011	6,5 pg TEQ/ g vv*****	EU 2013/39
Summa PCB-6**	125/75 µg/kg vv muskel***	EG förordning 1259/2011		
HCB			10 µg/kg vv	EU 2013/39
HCBD			55 µg/kg vv	EU 2013/39
SummaPBDE-6****			0,0085 µg/kg vv	EU 2013/39
HBCDD			167 µg/kg vv	EU 2013/39
PFOS			9,1 µg/kg vv	EU 2013/39
TBT	15,2 µg/kg vv muskel	EC, 2005		

* för gädda och ål gäller 1,0 mg/kg vv

** Summan av kongenerna 28, 52, 101, 138, 153, 180

*** 125 i sötvatten, 75 i saltvatten

**** Summan av kongenerna 28, 47, 99, 100, 153 och 154

*****Inkluderar dioxinlika plana PCB-er

För kvicksilver finns det samband mellan fiskens storlek/ålder och dess kvicksilverinnehåll som gör det möjligt att, med hjälp av ett normeringsförfarande beskrivet i Meili et al. (2004) räkna om halter från fisk av godtycklig storlek till en referensnivå. I den här studien har omräkning huvudsakligen utförts för den fångade abborren inom intervallet 50-100 g till typisk konsumtionsstorlek (3-hektos fisk).

I och med att det från varje fångstområde analyserats ett triplikat av samlingsprover har det varit möjligt att beräkna ett spridningsmått och konfidensintervall för

uppmätta halter av olika substanser under antagandet att de är normalfördelade. Vi har efter samråd med statistisk expertis vid Statens Veterinärmedicinska Anstalt valt att redovisa 95 procents konfidensintervall baserat på så kallad global standardavvikelse, vilket i princip innebär att den genomsnittliga standardavvikelsen för alla fångstområden för respektive haltvariabel varit utgångspunkten, vilket motiveras av att antalet frihetsgrader annars skulle ha blivit för litet för en meningsfull analys. Även när det gäller morfologiska variabler, vilka baserats på individanalyser (i regel cirka 20 fiskar per område) har vi beräknat spridningsmått under antagande om normalfördelning. Här har vi dock använt oss av den individuella standardavvikelsen från respektive lokal då antalet frihetsgrader bedömts vara tillräckligt stort.

IVL är nationell datavärd för miljöövervakning i biota. Uppmätta halter i föreliggande studie har där det bedömts relevant jämförts med medelvärden från miljöövervakningsdata för abborre från kustområden och sötvatten från den senaste 10 års-perioden. De jämförelsevärden som i resultatkapitlet redovisas som nationellt medel sötvatten respektive hav är hämtade från denna databas.

3 Resultat och diskussion

3.1 Föroreningshalter i muskel

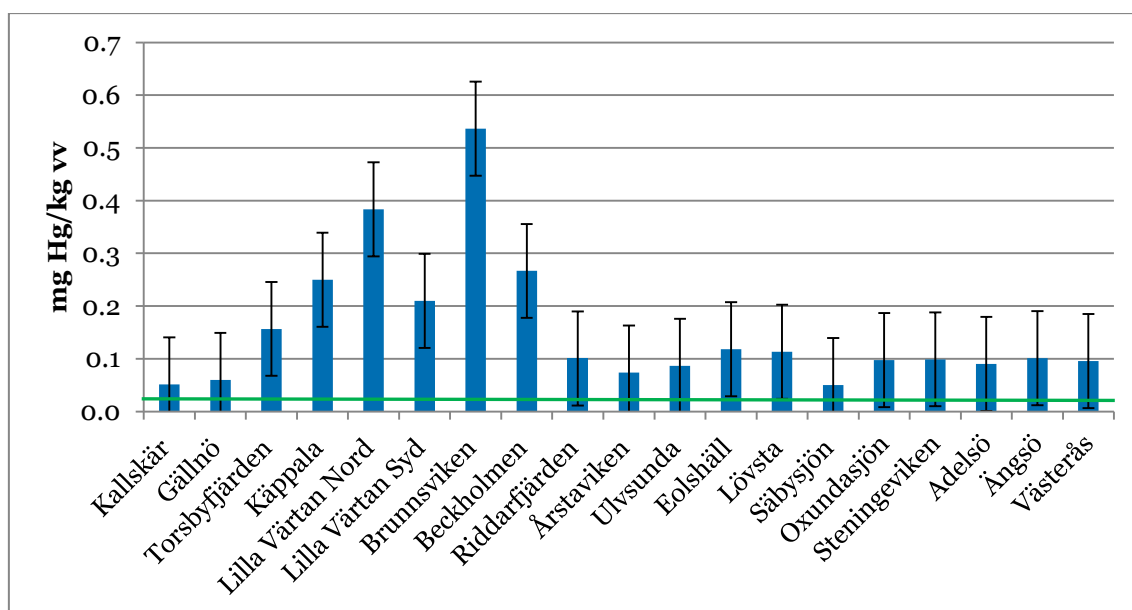
Primärdata från undersökningen av halter av olika ämnen i abborrmuskel finns tillgängliga att hämta hem från den nationella databasen för miljögifter och metaller i biologiskt material och nås via följande hemsida:

<http://www.ivl.se/tjanster/datavardskap/miljogifteribiologisktmaterialochscreening/databasmiljogifter.4.7df4c4e812d2da6a416800028701.html>

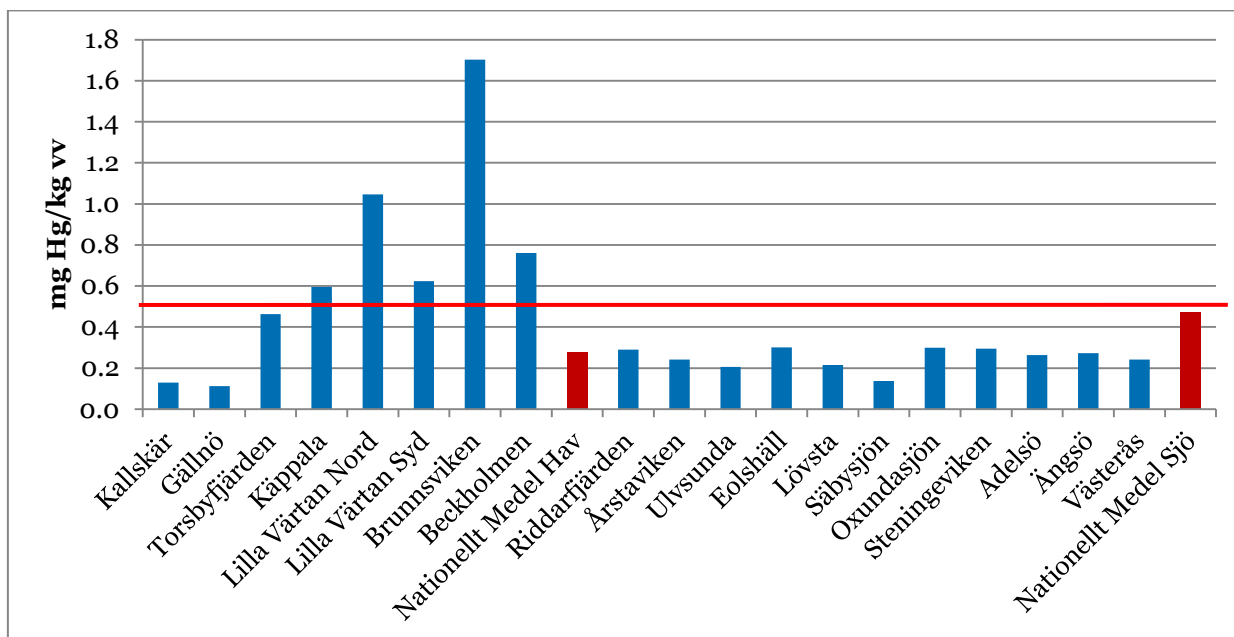
3.1.1 Metaller

3.1.1.1 Kvicksilver (Hg)

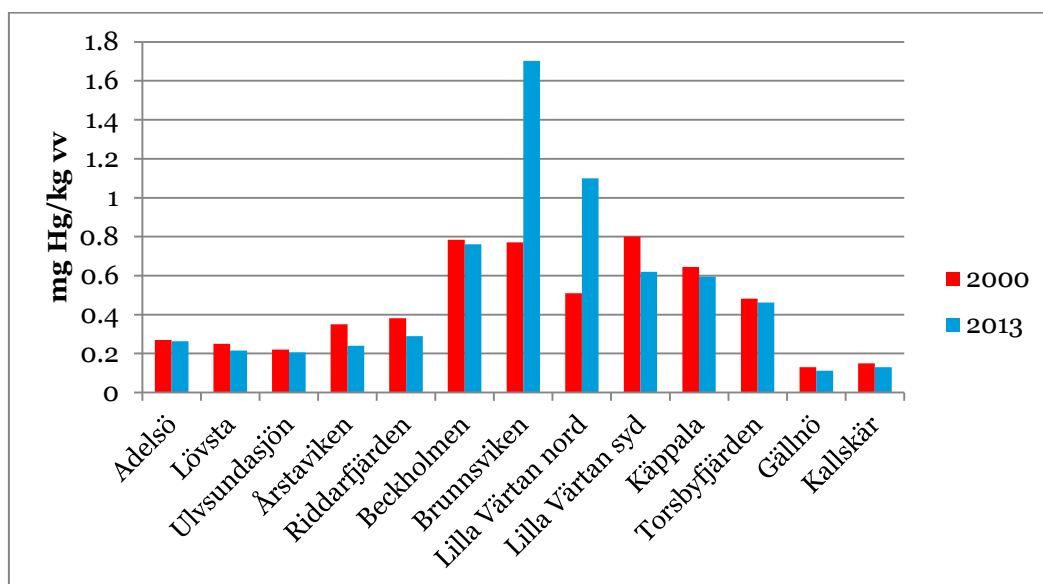
I **Figur 4** redovisas uppmätta Hg-halter i fiskmuskel i en transekt från Stockholms ytterskärgård till centrala Mälaren och i **Figur 5** redovisas motsvarande halter normerade till tre-hektos abborre. I **Figur 6** jämförs uppmätta Hg-halter 2013 mot motsvarande halter i fisk som fångades år 2000.



Figur 4. Uppmätta halter av kvicksilver (Hg) i en transekt från Stockholms ytterskärgård till centrala Mälaren. Miljö kvalitetsnormen (0,02 mg/kg ww, grön) markerat. Felstaplar indikerar 95 % konfidensintervall.



Figur 5. Normerade Hg-halter till konsumtionsfisk (trehektos abborre) i en transekt från Stockholms ytterskärgård till centrala Mälaren samt nationella medelvärden. Gränsvärde för saluföring (0,5 mg/kg vv) rödmarkerat.



Figur 6. Jämförelse mellan normerade Hg-halter i tre-hektos abborre från år 2000 (Data från Elving, 2010) respektive 2013 (föreliggande undersökning).

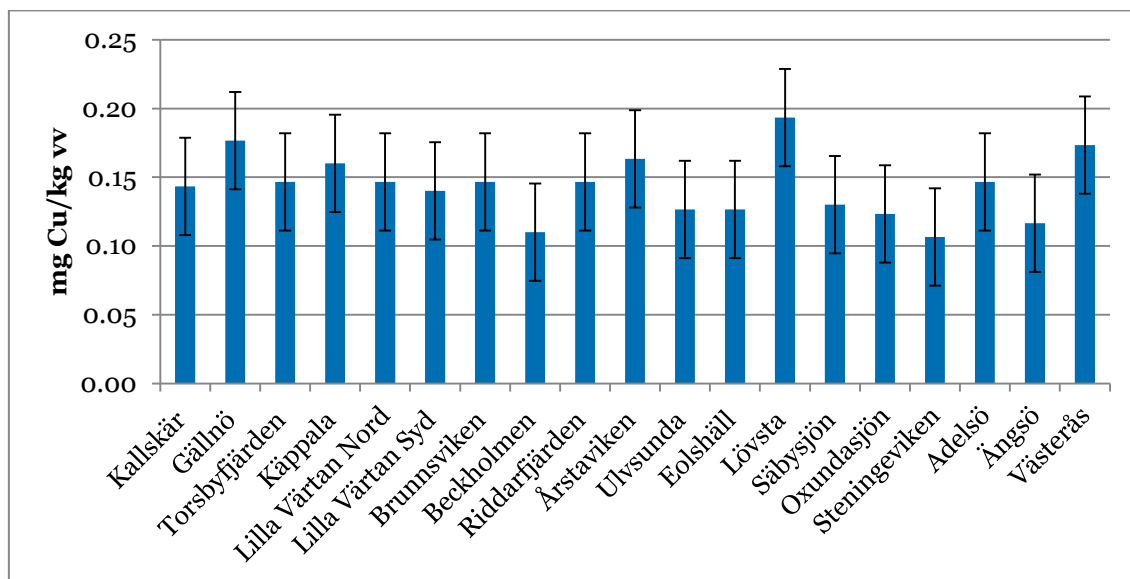
Från uppmätta Hg-data (**Fig. 4**) kan det konstateras att det förelåg en tydlig gradient på saltsjösidan med ökande halter in mot centrala Stockholm. Högst halter uppmättes i fisk från Strömmen, Lilla Värtan och Brunnsviken. Det är väl känt att det område historiskt har belastats med kvicksilver från bland annat kokshanteringen vid Värtaverket och varvsverksamheten vid Beckholmen (Bergbäck et al., 2001). På Mälarsidan förelåg inte samma gradient men något högre halter närmare Stockholm kan skönjas. Hg-halten var högre än miljökvalitetsnormen i alla undersökta områden, vilket den för övrigt är i praktiskt taget alla svenska vattenförekomster. Orsaken är att normen är satt på en nivå som ligger väsentligt lägre än vad som anses utgöra ett bakgrundsvärde (0, 20 mg/kg) för svenska förhållanden.

Den till konsumtionsfiskstorlek normerade Hg-halten (**Fig. 5**) låg med betryggande marginal under gällande gränsvärde för saluföring i alla områden där det förekommer kommersiellt fiske (mellanskärgården, ytterskärgården och centrala Mälaren). I provtagningslokalerna från Stockholms innerskärgård överskreds däremot gränsvärdet med högst halter i Brunnsviken (1,7 mg/kg vv).

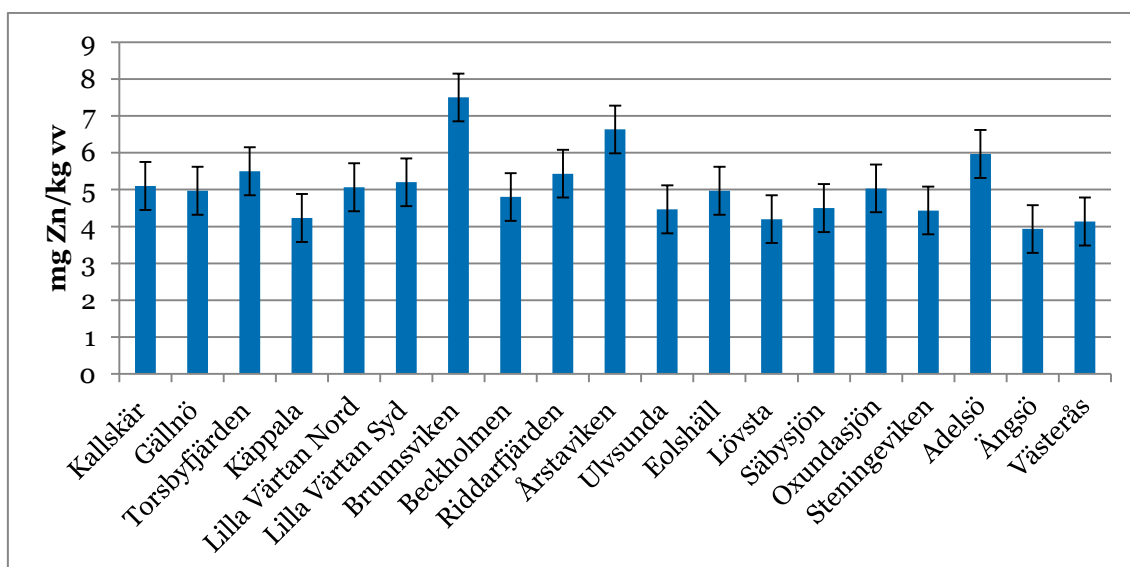
Generellt låg Hg-halterna på samma nivå eller något lägre 2013 som 2000 (**Fig. 6**). I Brunnsviken och norra Lilla Värtan synes dock Hg-halterna i fisk ha ökat. Det är osannolikt att belastningen av Hg skulle ha ökat till dessa områden under senare år. Om den påvisade ökningen skulle visa sig vara reell är det mer troligt att den beror av ändrade biogeokemiska förhållanden exempelvis förbättrade syreförhållanden. Detta har i andra sammanhang visat sig kunna leda till ökande Hg-halter i fisk (Lindeström, 1988) och genom laboratorieförsök visat sig kunna förklaras med att gynnsamma betingelser för metylering uppstår i sediment/vatten-system med låga syrgashalter men där sulfidbildningen ej är tillräckligt stor för att hämma metyleringen (Regnell & Ewald, 1991). Det är belagt att syreförhållandena generellt förbättrats längs bottnarna i Stockholms innerskärgård under senare år (Karlsson et al., 2010) men mera oklart om så är fallet i Brunnsviken. Pumpning av vatten i syfte att öka vattenomsättningen och förbättra syrgasförhållanden har emellertid utförts till och från under senare år (Portin, 2011).

3.1.1.2 Koppar (Cu) och zink (Zn)

Av **Figur 7** och **Figur 8** framgår att Cu och Zn förekom i detekterbara halter i alla undersökta områden, att halterna var förhållandevis lika fördelade inom undersökningsområdet. Koppar och zink är för fisk, liksom för, såvitt känt är, alla livsformer essentiella spårämnen. Vuxen fisk kan reglera upptaget av dessa ämnen och de halter man mäter i muskel speglar inte nödvändigtvis en exponeringssituation, vilket kan förklara varför halterna av dessa var ungefärligen lika sinsemellan undersökningslokalerna. I Västeråsfjärden är halterna av koppar och zink i sedimenten relativt höga (Jonsson, 2012) men halterna i fisken var samma nivå som övriga lokaler. Även i lever var halterna av Cu och Zn på samma nivå som i referensområdet Ängsö (Viktor et al., 2014), vilket ytterligare understryker att fisk kan reglera sitt upptag av dessa ämnen



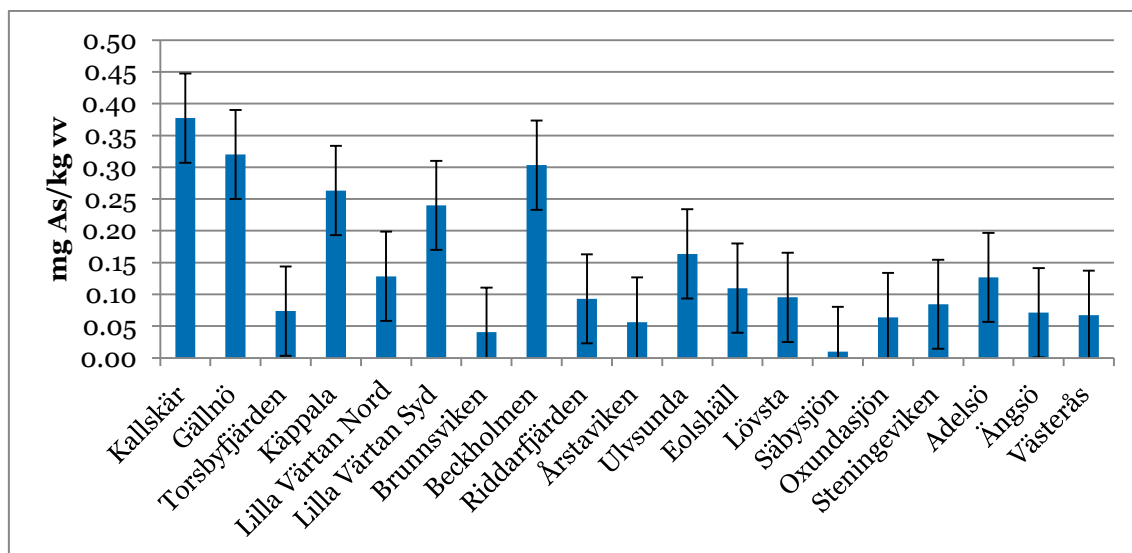
Figur 7. Uppmätta halter av koppar (Cu) i undersökningsområdet. Felstaplar indikerar 95 % konfidensintervall.



Figur 8. Uppmätta halter av zink (Zn) i undersökningsområdet. Felstaplar indikerar 95 % konfidensintervall.

3.1.1.3 Arsenik (As)

För arsenik kunde man en skönja en gradient med avtagande halter från öst till väst (**Fig. 9**).



Figur 9. Uppmätta halter av arsenik (As) i undersökningsområdet. Felstaplar indikerar 95 % konfidensintervall.

Halten av arsenik var till skillnad från flertalet övriga metaller (Cd, Cr, Ni, Pb) detekterbar i fiskmuskel och ökade i fisken ju längre ut i skärgården man kom (**Fig. 9**). Detta skulle kunna förklaras med att de yttre stationerna i högre grad påverkas av utsjövatten från Bottniska viken där As-halterna generellt är högre (Borg & Jonsson 1996; Cato & Apler, 2011). Olika oorganiska former av arsenik är ett välkänt gift som kan ge allvarliga effekter vid både akut och kronisk exponering. De organiska arsenikföreningar som förekommer i fisk och skaldjur har låg toxicitet och utsöndras snabbt i urinen. De anses därför inte utgöra något hälsoproblem (Institutet för miljömedicin, www.ki.se/IMM).

3.1.1.4 Övriga metaller

Övriga undersökta metallhalter (Cd, Cr, Ni och Pb kunde inte detekteras) i fiskmuskel från undersökningsområdet. Rapporteringsgränser och förekommande gränsvärden för saluföring framgår av **Tabell 4**. För kadmium och bly finns gränsvärden för saluföring på 0,05 respektive 0,30 mg/kg vv. Inget av dessa ämnen kunde detekteras i fiskmuskel. Rapporteringsgränsen var 0,002 mg/kg vv för Cd respektive 0,05 mg/kg vv för Pb. Det finns således betryggande marginaler till dessa gränsvärden för abborre från hela undersökningsområdet.

Tabell 4. Mindre än värden för de metallhalter som understeg analysmetodens rapporteringsgräns jämförda mot förekommande gränsvärden (EU 1881/2006).

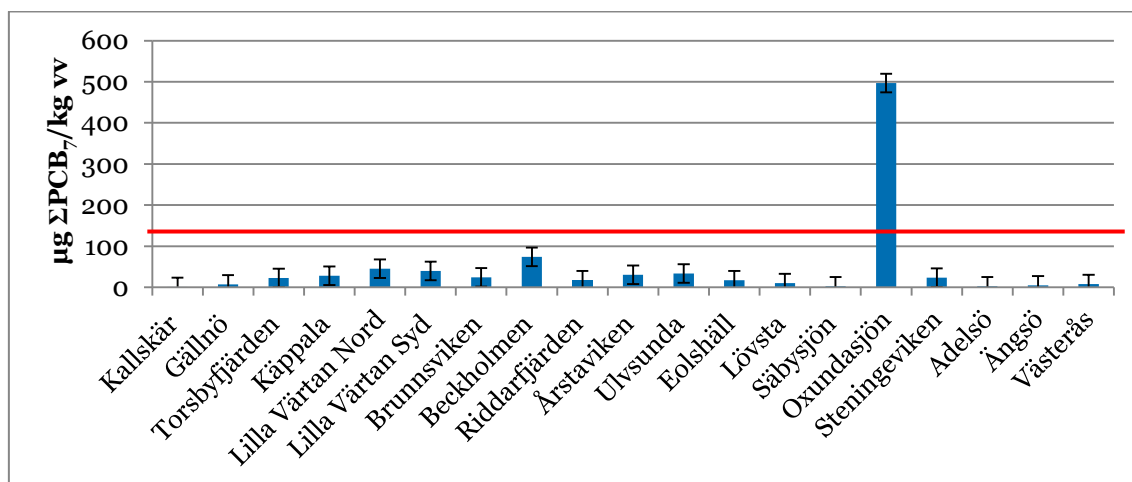
Ämne	Halt (mg/kg vv)	Gränsvärde (mg/kg vv)
Cd	< 0,002	0.05
Cr	< 0,04*	4,3**
Ni	< 0,25	
Pb	< 0,08	0,30

* i ett replikat från Västeråsfjärden uppmättes 0,063 mg/kg vv ** föreslaget värde (NV, 2008).

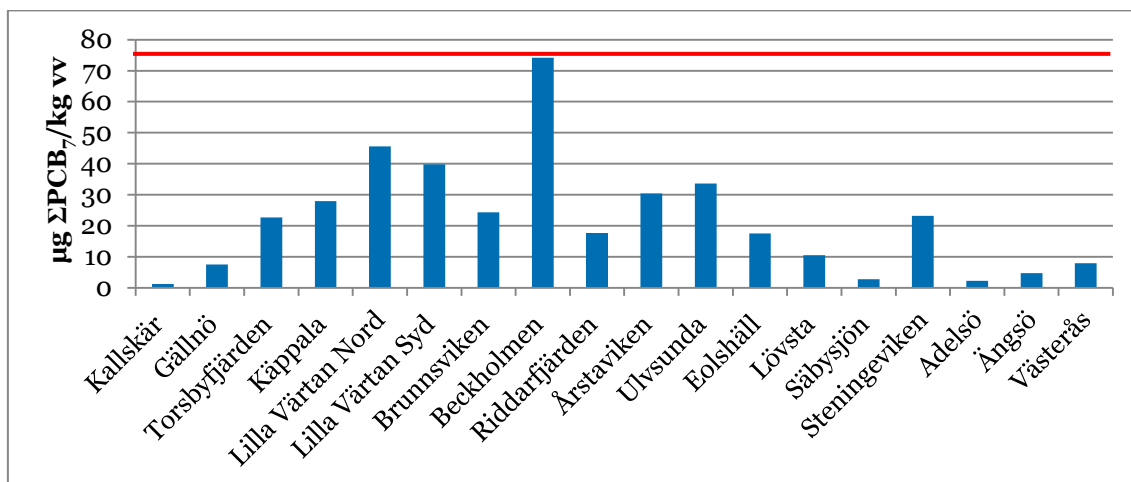
3.1.2 Klororganiska ämnen

3.1.2.1 PCB

Uppmätta halter av summahalter av PCB₇ i undersökningsområdet framgår av **Figur 10**. Osedvanligt höga halter uppmättes i Oxundasjön och för bättre överskådlighet visas i **Figur 11** uppmätta halter där denna station tagits bort. Orsaken bakom de höga PCB-halterna i fisk Oxundasjön är inte klarlagd och kompletterande utredningar pågår (Karlsson et al., 2014; Karlsson, in prep.). Haltförhöjningar av PCB har även konstaterats föreligga i mink från Oxundatrakten (Persson et al., 2014).

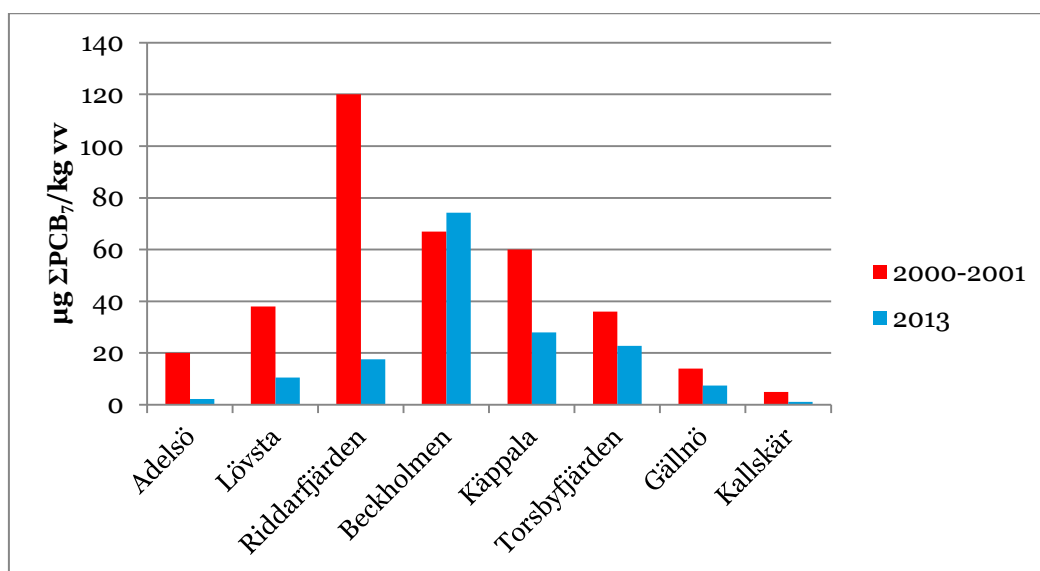


Figur 10. Uppmätta summahalter av PCB₇ (µg/kg vv) i undersökningsområdet. Röd linje markerar EU:s gränsvärde för saluföring av insjöfisk. Felstaplar indikerar 95 % konfidensintervall.



Figur 11. Uppmätta summahalter av PCB₇ (µg/kg ww) i undersökningsområdet Oxundasjön exkluderad. Röd linje markerar EUs gränsvärde för saluföring av havsfångad fisk.

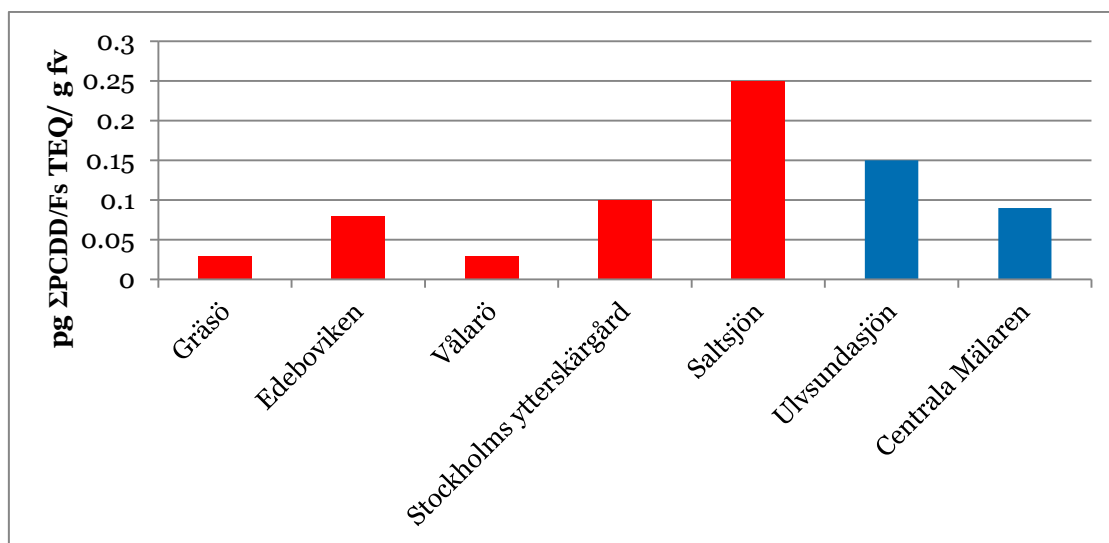
I **Figur 12** jämförs uppmätta halter av PCB från föreliggande undersökning med halter uppmätta i fisk fångad mellan 2000 och 2001, vilka redovisats av Hansson et al. (2006). Generellt synes halterna ha minskat mellan undersökningstillfällena, vilket är i linje med den nationella utvecklingen för PCB (Bernes, 1998). Den kraftiga minskning som noterats i Riddarfjärden kan dock till del sannolikt förklaras av att fisken från detta område vid den äldre undersökningen var relativt stor och hade en för abborre för abborre hög fetthalt (2 %, Linderöth et al., 2006).



Figur 12. Jämförelse mellan uppmätta halter av ΣPCB₇ 2000-2001 (data från Hansson et al., (2006) och föreliggande undersökning

3.1.2.2 PCDD/Fs

Polyklorerade dibensodioxiner och furaner (PCDD/Fs) har i projektet undersökts i samlingsprov från fyra lokaler (Stockholms ytterskärgård, Stockholms innerskärgård (Saltsjön), Mälaren i närheten av Stockholm (Ulvsundasjön) och centrala Mälaren (blandprov från Adelsö och Ängsö). Uppmätta halter framgår av **Figur 13**. I figuren jämförs även med halter från andra områden längs Svealandskusten där IVL med likartad metodik genomfört undersökningar (Malmaeus et al., 2012). Edeboviken är primärrecipient för Hallsta pappersbruk som producerar tidningspapper av termomekanisk massa. Gräsö och Vålarö är bakgrundsområden längs Svealandskusten.

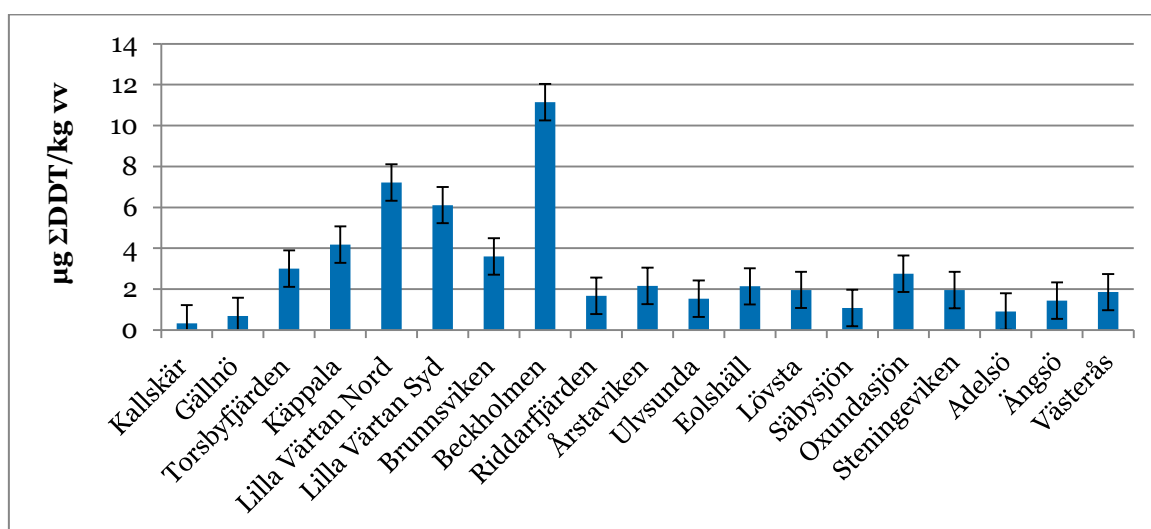


Figur 13. Summahalter (pg TEQ/g vv) av PCDD/Fs i abborrmuskel från lokaler i Östersjön (röda) respektive Mälaren (blå).

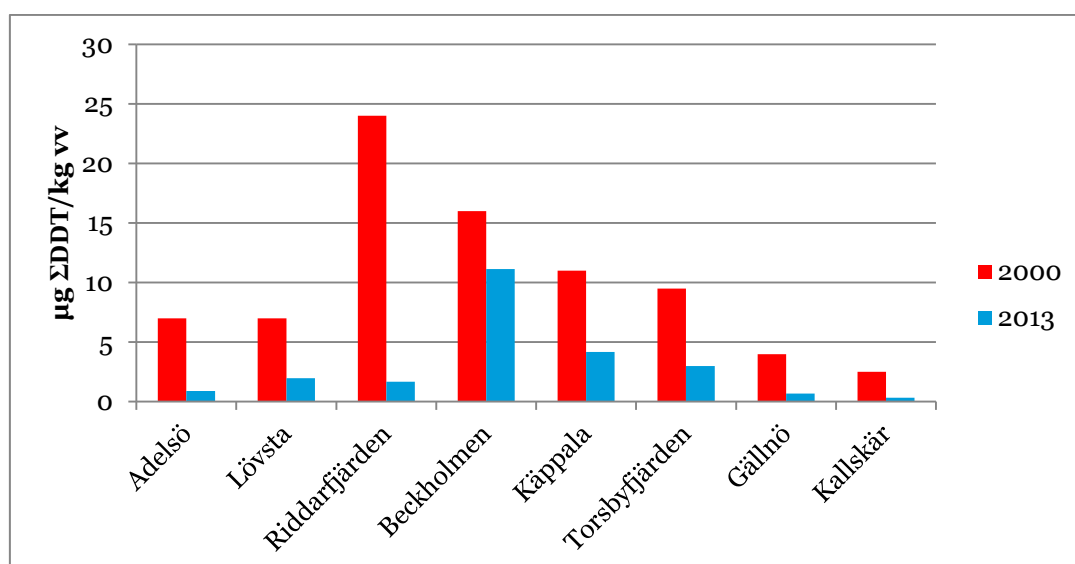
Det går att urskilja en haltförhöjning av PCDD/Fs i närheten av Stockholm jämfört med de mer perifera kustområdena och centrala Mälaren. Gränsvärdet för saluföring med avseende på PCDD/Fs ligger på 3,5 pg TEQ/g vv och underskrids med god marginal i alla undersökta områden. Det är ovanligt att höga halter av PCDD/Fs uppmäts i mager fisk som abborre, gädda och gös. Problematiken kring dioxiner i fisk från Östersjön gäller i första hand fet fisk som exempelvis lax och strömming.

3.1.2.3 DDT

Uppmätta summahalter av DDT (DDT, DDE, DDD) framgår av **Figur 14**. En generell haltningsminskning synes föreligga vid jämförelse med data från år 2000-2001 (**Fig. 15**) vilka rapporterats av Linderöth et al., (2006). Den kraftiga minskning som noterats i Riddarfjärden kan dock till del sannolikt förklaras av att fisken från detta område vid den äldre undersökningen var relativt stor och hade en för abborre hög fetthalt (2 %, Linderöth et al., 2006).



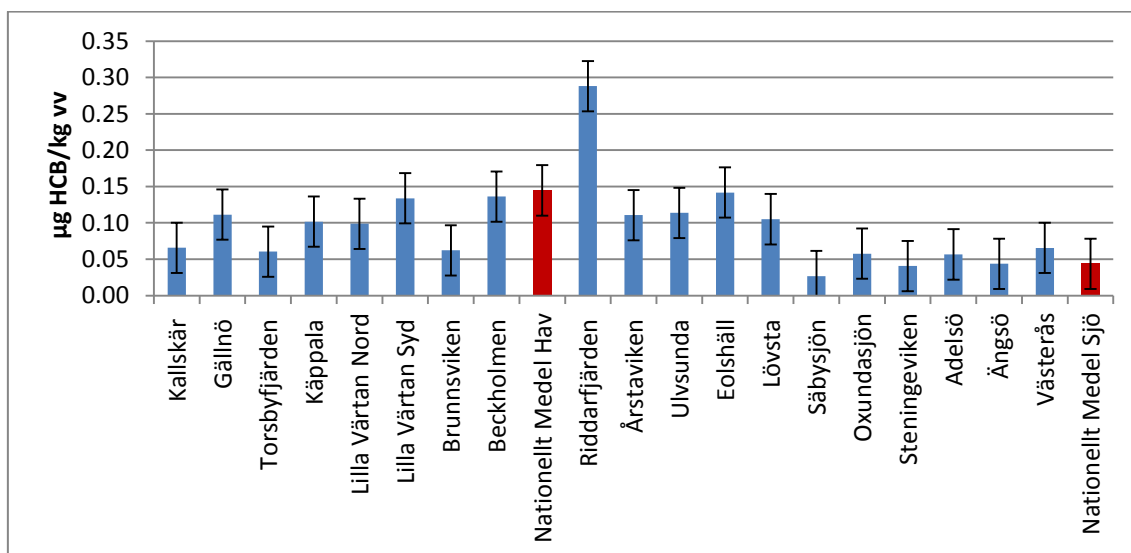
Figur 14. Uppmätta halter av DDT (summa DDD, DDE, och DDT) i fiskmuskel från undersökningsområdet. Felstaplar indikerar 95 % konfidensintervall.



Figur 15. Jämförelse av summahalter av DDT uppmätta i fiskmuskel år 2000-2001 (data från Linderöth et al., 2006) med föreliggande undersökning.

3.1.2.4 HCB

Uppmätta halter av HCB framgår av **Figur 16**.



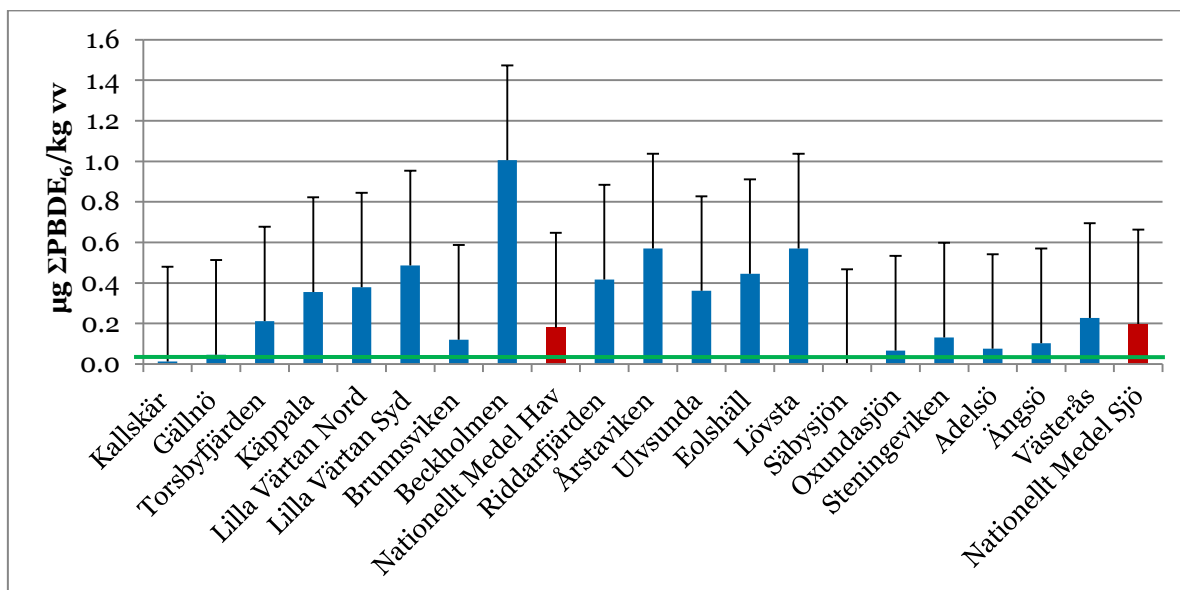
Figur 16. Uppmätta halter av HCB i fiskmuskel i fisk från undersökningsområdet. EUs gränsvärde för saluföring ligger på 10 µg/kg vv (cirka 30 gånger högre än det högsta uppmätta värdet). Felstaplar indikerar 95 % konfidensintervall.

3.1.2.5 Övriga klororganiska ämnen

Inom projektet har även analyser utförts av de i Sverige sedan länge förbjudna klorerade pesticiderna HCH (Lindan) och klordan samt hexaklorbutadien (HCBd) som huvudsakligen bildas som biprodukt vid produktion av andra klorerade ämnen. Halterna var i allmänhet under analysmetoden rapporteringsgräns. För HCBd finns en miljö kvalitetsnorm på 55 µg/kg vv. Uppmätta halter i fiskmuskel var i samtliga fall utom ett < 0,04 µg/kg vv. I Ulvsundasjön uppmättes i ett replikat 0,044 µg/kg vv.

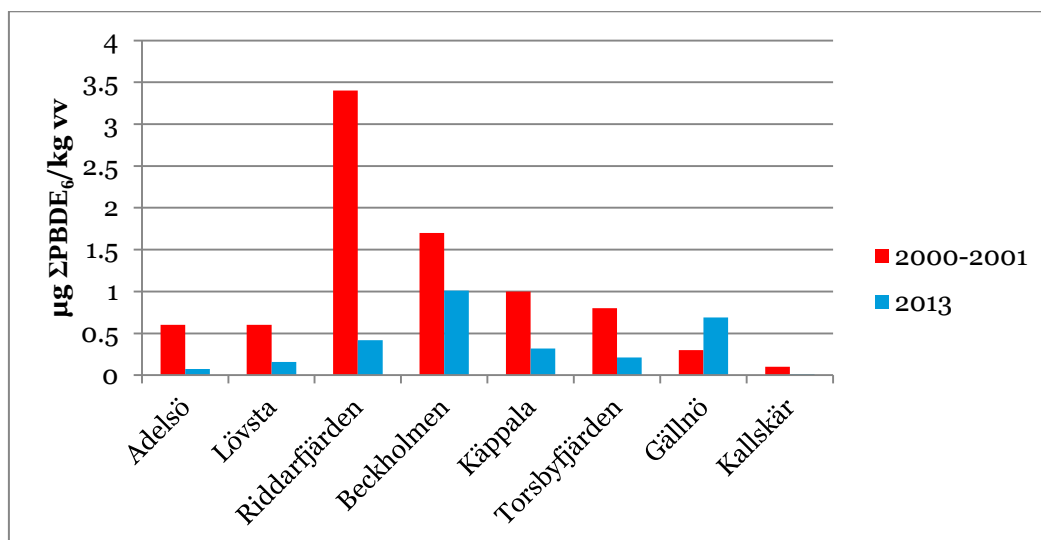
3.1.2.6 Bromerade flamskyddsmedel (PBDE)

Uppmätta halter av detekterade ΣPBDE₆ framgår av **Figur 17**. Muskelproverna analyserades även med avseende på förekomst av den fortfarande tillåtna kongenen BDE-209 respektive HBCDD. Dessa varianter av bromerade flamskyddsmedel kunde dock inte detekteras i något analyserat prov. Halterna av PBDE var generellt låga och i närheten av analysmetodens rapporteringsgräns. Det går att skönja en trend med högre halter i närheten av Stockholm. Miljö kvalitetsnormen ligger på 0,0085 µg/kg vv och överskrids med marginal i alla områden. Det är oklart på vilka grunder denna norm satts och sannolikt överskrids den i majoriteten av Sveriges och övriga världens vattenområden. Vissa bromerade föreningar kan även bildas naturligt (Löfstrand, 2012).



Figur 17. Uppmätta PBDE₆-halter i fiskmuskel i en transekt från Stockholms ytterskärgård till centrala Mälaren. Miljökvalitetsnormen 0,0085 µg/kg ww grönmarkerat. Felstaplar indikerar 95 % konfidensintervall.

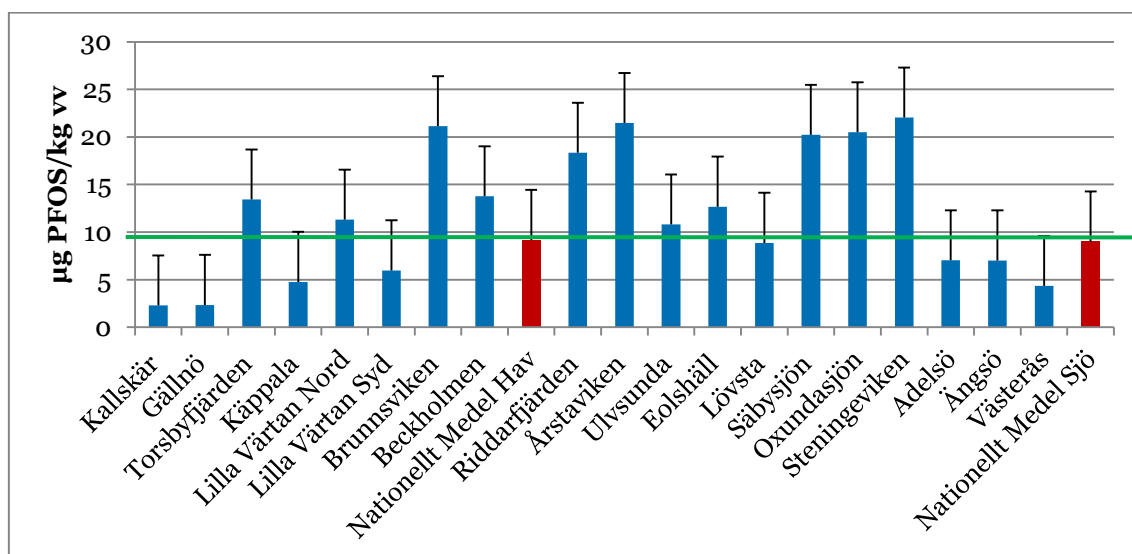
I **Figur 18** görs jämförelser med PBDE-halter i fisk fångad mellan 2000 och 2001 vilka redovisats av Hansson et al. (2006). PBDE-halterna har minskat i de flesta av de undersökta områdena. Den kraftiga minskning som noterats i Riddarfjärden kan dock till del sannolikt förklaras av att fisken från detta område vid den äldre undersökningen var relativt stor och hade en för abborre hög fetthalt (2 %, Linderöth et al., 2006).



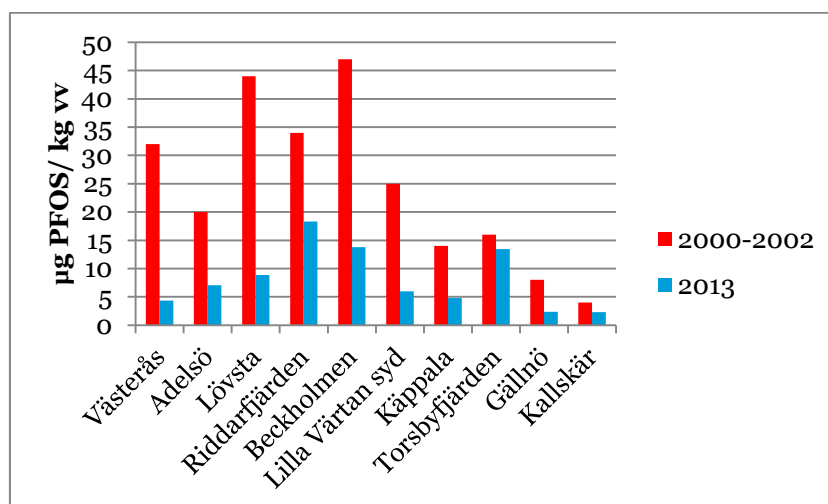
Figur 18. Jämförelse av halter ΣPBDE₆ uppmätta i fiskmuskel år 2000-2001 (data från Hansson et al., 2006) med föreliggande undersökning.

3.1.2.7 Perfluorerade ämnen (PFAS)

Halter av PFOS i fiskmuskel längs transekten från ytterskärgård mot Mälaren redovisas i **Figur 19**. Övriga analyserade perfluorerade föreningar (PFOA, HxS, HxA) låg i samtliga fall under analysmetodens rapporteringsgräns. Miljökvalitetsnormen överskrids i flera områden i närheten av Stockholm. I **Figur 20** jämförs stationsvis med tidigare uppmätta PFOS-halter (Järnberg et al., 2008). PFOS-halterna har generellt minskat. Tydligast har minskningen varit i Mälaren. Användningen av PFOS förbjöds 2008.



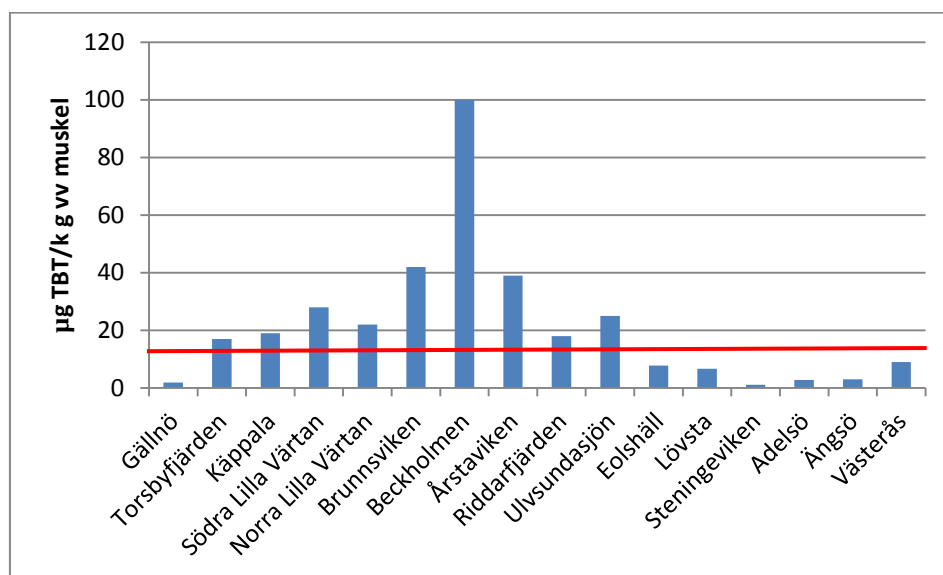
Figur 19. Uppmätta PFOS-halter i en transekt från Stockholms ytterskärgård till centrala Mälaren. Miljökvalitetsnormen på 9,1 µg/kg vv är markerad i grön. Felstaplar indikerar 95 % konfidensintervall.



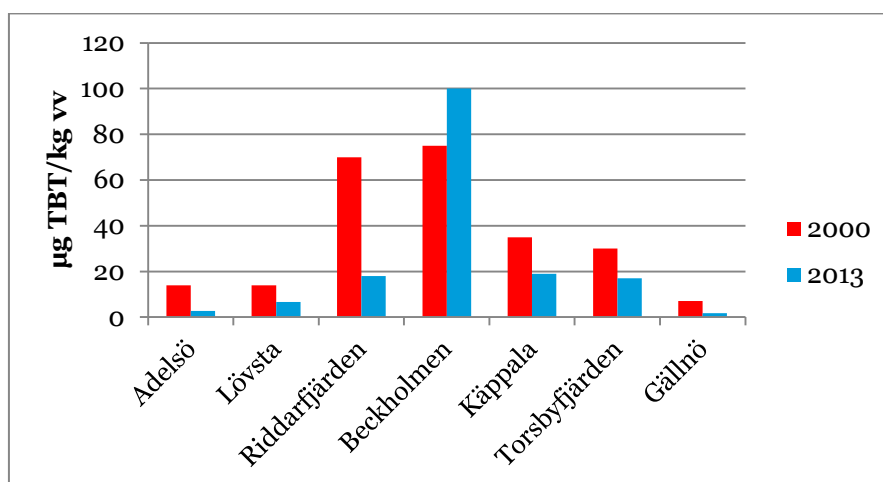
Figur 20. PFOS-halter i abborrmuskel 2000-2002 (data från Järnberg et al., 2008) jämförda mot uppmätta halter 2013.

3.1.2.8 Tennorganiska föreningar (TBT)

Halter av tributyltenn (TBT) i fiskmuskel längs transekten från ytterskärgård mot Mälaren redovisas i **Figur 21**. Till skillnad från övriga ämnen har enbart ett replikat analyserats. Högst halter uppmättes utanför Beckholmen, vilket kan förklaras med den varvsverksamhet som finns i området. Det föreslagna gränsvärdet (15,2 µg/kg vv) överskrids i många områden. I **Figur 22** jämförs stationsvis med tidigare uppmätta TBT-halter (Hansson et al., 2014). Generellt synes TBT-halterna ha minskat mellan undersökningstillfällena.



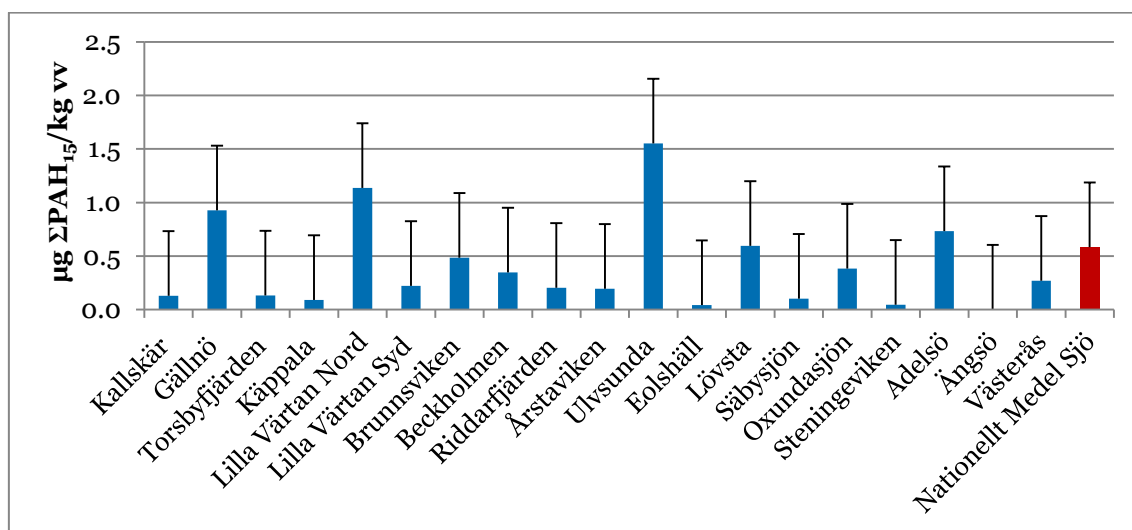
Figur 21. Uppmätta TBT-halter i en gradient från Stockholms ytterskärgård till centrala Mälaren. Det föreslagna gränsvärdet på 15,2 µg/kg vv har markerats med röd linje.



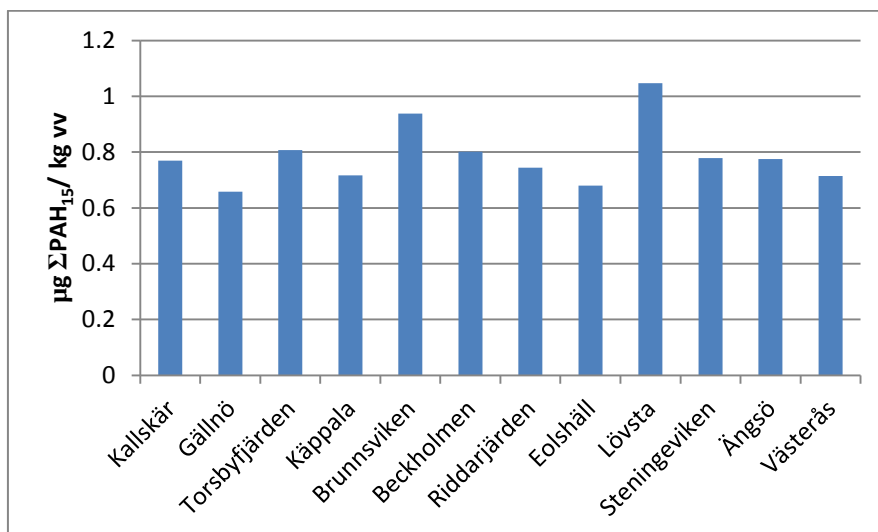
Figur 22. TBT-halter i abborrmuskel 2000-2002 (data från Hansson et al., 2014) jämförda mot 2013 års uppmätta halter.

3.1.2.9 PAH:er

I **Figur 23** redovisas detekterade uppmätta PAH-halter i fisk i en transekt från Stockholms ytterskärgård till centrala Mälaren. En delvis annan bild framträder om man tar hänsyn till de PAH-föreningar vars halter understeg rapporteringsgränsen (**Fig. 24**). Halterna av PAH:er var generellt låga och i närheten av analysmetodens rapporteringsgräns. Högre organismer, som fisk har förmåga att metabolisera PAH-er (Nakata et al. 2003), vilket kan förklara de låga halterna trots att exponeringen från sediment är relativt hög i närheten av Stockholm (Cato & Apler, 2011).



Figur 23. Detekterade PAH-halter i en gradient från Stockholms ytterskärgård till centrala Mälaren. Miljö kvalitetsnormen (5 µg/kg ww) ligger högre än y-axelns skala. Felstaplar indikerar 95 % konfidensintervall.



Figur 24. Summahalt av 15 PAH föreningar där halter understigande rapporteringsgränsen satts till rapporteringsgränsen.

3.1.3 Läkemedelsrester i galla

I **Tabell 5** redovisas en sammanställning av analyserna av läkemedelsrester i gallvätska från abborre fångad vid tre olika lokaler. Resultaten uttrycks som den totala mängden substans som detekterats vid analyserna d.v.s. summan av de konjugerade och ej konjugerade fraktionerna som analyserats var för sig. I **Bilaga 1** redovisas alla enskilda fiskars innehåll av respektive läkemedelssubstans.

Tabell 5. Läkemedelsrester i gallvätska från abborre fångad vid tre olika lokaler i Stockholmsområdet. LOD = rapporteringsgräns.

	Antal fiskar total konc.			(ng/galla)					
Substans:	Gällnö			Käppala			Lövsta		
	antal	intervall	medel	antal	intervall	medel	antal	intervall	medel
Diklofenak	0/10	< LOD		4/10	< - 5,8	2,5	3/10	<-38	17
Ibuprofen	0/10	< LOD		1/10	< -2,4		1/10	0,60	
Oxazepam	2/10	0,2-0,6	0,4	5/10	< - 1,2	0,5	6/10	0,1-1,2	0,5
Karbamazepin	0/10	<LOD		0/10	< LOD		0/10	< LOD	
Propranolol	0/10	< LOD		0/10	< LOD		0/10	< LOD	
Bisoprolol	0/10	< LOD		0/10	< LOD		0/10	< LOD	
Sertralin	0/10	< LOD		1/10	< -0,7		0/10	< LOD	
Ketoconazol	0/10	< LOD		0/10	< LOD		0/10	< LOD	

Som framgår av **Tabell 4** detekterades endast det lugnande medlet Oxazepam i två fiskar vid skärgårdslokalen Gällnö. Koncentrationen uppgick till 0,4 ng/g gallvätska vilket är nära rapporteringsgränsen. Inga av de övriga läkemedelssubstanserna detekterades i gallproverna. Fiskar som fångades utanför Käppala innehöll betydligt mer läkemedelsrester i gallvätskan. Fyra av åtta läkemedel fanns närvarande i minst en fisk. Den inflammationshämmande Ibuprofen och det lugnande medlet Sertralin detekterades i en fisk som även innehöll 0,5 ng/g Oxazepam och 5,2 ng/g Diklofenak.

3.2 Hälsotillståndet hos fisken

I **Tabell 6** visas en sammanställning av morfologiska mått i den undersökta fisken från samtliga lokaler. Leverprov för histopatologisk undersökning togs på de individer vars gallvätska analyserades efter spår av läkemedelsrester. Undersökningen omfattade 10 fiskar från vardera Gällnö, Käppala och Lövsta.

Tabell 6. *Morfologiska mått i abborre från samtliga undersökta områden. Avvikande värden är markerade i fet, kursiv stil. Värden inom parentes utgör 95 % konfidensintervall. CF = konditionsfaktor, LSI = leversomatiskt index, GSI = gonadsomatiskt index.*

Lokal	Kön (hane/hona)	Ålder (år)	Längd (cm)	Vikt (g)	CF	LSI	GSI
Västerås	6ha/14ho	3,3(0,4)	17,2(0,9)	64,4(12,8)	1,18(0,06)	1,31(0,14)	2,39(1,20)
Ängsö	7ha/13ho	3,5(0,3)	16,3(0,9)	54,9(12,5)	1,19(0,07)	1,20(0,13)	2,55(1,19)
Lövsta	3ha/11ho	4,2(0,4)	17,1(0,7)	64,7(11,6)	1,2(0,07)	1,22(0,22)	1,7(0,80)
Adelsö	7ha/13ho	3,6(0,2)	16,1(0,5)	46,7(4,7)	1,10(0,04)	1,28(0,28)	3,59(1,33)
Steningeviken	3ha/17ho	3,4(0,3)	16,0(0,5)	44,3(5,5)	1,06(0,05)	1,25(0,20)	1,68(0,89)
Ullsunda	6ha/12ho	3,9(0,3)	17,3(0,9)	67,4(12,0)	1,23(0,06)	1,70(0,32)	2,23(1,07)
Eolshäll	2ha/18ho	4,0(0,3)	17,3(0,6)	62,4(9,2)	1,16(0,05)	1,40(0,18)	1,66(0,82)
Riddarfjärden	5ha/15ho	3,6(0,4)	16,1(0,6)	48,1(8,3)	1,10(0,05)	1,38(0,30)	1,89(0,86)
Årstaviken	3ha/17ho	3,3(0,2)	15,0(0,3)	34,6(1,8)	1,02(0,03)	1,17(0,20)	1,41(0,13)
Medel Mälaren	5ha/15ho	3,7(0,1)	16,7(0,4)	59,5(7,8)	1,15(0,02)	1,32(0,08)	2,13(0,34)
Beckholmen	1ha/17ho	3,5(0,4)	16,1(0,6)	47,7(7,5)	1,09(0,05)	1,53(0,18)	1,30(0,24)
Lilla Värtan Nord	4ha/16ho	4,1(0,4)	16,9(0,7)	56,0(7,8)	1,13(0,07)	1,38(0,24)	4,17(1,07)
Lilla Värtan Syd	5ha/15ho	3,6(0,3)	16,2(0,4)	43,3(4,0)	1,00(0,05)	1,06(0,17)	1,51(0,40)
Gällnö	6ha/11ho	4,6(0,5)	19,4(1,2)	106,8(18,9)	1,39(0,04)	1,4(0,16)	3,12(0,97)
Kallskär	10ha/10ho	3,5(0,2)	17,2(0,4)	63,4(4,9)	1,24(0,05)	1,60(0,15)	1,81(0,83)
Torsbyfjärden	3ha/17ho	3,5(0,3)	15,9(0,5)	43,9(5,3)	1,08(0,03)	1,02(0,13)	2,62(0,81)
Brunnsviken	5ha/15ho	3,6(0,3)	15,4(0,4)	37,3(3,2)	1,00(0,02)	0,72(0,06)	2,09(0,16)
Käppala	0ha/18ho	4,3(0,4)	18,7(1,1)	77,3(15,9)	1,12(0,05)	1,31(0,16)	2,28(0,51)
Medel Saltsjön	5ha/15ho	3,8(0,1)	16,9(0,3)	58,5(4,7)	1,13(0,03)	1,25(0,38)	3,00(1,28)
Oxundasjön	7ha/13ho	3,3(0,3)	15,5(0,6)	40,6(5,7)	1,07(0,04)	1,85(0,41)	3,36(1,29)
Säbysjön	8ha/12ho	3,6(0,3)	16,5(0,7)	54,7(9,4)	1,16(0,06)	0,92(0,10)	4,04(1,12)

Provfishena vid alla olika lokaler resulterade i ett relativt jämnstort fiskmaterial för analyserna. I Mälaren var fiskarna i snitt 3,7 år gamla och i skärgården 3,8 år. Medellängden uppgick till 16,7 cm i Mälaren med en snittvikt på 59,5 g och motsvarande för skärgården uppgick till 16,9 cm och 58,5 g. Konditionsindexet (CF) varierade en del mellan lokalerna men medelvärdena hamnade väldigt nära varandra på 1,15 respektive 1,13. Levrarnas storlek i förhållande till kroppsvikten utan inre organ var något högre i Mälaren 1,32 jämfört med 1,25 i skärgården. Skillnaderna ligger inom den normala variansen och endast två olika lokalers resultat avviker. I Ullsundasjön

uppgår LSI till 1,7 vilket motsvarar 37 % förstoring jämfört med medelvärdet för Mälaren. Leverarna från fiskar som fångats i Brunnsviken har låga LSI och värdet på 0,72 är signifikant skilt ($p \leq 0,05$) från de övrigas medelvärde. Ett högt LSI tolkas ofta som att individen utsätts för kroppsfrämmande ämnen som aktiverar avgiftningssystemet vilket leder till en förstoring, ofta beroende på inlagring av fett i levervävnad. Denna påverkan syns ofta i de tidiga stadierna av en exponering för t.ex. miljögifter. Det låga LSI för Brunnsviken kan betecknas som något oroande och här bör fler fiskar analyseras än de 20 som vi undersökt för att fastställa en fysiologisk avvikelse. Ett så lågt LSI tolkas ofta som att individerna utsatts för exponering för kroppsfrämmande ämnen under längre tid. Den effekt som en sådan exponering ofta medför är att levern växer till under en första fas genom fettinlagring. När levern ansträngs för mycket börjar den inlagrade fettmängden sakta omvandlas och det uppstår ofta även celldöd s.k. nekros. Detta stadium kallas ofta skrumplever och levervävnaden kommer att försvinna i allt högre utsträckning till dess att organet slutar att fungera som reningsverk.

De histopatologiska undersökningarna av leverar från abborrar vars galla analyserat efter läkemedelsrester visade små förändringar. För fiskar från alla de tre undersökta lokalerna gäller att inga av leverarna visade på celldöd (nekros), tumörer eller hydroptisk degeneration av celler. Hepatocyterna var normala till form och storlek och inga tydliga förekomster av melanomakrofaga center (MMC) kunde detekteras. Parascystor s.k. dynt registrerades vid de visuella bedömningarna av leverarna men ingen säkerställd skillnad mellan lokalerna kunde konfirmeras. Den avvikelse som noterades vid undersökningarna av leversnitt var att ca hälften av leverarna från fisk fångad utanför Käppala uppvisade en tendens till fettvakuolisering. Detta kunde ej detekteras hos fiskat från Gällnö och Lövsta. Den samlade bedömning av leverproverna visade att det inte var någon säkerställd skillnad mellan lokalerna. Den ökade fettinlagringen kan inte med säkerhet hänföras till exponering för läkemedelsrester i de koncentrationer vi uppmätt i gallan på fisk fångad utanför Käppala reningsverk.

Alla provtagna fiskarna examinerades visuellt för bedömning av skador på hud, fenor, gällock och ögon. Ytterst få individer uppvisade någon form av yttre skador. Av de 370 undersökta fiskarna uppvisade 2 individer bakteriellt infekterad stjärtrot och 3 individer eroderad stjärtfena som läkt ihop från en tidigare bakteriell infektion. Fiskarna med skador eller tidigare infektioner fångades främst utanför Beckholmen och i Lilla Värtan där 60% av de skadade fiskarna fångades. I Mälaren uppvisade endast en individ fångad utanför Ulvsunda en bakteriellt infekterad stjärtrot. I Mälaren fångades även en individ med så kallat glosöga en ögonsjukdom där ögat växer ut ur ögonhålan vilken ofta uppkommer som en sekundär effekt efter en bakteriell infektion i t.ex. bukhålan. Sammantaget är frekvensen skadade eller infekterade individer väldigt låg. Frekvensen fiskar med glosöga uppgår till 0,27% av de totalt undersökta. Fiskar som uppvisade bakteriellt infekterad stjärtrot alternativt ihop läkta skador efter bakteriell infektion uppgår till 0,67% av de undersökta fiskarna och andelen som fångades i Mälaren var 0,06% vilket bör betraktas som en mycket låg skadefrekvens.

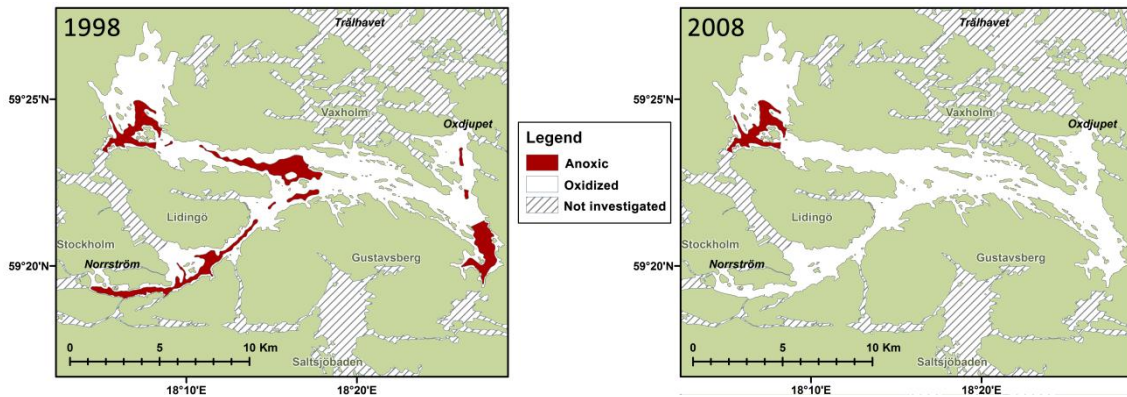
4 Syntes

Det är vanskligt att dra långtgående slutsatser baserat på jämförelser mellan två undersökningstillfällen då den naturliga variationen kan vara betydande (Bignert et al., 1994). Den övergripande bilden när man jämför halterna av föroreningar i muskel mellan föreliggande undersökning och tidigare mätningar i fisk som samlades in i början av 2000-talet (Hansson et al., 2006; Linderöth et al., 2006; Järnberg et al., 2008; Elving, 2010; Hansson et al., 2014) är emellertid att halterna av undersökta ämnen generellt minskat i studieområdet. Visserligen var den abborre som undersöktes i början av 2000-talet något större och därmed äldre än de individer som undersöktes i föreliggande undersökning, vilket kan förklara en del av skillnaderna. Fetthalten var för att vara abborre även förhållandevis hög i fisk från vissa av områdena speciellt Riddarfjärden i de tidigare studierna (Linderöth et al., 2006), vilket förklarar en del av de höga uppmätta halterna av lipofila substanser som PCB, DDT och PBDE. För PFOS, där en tydlig minskning över tid påvisats, föreligger dock inget samband mellan ålder/storlek och halt i fisken (Norström et al., 2011). En tänkbar delförklaring till skillnader i uppmätta halter kan vara att olika instrumentering använts för analyserna. Att PFOS-halter börjat minska i miljön kan även skönjas i tidsserier från nationell miljöövervakning i fisk från sötvatten (Faxneld et al., 2013) och i sillgrissla från Östersjön men ej strömming (Faxneld et al., 2014).

Den positiva bild gällande haltutveckling över tid som kan skönjas i materialet för flera ämnen beror, om den är reell, troligtvis på att utfasningen av de aktuella substanserna givit effekt. Vilka halter man mäter i fisk av olika föroreningar beror emellertid också på en rad omgivningsfaktorer, bland annat näringsrikedom. Det är väl etablerat att i ett näringsrikt system späds halterna av föroreningar ut genom att de fördelas på en större mängd organismer (Skei et al., 2001). Det finns dock inget som talar för att näringsrikedomen och mängden biomassa ökat i Stockholms innerskärgård och Mälaren under senare tid, snarare motsatsen, att näringsämneshalterna och primärproduktionen minskat något (Karlsson et al., 2010).

Kvicksilver avviker från den generella bilden i så motto att halterna i stort sett är oförändrade och ett par områden även synes ha ökat. Halterna som uppmättes i fisk från Brunnsviken är ur ett nationellt perspektiv att betrakta som höga. Detta under en tid när kvicksilveranvändningen i samhället minskat och det är osannolikt att tillförseln har ökat under senare år. Kvicksilvers upptag i organismer bestäms i hög grad av förutsättningarna för metylering, d.v.s. omvandlingen av olika oorganiska former till organiskt metylkvicksilver. Praktiskt taget all kvicksilver som ackumuleras i fiskens vävnader är i form av metylkvicksilver. Metylering är en bakteriell process som sker längs botten och bland annat påverkas av redox-förhållandena i gränsytan mellan sediment och vatten. Det är känt från studier i andra områden att förbättrade syrgasförhållandena, speciellt skiftet från reducerade till något mer oxiderade förhållanden kan leda till ökande halter av kvicksilver i fisk (Lindeström, 1988; Regnell & Ewald, 1991). Utbredningen reducerade botten har generellt minskat i Stockholms innerskärgård (**Fig. 25**). Huruvida så är fallet i Brunnsviken är inte känt men pumpning i syfte att underlätta vattenutbytet och därigenom förbättra syreförhållandena har pågått till och från under senare år (Portin, 2011). Paradoxalt nog skulle således åtgärder i syfte att förbättra miljöförhållandena kunnat ha haft den negativa bieffekten att kvicksilverhalten i fisk ökat. Det skall dock sägas att det också

finns laborativa studier med material från Stockholms innerskärgård som talar emot att förbättrade syrgasförhållanden skulle leda till ökat upptag av kvicksilver i biota (Sundelin & Eriksson, 2001)



Figur 25. Utbredningen av syrefria bottenar i Stockholms innerskärgård 1998 respektive 2008. Från Karlsson et al. (2010).

En hypotes som förts fram av en forskargrupp vid Umeå universitet är att introduktionen av havsborstmask (*Marenzelleria*) är orsaken bakom ökande Hg-halter i biota i anslutning till fiberbankar utanför cellulosaindustrier längs Norrlandskusten. Havsborstmask är en invasiv art som påträffades i Östersjön första gången i slutet av 1980-talet som spridit sig och nu ofta utgör den dominerande arten i många mjukbottenfaunasamhällen, bl.a. i Stockholms skärgård. Den har ett levnadssätt där den gräver förhållandevis djupa gånger i sedimenten och man misstänker att denna bioturbation kan leda till ökad frisättning av föroreningar, vilket även påvisats i laboratoriestudier (Josefsson et al., 2011). Havsborstmask påträffades emellertid inte vid en bottenfaunaundersökning i Brunnsviken (Stehn, 2011). Ett glest och artfattigt bottenfaunasamhälle dominerades istället av fjädermygglarver (*Chironomider*) och fåborstmaskar (*Oligochaeter*).

Halterna av flera ämnen var förhöjda vid stationen Beckholmen. Detta kan för vissa av ämnena som TBT och kvicksilver förklaras med den historiska varvsverksamheten på ön och det har även visats att halterna av dessa ämnen ökar i sedimenten i en gradient in mot Beckholmen (Jonsson, 2010). Andra ämnen som förekom i relativt höga halter exempelvis PBDE kan förklaras med närheten till utsläppspunkterna för reningsverken Henriksdal och Bromma. Att halterna av den sedan länge förbjudna insektspesticiden DDT också var förhöjda utanför Beckholmen är mera svårtolkat. En förklaring skulle kunna vara området fungerar som sedimentationsbassäng för utflödet från Mälaren och att det när det söta vattnet möter det bräckta Östersjövattnet uppstår gynnsamma betingelser för sedimentation av ämnen som tidigare befunnits i suspension enligt det så kallade "zone of maximum turbidity-konceptet" (Dyer, 1986).

Halten av PCB i fisk från Oxundasjön var uppseendeväckande hög. Resultaten har senare bekräftats av kompletterande insamlingar av fisk och även i ytsediment har det uppmäts höga halter av PCB (Karlsson et al., 2014) liksom i vilda minkar från trakten (Persson et al., 2013). För närvarande pågår ett arbete initierat av Sigtuna och Upplands

Väsby kommun i syfte att klarlägga vad som är källan till den konstaterade PCB-kontamineringen (Karlsson et al., 2014).

Tre av de undersökta områdena (Eolshäll, Lilla Värtan och Steningeviken) utgör primärrecipienter för utsläpp av renat rökgaskondensat från kraftvärmeverk. I Steningeviken hade dock inte tillförseln påbörjats när fiskinsamlingen genomfördes. Det går inte att utläsa några tecken på en allmän haltförhöjning av de ämnen som undersökts från dessa områden som skulle kunna tillskrivas utsläpp från pågående verksamhet. I Lilla Värtan var kvicksilverhalten i fisken förhöjd, vilket skulle kunna förklaras av den tidigare kokshanteringen vid Värtaverket vilket resulterat i ett förråd av kvicksilver i bottensedimenten (Östlund et al., 1998; Lindström et al., 2000).

Vid stationen Lövsta har det i anslutning till fiskeplatsen historiskt bedrivits deponering och annan avfallsrelaterad verksamhet. Området är sluttäckt och utgör nu ett strövområde. Det har emellertid visat sig att avfall genom skred kalvat ut i Lövstafjärden och halterna av föroreningar i sedimenten utanför Lövsta är generellt förhöjda (Cato & Kjellin, 2012). Den undersökning som nu utförts tyder inte på att de lokala sedimentföroreningarna bidragit till haltförhöjningar i den undersökta fisken, vilket även tidigare undersökningar visat (Hansson et al., 2006; Linderöth et al., 2006). Vid tidigare undersökningar konstaterades dock en avvikelse i könsmognadsgrad i vissa åldersklasser (Linderöth et al., 2006). Den undersökning som nu utförts har ej kunnat belysa denna frågeställning då det fordrar insamling av fisk från flera åldersklasser. I de morfologiska mått som undersöktes saknas dock tecken på avvikelser.

I Säbysjön var föroreningshalterna generellt låga i fisken. Undantag utgör PFOS som var i nivå med andra urbana lokaler. En förklaring till detta skulle kunna vara hantering av brandskum vid den tidigare flygflottiljen i Barkaby.

En lokal fiskmarknad planeras att under senare delen av hösten 2014 permanent öppna i centrala Stockholm. De slutsatser som kan dras från föreliggande undersökning är att i de områden där det idag bedrivs kommersiellt fiske (ytter- och mellanskärgård samt Mälaren (Adelsö-Ängsö-Västerås) så var föroreningshalterna generellt låga och väl under gällande EU-gränsvärden för saluföring. Resultaten från abborrens muskelkött är generaliserbara till annan mager stationär fisk exempelvis, gös och gädda men ej till migrerande feta arter som exempelvis lax, öring och i viss mån strömming. Dessa påverkas i högre grad av den storskaliga föroreningssituationen i Östersjön och även om halterna av olika klororganiska ämnen (PCB, DDT, dioxiner m.fl.) minskat över tid så finns det rekommendationer om begränsningar i konsumtion framförallt för vissa befolkningsgrupper (www.slv.se).

Miljökvalitetsnormerna för kvicksilver (0,02 mg/kg vv) och bromerade flamskyddsmedel (PBDE) (0,085 µg/kg vv) överskrids med marginal i alla undersökta områden. Det gör de generellt i alla svenska vatten, även sådana som i princip inte påverkats av antropogena utsläpp. Det finns givetvis en ekotoxikologisk grund för de haltnivåer man kommit fram till i form av mer eller mindre långtgående laboratorietester på olika arter och därifrån antagna säkerhetsmarginaler enligt gällande praxis. Man bör dock ändå ställa sig frågan hur pass ekologiskt relevanta och lämpliga som grund för åtgärder det är med normer som ligger långt under kända bakgrundsnivåer och som för överskådlig kommer att överskridas. Det skulle fordras

mycket drastiska åtgärder för att åstadkomma de haltnivåer som normerna förskriver. För kvicksilver till exempel, att man doserade andra metaller t.ex. zink eller selen i sådan omfattning att de verkade antagonistiskt mot kvicksilver. Exempel på detta finns från gruvrecipienter som under lång tid tillförts metaller men där Hg-halterna i fisk är extremt låga (Lindeström & Grahn, 1982). Det finns därmed en risk med att miljövårdsarbetet inriktas mot "ouppnåeliga" mål till förfång för andra mer prioriterade åtgärder.

Tidigt i planeringen av projektet i samråd med Länsstyrelsen valdes inriktningen att fokusera på att mäta halter i muskelkött huvudsakligen av två skäl. 1) gränsvärden och miljökvalitetsnormer inom EU baseras på halter på färskviktsbasis i muskelkött 2) konsumtionsperspektivet, dvs. vilka halter är det i de delar av fisken man äter, prioriterades framför jämförbarhet med data från annan svensk miljöövervakning där halter i lever ofta mäts exempelvis metaller (förutom Hg). I efterhand kan man konstatera att för vissa ämnen och ämnesgrupper har det fungerat bra att mäta i muskel för andra sämre. Att det fungerat sämre, d.v.s. att halterna varit lägre än analysmetoden rapporteringsgräns behöver inte nödvändigtvis vara av ondo, då det ger lärdomar för framtiden och i flera fall har det ändå visat på förhållandet till gällande gränsvärden för saluföring. Ämnen som med marginal till rapporteringsgränsen kunnat bestämmas i muskel är Hg, Cu, Zn, As, PCB, TBT, PFOS, PCDD/Fs, HCB och medan rapporteringsgränsen i allmänhet underskreds eller låg i närheten av denna för Cd, Cr, Pb, Ni, klorerade pesticider, HCBd, bromerade föreningar (PBDE) i synnerhet BDE-209 och HBCDD samt för flertalet av analyserade PAH:er.

Fiskarna utanför Käppala exponeras helt klart för läkemedels rester vilket förekomsten av Diklofenak i 40 % av fiskarna och Oxazepam i 50 % av de fångade fiskarna visar. Medelkoncentrationen i gallvätskan uppgick till 2,5 ng/g för Diklofenak och 0,5 ng/g för Oxazepam. Den cocktailen av läkemedel samt exponeringen för andra kroppsfrämmande ämnen gör att den fiskens hälsotillstånd kan diskuteras. Kan det vara en överbelastning på leverns avgiftningssystem som gör att läkemedlen inte metaboliseras och utsöndras på samma sätt som övriga fiskar verkar vara kapabla till?

Fiskar fångade i Mälaren utanför Lövsta innehöll förutom Diklofenak och Oxazepam även den inflammationshämmande medicinen Ibuprofen i ett fall. Vid Lövsta innehöll 60 % av fiskarna det lugnande medlet Oxazepam. Om man jämför koncentrationen av Oxazepam så ligger medelkoncentrationen i gallvätskan på mellan 0,4-0,5 ng/g i skärgården och i Mälaren. Denna läkemedelssubstans tycks vara väldigt spridd rent geografiskt och dessutom vara stabil och tas upp i fisk. Av de 30 fiskar som undersökts visar 13 individer på signifikant förhöjd koncentration av Oxazepam i gallvätskan. Även Diklofenak tycks spridd i inre delen av Saltsjön och i Mälaren väst om Stockholm. Den höga andelen fiskar som har mätbara koncentrationer Diklofenak i gallvätskan är oroande eftersom användning av denna substans lär öka när den inte längre är receptbelagd. Spridningen av läkemedelsrester i Lövsta området kan möjligen härröra från de kommunala utsläppen från Kungsängsverket i Uppsala. Utsläppen från Sveriges fjärde största stad transporteras via Fyrisån genom ett trångt sjösystem söderut till Mälaren. Utspädningen av avloppsvattnet via andra åsystem på vägen söderut är relativt liten.

Diklofenak har visat sig vara kraftigt toxiskt för rovfåglar som ätit självdöda djur som behandlats. I förlängningen ser vi att en förhöjd koncentration av Diklofenak i fiskar skulle kunna påverka och ge fatala skador på fiskätande fåglar som gråhäger, storskrake, fisktärna, fiskgjuse och storlom i hela Mälardistriktet och i skärgården.

5 Slutsatser

- Halter av de flesta föroreningar som undersökts i fisken har vid jämförelse med mätdata från tiden runt år 2000 minskat. Undantag utgör kvicksilver där halterna ligger på ungefär samma nivå och i ett par områden ökat.
- Osedvanligt höga halter av PCB i fisk uppmättes i Oxundasjön. Källan till detta är okänd och utreds för närvarande.
- Förhållandevis höga halter av flera undersökta ämnen uppmättes i fisk fångad i närheten av centrala Stockholm.
- Halterna av föroreningar i muskelkött i de områden där det förekommer kommersiellt fiske var generellt låga och väl under gällande gränsvärden för saluföring.
- Det går utifrån de biomarkörer som undersökts inte att dra några slutsatser om nedsatt hälsotillstånd i fisk från de mest belastade områdena. I ett par områden förekom dock avvikelser i leverstorlek. I jämförelse med tidigare studier indikerar detta en förbättring. Tidigare undersökningar har dock använt ett bredare urval av biomarkörer, vilka skulle vara relevanta att åter studera för att bättre kunna bedöma nuvarande hälsoläge i fisk från Stockholmsregionen.
- Läkemedelsrester i gallvätska detekterades i första hand i fisk från Käppala området och Mälaren väst om Stockholm. Ett oroande tecken är att den inflammationshämmande substansen Diklofenak och det lugnande medlet Oxazepam finns i mätbara koncentrationer i nära hälften av de gallvätskor som analyserats.

6 Referenser

- Bergbäck, B., Johansson, K. & Mohlander, U., 2001. Urban Metal flows – A Case Study of Stockholm. *Water, Air, Soil & Pollution: Focus* 1: 3-24.
- Bernes, C., 1998. Organiska Miljögifter. SNV Monitor nr 16.
- Bignert, A., Olsson, M., de Wit, C., Litzén, K., Rappe, C. & Reutergårdh, L., 1994. Biological variation – an important factor to consider in ecotoxicological studies based on environmental samples. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry* 348:76-85.
- Blomqvist, S. & Larsson, U., 1996. Metal levels of aquatic bottom sediments at Stockholm – state of the art and future research. Naturvårdsverket stencil.
- Borg, H. & Jonsson, P., 1996. Large-scale metal distribution in Baltic Sea sediments. *Marine Pollution Bulletin* 32: 8-21.
- Brodin, T., Fick, J., Jonsson, M. & Klaminder, J. 2013. Dilute concentrations of a psychiatric drug alter behavior of fish from natural populations. *Science* 339:814-815.
- Cato, I & Apler A., 2011. Metaller och miljögifter i sediment– inom Stockholms stad och Stockholms län 2007. Länsstyrelsen i Stockholms län rapport 2011:19.
- Cato, I., & Kjellin, B., 2012. Undersökning av Mälarens botten utanför den numera nedlagda avfallstationen vid Lövsta, Stockholms kommun. SGU-rapport 2012:6.
- DN, 2013. Forskare fann höga halter läkemedel i Östersjön. Dagens nyheter 2013-09-06.
- Dyer K.R., 1986. Coastal and Estuarine Sediments Dynamics. John Wiley and Sons, Chichester, UK, 342 p.
- EC, 2005. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive Environmental Quality Standards (EQS) Substance Data Sheet Priority Substance No. 30 Tributyltin compounds. European Commission, Brussels, 15 January 2005.
- Faxneld, S., Danielsson, S., Nyberg, E. & Bignert A., 2013. Fluorerade miljögifter i fisk från svenska sjöar. I: Sötvatten 2013, Havs- och vattenmyndigheten.
- Faxneld, S., Nyberg E., Danielsson, S & Bignert A., 2014. Miljögifter i biota. I. Havet 2013/2014, Havsmiljöinstitutet.
- Hansson, T., Schiedek, D., Lehtonen, K. K., Vuorinen, P. J., Liewenborg, B., Noaksson, E., Tjärnlund, U., Hanson, M. & Balk, L., 2006. Biochemical biomarkers in adult female perch (*Perca fluviatilis*) in a chronically polluted gradient in the Stockholm recipient (Sweden). *Marine Pollution Bulletin*, 53, 451-468.
- Hansson T., Baršienė, J., Tjärnlund, U., Åkerman G, Linderöth M., Zebühr Y, Sternbeck J. Järnberg, U. & Balk, L., 2014. Cytological and biochemical biomarkers in adult

female perch (*Perca fluviatilis*) in a chronically polluted gradient in the Stockholm recipient (Sweden). *Marine Pollution Bulletin* 81: 27-40.

Jonsson, A., Fridén, U., Thuresson, K. & Sörme L, 2008. Substance Flow Analyses of Organic Pollutants in Stockholm. *Water, Air, Soil & Pollution: Focus* 8: 433-443.

Jonsson, P., 2010. Spridning av föroreningar från Beckholmen -Sedimentundersökning i Stockholms hamn. Rapport JP Sedimentkonsult HB, 44 sid.

Josefsson, S., Leonardsson, K., Gunnarsson, J.S. & Wiberg, K., 2011. Influence of contaminant burial depth on the bioaccumulation of PCBs and PBDEs by two benthic invertebrates (*Monoporeia affinis* and *Marenzelleria* spp.), *Chemosphere* 85: 1444-1451.

Järnberg U, Holmström K, van Bavel B, Kärrman A. 2008. Perfluoralkylated acids and related compounds (PFAS) in the Swedish environment. Naturvårdsverket.
http://www.naturvardsverket.se/upload/o2_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/rapporter/miljogift/PFAS_ITMreport_06oct.pdf

Karlsson, O.M., Jonsson, P.O., Lindgren, D., Malmaeus, J.M. & Stehn, A., 2010. Indications of recovery from hypoxia in the inner Stockholm archipelago. *Ambio*, 39:486-495

Karlsson, M., Sjöholm, L. & Viktor, T., 2014. Metaller och stabila organiska ämnen i Oxundaåsystemet. IVL-rapport U4769.

Linderöth, M. & Hansson, T., Liewenborg, B., Sundberg, H., Noaksson, E., Hanson, M. Zebühr, Y. & Balk, L., 2006. Basic physiological biomarkers in adult female perch (*Perca fluviatilis*) in a chronically polluted gradient in the Stockholm recipient (Sweden), *Marine Pollution Bulletin* 53: 437-450.

Lindström, M., Jonsson, A., Brolin, A. & Håkanson, L., 2001. Heavy metal sediment load from the City of Stockholm. *Water, Air, & Soil Pollution, Focus* 1: 103-118.

Lindeström, L., 1988. Utredning om kvicksilver i sjön Grycken - En sammanfattande bedömning. MFG rapport F88/097.

Lindeström, L. & Grahn, O., 1982. Antagonistic effects to mercury in some mine drainage areas. *AMBIO* 11: 359-361.

Löfstrand, K., 2011. Trends and exposure of naturally produced brominated substances in Baltic biota - with focus on OH-PBDEs, MeO-PBDEs and PBDDs. Doktorsavhandling, Stockholms universitet.

Malmaeus, M., Karlsson, M. & Rahmberg, M., 2012. Bottensedimentens roll för dioxinsituationen i industrirecipienten. IVL-rapport B2053.

Meili, M. et al., 2004. Critical levels of mercury. Chapter 5.5.3.2. in the Modelling and Mapping Manual of the United Nations (UNECE) Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (CLRTAP).

- Månsson, N., & Bergbäck, B., 2007. Bly kadmium och kvicksilver – Flöden och lager i Stockholms teknosfär. Stockholms stad Miljöförvaltningen, ISSN 1653-9168, 38 sid.
- Nakata, H., Sakai, Y., Miyawaki, T. & Takemura, A., 2003. Bioaccumulation and Toxic Potencies of Polychlorinated Biphenyls and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Tidal Flat and Coastal Ecosystems of the Ariake Sea, Japan. *Environmental Science & Technology* 37: 3513-3521.
- Norström, K., Viktor, T. & Magnér, J., 2011. Årsrapport 2010 för projektet RE-PATH. IVL rapport B1984.
- NV, 1994. Vattenrecipientkontroll vid skogsindustrier. Naturvårdsverket allmänna råd 94:2.
- NV, 2008. Förslag till gränsvärden för särskilda förorenande ämnen. Naturvårdsverket rapport 5799.
- Persson, S., Rotander, A., van Bavel, B., Brunström B., Bäcklin, B-M. & Magnusson, U. 2013. Influence of age, season, body condition and geographical area on concentrations of chlorinated and brominated contaminants in wild mink (*Neovison vison*) in Sweden. *Chemosphere* 90: 1664–1671.
- Portin, H., 2011. Brunnsviken - Utvärdering av åtgärder för förbättrad vattenkvalitet. Examensarbete Miljö- och vattenteknikprogrammet, Uppsala universitet, W11 001.
- Regnell, O. & Ewald, G., 1991. Syrgashaltens inverkan på kvicksilvermetylering och kvicksilvrets fördelning mellan sediment och vatten från sjön Grycken - En laboratiestudie. Rapport från ekologiska institutionen, Lunds universitet
- Sandström, O., Larsson, Å., Andersson, J., Appelberg, M., Bignert, A., Ek, H., Förlin, L., Olsson, M. (2005). Three decades of Swedish experience demonstrates the need for integrated long-term monitoring of fish in marine coastal areas. *Water Qual. Res. J. Can.* 40: 233-250.
- Skei, J., Larsson, P., Rosenberg, R., Jonsson, P., Olsson, M. & Broman, D., 2001. Eutrophication and contaminants in aquatic ecosystems. *Ambio* 29: 184-194.
- Stehn, A., 2011. Bottenfauna i Brunnsviken 25 maj 2007. Eurofins rapport 909666-1853993-SB740-11.
- Sternbeck, J., Brorström-Lundén, E., Remberger, M., Kaj, L., Palm, Anna., Junedahl, E., Cato, I., 2003. WFD Priority substances in sediments from Stockholm and the Svealand coastal region. IVL-rapport B1538.
- Sundelin, B., Eriksson, A.-K., 2001. Mobility and bioavailability of trace metals in sulfidic coastal sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 4: 748-756.
- Östlund, P., Sternbeck, J. & Brorström-Lundén, E., 1998. Metaller, PAH, PCB och totalkolväten i sediment runt Stockholm – flöden och halter. IVL-rapport B1297. ISBN 91-630-6738-2., 97 sid.

Bilaga 1 Läkemedel ur fiskgalla innan dekonjugering

Analysdatum: 2014-03-26/28

Substans:	Verkningssätt:	Koncentration (ng/galla)									
		G_1	G_2	G_3	G_4	G_5	G_6	G_7	G_8	G_9	G_10
Diclofenac	Inflammationshämmande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Ibuprofen	Inflammationshämmande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Oxazepam	Lugnande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0.25	< LOD	< LOD
Carbamazepine	Lugnande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Propranolol	Blodtryckssänkande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Bisoprolol	Blodtryckssänkande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Sertralin	Antidepressiva	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Ketoconazole	Antisvampmedel	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD

Mindre än värden (<) avser lägsta detektionsgräns (LOD, S/N=3)

Substans:	Verkningssätt:	Koncentration (ng/galla)									
		K_1	K_2	K_3	K_4	K_5	K_6	K_7	K_8	K_9	K_10
Diclofenac	Inflammationshämmande	< LOD	< LOD	0.61	0.53	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	1.9
Ibuprofen	Inflammationshämmande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Oxazepam	Lugnande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Carbamazepine	Lugnande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Propranolol	Blodtryckssänkande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Bisoprolol	Blodtryckssänkande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Sertralin	Antidepressiva	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Ketoconazole	Antisvampmedel	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD

Mindre än värden (<) avser lägsta detektionsgräns (LOD, S/N=3)

Substans:	Verkningssätt:	Koncentration (ng/galla)									
		L_1	L_2	L_3	L_4	L_5	L_6	L_7	L_8	L_9	L_10
Diclofenac	Inflammationshämmande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	4.9	< LOD	< LOD
Ibuprofen	Inflammationshämmande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0.60	< LOD	< LOD
Oxazepam	Lugnande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Carbamazepine	Lugnande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Propranolol	Blodtryckssänkande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Bisoprolol	Blodtryckssänkande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Sertralin	Antidepressiva	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Ketoconazole	Antisvampmedel	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD

Mindre än värden (<) avser lägsta detektionsgräns (LOD, S/N=3)

Bilaga 2 Läkemedel ur fiskgalla efter dekonjugering

Analysdatum: 2014-04-01/08

Substans:	Verkningsätt:	Koncentration (ng/galla)									
		G_1	G_2	G_3	G_4	G_5	G_6	G_7	G_8	G_9	G_10
Diclofenac	Inflammationshämmande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Ibuprofen	Inflammationshämmande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Oxazepam	Lugnande	0.18	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	0.38	< LOD	< LOD
Carbamazepine	Lugnande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Propranolol	Blodtryckssänkande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Bisoprolol	Blodtryckssänkande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Sertralin	Antidepressiva	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Ketoconazole	Antisvampmedel	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD

Mindre än värden (<) avser lägsta detektionsgräns (LOD, S/N=3)

Substans:	Verkningsätt:	Koncentration (ng/galla)									
		K_1	K_2	K_3	K_4	K_5	K_6	K_7	K_8	K_9	K_10
Diclofenac	Inflammationshämmande	< LOD	< LOD	5.2	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	1.7	< LOD	< LOD
Ibuprofen	Inflammationshämmande	< LOD	< LOD	2.4	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Oxazepam	Lugnande	< LOD	< LOD	0.51	0.14	< LOD	0.31	< LOD	1.2	< LOD	0.28
Carbamazepine	Lugnande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Propranolol	Blodtryckssänkande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Bisoprolol	Blodtryckssänkande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Sertralin	Antidepressiva	< LOD	< LOD	0.70	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Ketoconazole	Antisvampmedel	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD

Mindre än värden (<) avser lägsta detektionsgräns (LOD, S/N=3)

Substans:	Verkningsätt:	Koncentration (ng/galla)									
		L_1	L_2	L_3	L_4	L_5	L_6	L_7	L_8	L_9	L_10
Diclofenac	Inflammationshämmande	< LOD	38	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	1.6	< LOD	6.1
Ibuprofen	Inflammationshämmande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Oxazepam	Lugnande	< LOD	1.4	< LOD	0.28	0.20	0.21	< LOD	1.8	< LOD	5.4
Carbamazepine	Lugnande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Propranolol	Blodtryckssänkande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Bisoprolol	Blodtryckssänkande	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Sertralin	Antidepressiva	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD
Ketoconazole	Antisvampmedel	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD	< LOD

Mindre än värden (<) avser lägsta detektionsgräns (LOD, S/N=3)



IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm
Tel: 08-598 563 00 Fax: 08-598 563 90
www.ivl.se