



INSTITUTIONEN FÖR BIOLOGI
OCH MILJÖVETENSKAP

**”Undersökning av hälsotillståndet hos abborre
i Saltsjön och Bråviken, 2017”**

Lars Förllin (1), Åke Larsson (1) och Jari Parkkonen (1)

(1) Institutionen för biologi och miljövetenskap, Göteborgs Universitet

2019-02-15

Innehållsförteckning

Inledning	3
Syfte	4
Material och Metoder	4
Resultat och Diskussion	6
<i>Inledning</i>	6
<i>Fiske och provtagning</i>	6
<i>Morfometriska mått och ålder</i>	6
<i>Konditionsfaktor, CF</i>	7
<i>LSI</i>	7
<i>GSI och vitellogenin</i>	7
<i>Röda blodceller och hemoglobin i blodet</i>	8
<i>Glukos i blodet</i>	9
<i>Vita blodceller</i>	9
<i>Jonbalansen</i>	9
<i>EROD i levern</i>	10
<i>Antioxidantzymer och oxidativ stress</i>	11
<i>Acetylkolinesteras</i>	11
Sammanfattande beskrivning av påverkan i lokalerna	12
Sammanvägda bedömningar och slutsatser	14
Erkännanden	15
Litteraturreferenser	15

Inledning

I föreliggande undersökning har fiskfysiologisk metodik använts för att undersöka hälsoeffekter hos abborrar i Saltsjön i centrala delar av Stockholm och i de inre delarna av Bråviken. Resultaten från dessa recipientlokaler har jämförts med resultat från referenslokalen Kvädöfjärden, vilken ingår i nationella övervakningsprogrammet. Metodiken som använts för att studera effekter hos abborrarna är av samma typ som för de effektstudier som idag görs bland annat i den nationella kustfiskövervakningen. Undersökningarna är en del i ett stort screeningsprojekt som är initierat av Naturvårdsverket för att kartlägga miljögifters biologiska effekter vid ett antal svenska kustområden.

Effektstudier hos fisk

I Sverige har det sedan många år använts fysiologiska, biokemiska och histologiska metoder (så kallade biomarkörer) för att studera hälsoeffekter hos fisk som exponeras för miljöfarliga ämnen. Detta har gjorts i såväl kontrollerade akvarieundersökningar i laboratoriet som i fältundersökningar på fiskar från mer eller mindre förorenade recipienter för avloppsvatten (t.ex. Larsson et al., 1985; Förlin et al., 1986; Larsson et al., 2003; Noaksson et al., 2005, Sturve et al., 2005; Asker et al., 2015). På så sätt har hälsoundersökningar av fisk med hjälp av biomarkörer avslöjat effekter av miljögifter eller komplexa utsläpp i förorenade recipienter. Det har handlat om vattenområden i närheten av skogsindustrier, metallindustrier, petrokemiska industrier eller tätorter. Sedan slutet av 1980-talet används sådan metodik inom Naturvårdsverkets integrerade kustfiskövervakning för att undersöka hälsotillstånd hos fiskar i referenslokaler längs den svenska kusten (Sandström et al., 2005; Ronisz et al., 2005; Hansson et al., 2006; Hanson et al., 2009).

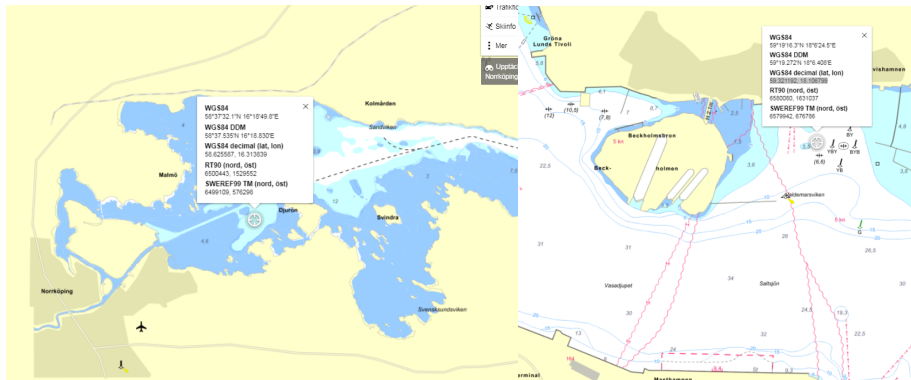
Biomarkörer som används innefattar mätningar som kan ge information om en organisms avgiftningssystem är aktiverat eller ger information om påverkan på viktiga fysiologiska funktioner såsom påverkat immunförsvar eller fortplantningsstörningar (Haux and Förlin, 1988; Stegeman et al., 1992; Larsson et al., 2000; Van der Oost et al., 2003). Biomarkörerna kan delas in i markörer för exponering som visar att kemiska ämnen tagits upp av organismen och olika försvarsmekanismer har aktiverats och i markörer för effekt som visar att olika fysiologiska funktioner är påverkade. Det betyder att biomarkörer på individnivå kan visa att fisken har exponerats för kemiska ämnen, visar tidiga tecken på effekter av dessa ämnen eller om fisken är uppenbart stressad av något i miljön. Biomarkörerna kan oftast inte identifiera exakt vilka miljögifter som ger signaler om påverkan, men de kan ofta ge information om vilka ämnesgrupper det kan röra sig om.

I vatten i och kring Stockholm genomfördes under ett par år vid millennieskiftet mycket omfattande undersökningar på fiskars hälsa. Ett stort antal fiskar, abborrar, undersöktes i en gradient från centrala Stockholm och vidare in i Mälaren, och i en andra gradient från centrala Stockholm och österut till de yttersta öarna i Stockholms skärgård (Linderoth et al., 2006; Hansson et al., 2006; Hansson et al., 2014). Fisken uppvisade en lång rad effekter. Bland effekterna man noterade som indikerade exponering för miljögifter var minskad tillväxt, störd fettomsättning, förhöjd aktivitet hos avgiftning enzymet EROD och hög halt av DNA-addukter. Dessutom påvisades förminskade gonader. De mest uttalade effekterna på fisken observerades i centrala Stockholm med avtagande effekter in i Mälaren och ut mot Stockholms skärgård.

Även i Bråviken har tidigare genomförts undersökningar på fiskars hälsa (Hanson et al., 2010). Men undersökningar har inte tidigare gjorts i Bråvikens allra innersta delar, nära Motala ströms mynning med hamnverksamhet, avloppsreningsverk och dagvattenutsläpp från Norrköping, men dock i angränsande Svensksundsviken. Jämfört med undersökningarna i Stockholm var undersökningen som gjordes mindre omfattande i Bråviken. Den tydligaste påverkan man såg hos fisken i Svensksundsviken var att den var magrare än i referensområdet Kvädöfjärden. Det redovisas också förhöjd aktivitet av avgiftningsenzymet EROD och högre hemoglobinhalter hos fisken från Bråviken. Dessutom finns det en tendens till att fisken tillväxer något långsammare i Bråviken jämfört med fisken från Kvädöfjärden.

Syfte

I föreliggande undersökning har fiskfysiologisk metodik använts för att undersöka om abborrar som lever i antropogent påverkade områden dels mitt i Stockholm och dels i Bråvikens inre delar med påverkan från både större tätorter och större industrier uppvisar hälsoeffekter. Metodiken som används för att studera effekter hos abborrarna är av samma typ som för de effektstudier som idag görs bland annat i den nationella kustfiskövervakningen (Mustamäki et al., 2017a, b, c). Syftet med undersökningarna är att försöka bedöma vilka hälsoeffekter fiskar uppvisar som lever nära större tätorter på lokaler som kan beskrivas som recipientlokaler. För att få en uppfattning om påverkan i recipientlokalerna har fiskarna från dessa jämförts med fiskar från ett referensområde, Kvädöfjärden som är en referenslokal inom den nationella miljöövervakningen (Mustamäki et al., 2017a). De undersökta lokalerna Saltsjön och Bråviken är, tillsammans med referenslokal Kvädöfjärden, angivna i Figur 1. Lokalernas placering har framtagits i samarbete med respektive Länsstyrelser och Naturvårdsverket.



Figur 1. Lokaler, Bråviken (vänster) och Saltsjön (höger) i fiskfysiologi-undersökningen som utfördes hösten 2017.

Material och Metoder

Fångst och sumpning av fiskarna gjordes vid undersökningen i Saltsjön av Roger Huonen (Yoldia Environmental Consulting AB) och i Bråviken av Kenneth Winroth (Länsstyrelsen Östergötland) och gjordes enligt de standardiserade föreskrifter som finns för denna typ av fiskundersökningar. Undersökning av fiskarnas hälsotillstånd gjordes i två områden, dels i

recipienten Saltsjön i centrala delen av Stockholm, där sumpning och provtagning av fiskarna gjordes vid Beckholmen dels i Bråviken där sumpning och provtagning gjordes vid Djurö kvarn. I Tabell 1 anges positionerna för fisket i de olika lokalerna.

Tabell 1. Positioner för undersökta stationer i de områden där provfiske utfördes hösten 2017.

Station	koordinater	Provtagningsdatum
Saltsjön/Beckholmen	WGS84 decimal (lat, lon) 59.321, 18.107	20170916
Bråviken/Djurö kvarn	WGS84 decimal (lat, lon) 58.625, 16.313	20170925
Kvädöfjärden	WGS84 decimal (lat, lon) 58.001, 15.787	20170926

Provtagning, provberedning och analyser gjordes enligt beskrivningar i undersökningstyp ”Hälsotillstånd hos kustfisk – biologiska effekter på subcellulär och cellulär nivå (Larsson och Förlin, 2006). Vilka effekt- och exponeringsvariabler som ingår i undersökningen av fiskens hälsotillstånd framgår av Tabell 2. All data presenteras som medelvärde \pm standardfelet. Signifikant skillnad etablerades med hjälp av Kruskal-Wallis test ($p < 0,05$) och Mann-Whitney test ($p < 0,05$).

I korthet gick provtagningen till så att fiskens längd och vikt mättes, dess kön registrerades och en mängd prover togs för mätning av olika biokemiska och fysiologiska parametrar (biomarkörer). Avsikten var att ta prover från 20 köns mogna honor och 10 hanar.

Tabell 2. Effekt- och exponeringsvariabler/indikatorer som ingår i undersökningen av fiskens hälsotillstånd (Larsson och Förlin, 2006).

Funktion	Mätvariabel/biomarkör
Energilagring, tillväxt, kondition	Total kroppsvikt, somatisk vikt, längd, ålder, somatisk konditionsfaktor
Fortplantning, hormonstörning	Gonadsomatiskt index (GSI), vitellogenin i blodplasma
Leverfunktion, avgiftning, oxidativ stress	Leversomatiskt index (LSI), EROD-aktivitet, aktiviteterna av glutationreduktas (GR), glutation S-transferas (GST) och katalas
Nerv-och muskelfunktion	Acetylkolinesteras aktivitet (AChE)
Kolhydratmetabolism/stress	Blodglukos
Syretransport, blodbildning	Hematokrit, omogna röda blodceller (iRBC), hemoglobin
Immunförsvar, vävnadsskador	Vita blodceller: lymfocyter, granulocyter, trombocyter
Saltbalans, cellskador	Klorid, natrium, kalium och kalcium i blodplasma
Exponeringsindikator	EROD-aktivitet, GR-aktivitet, GST-aktivitet, katalasaktivitet, acetylkolinesteras-aktivitet, extraktivämnen

Resultat och Diskussion

Inledning

Vid resultatsammanställningen och tolkningen av data från undersökningen av abborrarnas hälsotillstånd har de undersökta fiskarna delats in i de två grupperna köns mogna honor och köns mogna hanar. Anledningen är att det är känt att vissa av variablerna som undersöks kan variera mellan kön och med köns mognad. Det är samma upplägg som inom nationella övervakningen där fokus ligger på resultat för köns mogna honor. Köns mogna hanar är huvudsakligen medtagna i undersökningen för mätning av halten vitellogenin i blod som markör för en påverkan av hormonstörande ämnen.

Fiske, provtagning och analysarbete

Avsikten var att ta prover från 20 köns mogna honor och 10 hanar av storleken 20-30 cm från varje lokal. Det lyckades få 20 honor från samtliga lokaler medan det inte gick att få tag på fullt antal hannar (tabell 3). Det är inte ovanligt att tillgången är begränsad på hannar av den storleksklass som prover tas från. I bästa fall kan cirka en 1/3-del vara hannar men ofta är andelen lägre. Förutom att det således var lite få hanar i lokalerna gick provtagningen av fisken utan några problem.

Tabell 3. Antal köns mogna hon- och hanabborrar och juvenila honabborrar samt andel köns mogna honor som prover tagits från för undersökning av fiskens hälsotillstånd i Finsta, Nacka och Åstön.

Station	Köns mogna abborrhonor	Köns mogna abborrhannar
Kvädöfjärden	20	5
Saltsjön/Beckholmen	20	8
Bråviken	20	7

Morfometriska mått (kropps- och organindex) och ålder.

I samband med provtagningen av fisken gjordes en okulär besiktning av fiskarna. Inga eller mycket få synbara yttre skador på abborrarna kunde noteras. Det gäller samtliga tre undersökningsområden. Fiskens vikt, längd och olika organs vikter noterades för att beräkna morfometriska kropps- och organindex. Fiskarna från både Saltsjön och Bråviken var något mindre än fiskarna från referenslokalen Kvädöfjärden (Tabell 4). I Tabell 4 redovisas också fiskens ålder. Både köns mogna honor och hannar var äldre i både Saltsjön och Bråviken jämfört med referenslokalen Kvädöfjärden. Dessa resultat antyder att fisken växer långsammare i de båda påverkade lokalerna jämfört med referenslokalen eftersom fiskarna som undersöktes var större och yngre i referensen jämfört med de två andra lokalerna.

Konditionsfaktor, CF

I Tabell 4 redovisas konditionsfaktorn (CF). CF som är ett mått som beskriver relationen mellan kroppsvikt och längd visade tydliga skillnader statistiska skillnader mellan lokalerna. CF är därvidlag betydligt mindre i de båda recipientlokalerna jämfört med referenslokalen. Resultaten visar således att fiskarna från Saltsjön och Bråviken är magrare än fisken från

referensen. Dessa skillnader kan vara resultatet av naturlig variation i t.ex. tillgång på föda. Men det kan inte uteslutas att detta också är ett resultat av påverkan från antropogena utsläpp och den föroreningsbild som föreligger i de påverkade områdena. En sämre tillgång på föda kan för övrigt också vara resultatet av en försämrad miljösituation. Magrare abborrar jämfört med referensen Kvädöfjärden har observerats i tidigare undersökningar i Svensksundet som ligger lite längre ut i Bråviken (Hanson et al., 2010).

Tabell 4. Kroppsvikt, kroppslängd, konditionsfaktor (CF), leversomatiskt index (LSI), gonad somatiskt index (GSI) och ålder hos abborrar från Kvädöfjärden, Saltsjön/Beckholmen och Bråviken/Djurö kvarn.

Station	Vikt, gram	Längd, cm	CF (B)	LSI, %	GSI, %	Ålder
<i>Könsmogna honor</i>						
Kvädöfjärden	256 ± 10 (A)	27,0 ± 0,4	1,29 ± 0,01	1,50 ± 0,06	4,91 ± 0,11	3,0 ± 0,1
Saltsjön/Beckholmen	199 ± 14 *	25,7 ± 0,5 *	1,14 ± 0,02 *	1,74 ± 0,08	2,80 ± 0,10 *	5,5 ± 0,3 *
Bråviken/Djurö kvarn	157 ± 7 *	24,4 ± 0,4 *	1,09 ± 0,01 *	1,51 ± 0,05	4,78 ± 0,20	4,1 ± 0,3 *
<i>Könsmogna hanar</i>						
Kvädöfjärden	215 ± 18	25,2 ± 0,6	1,34 ± 0,06	1,29 ± 0,13	9,93 ± 0,36	3,0 ± 0,0
Saltsjön/Beckholmen	148 ± 21	23,1 ± 0,9	1,15 ± 0,03 *	1,37 ± 0,18	5,42 ± 0,78 *	4,0 ± 0,6 *
Bråviken/Djurö kvarn	69 ± 16 *	18,7 ± 1,4 *	1,00 ± 0,02 *	1,15 ± 0,10	6,25 ± 0,54 *	3,4 ± 0,2 *

(A) medelvärde ± standardfel; (B) konditionsfaktor, gram/cm³; * p < 0,05 jämfört med Kvädöfjärden

LSI

I Tabell 4 redovisas LSI (lever somatiskt index) som är levervikten uttryckt i procent av somatisk kroppsvikt. Skillnaderna i leverns relativa storlek kan vara ett resultat av variation i upplagring av näringsämnen (fetter och kolhydrater) i levern, men kan också vara ett tecken på påverkan av miljöfarliga ämnen. Exponering för organiska miljögifter kan orsaka en förändrad storlek på lever som kan tyda på förändrad metabolisk aktivitet. Det är känt att leverns relativa storlek kan var större hos fisk som lever i recipienten för utsläpp från industrier t.ex. skogsindustrier (Sandström et al., 2015). I föreliggande undersökning visar resultaten att det inte finns några statistiskt belagda skillnader mellan lokalerna. Det går dock inte att helt bortse från att den relativa leverstorleken (LSI) visar en tendens till att vara större hos fiskarna från Saltsjön jämfört med referensen Kvädöfjärden. Resultaten tyder således på att det inte går att utesluta att leverns storlek är något påverkad hos fisken från Stockholmslokalen. Såväl mekanismen bakom som betydelsen av denna leverförändring är oklar.

GSI, och vitellogenin

I Tabell 4 redovisas GSI (gonad somatiskt index) som är gonadvikten uttryckt i procent av somatisk kroppsvikt. Resultaten visar att GSI är lägre hos både hon- och hanabborrar från Saltsjön jämfört med referensen Kvädöfjärden. Även hanfisken från Bråviken uppvisar mindre relativa gonadvikter jämfört med referensen.

Det kan finnas flera förklaringar till att den relativa gonadvikten är lägre särskilt hos fisken från Saltsjön. En förklaring kan röra skillnader i gonad- och äggutveckling i de olika områdena som har naturliga orsaker såsom olika födoval eller olika temperatur. En annan möjlig förklaring till skillnader i gonadstorlek och utvecklingsgrad är att abborrarna har en senare utveckling, försenad och/eller hämmad gonadutveckling i Saltsjön. En försenad eller hämmad utveckling är i så fall en allvarlig effekt. Orsaken kan vara flera men naturliga

miljöfaktorer såsom vattnets temperatur och tillgången på föda är möjliga förklaringar. Det kan samtidigt inte uteslutas att det i det här fallet rör sig om en påverkan av något eller några miljöfarliga ämnen. En hämmad gonadutveckling är en välkänd respons hos fiskar som exponerats permanent för organiska miljögifter i laboratorieexperiment och hos fiskar i komplext förorenade recipienter. Förminskade gonader redovisades även en tidigare mycket omfattande studie av hälsotillståndet på abborrar i och kring Stockholm (Linderoth et al., 2006). I denna tidigare undersökning noterades också en förhöjd andel icke könsmogna honor vilket indikerade en påverkan på könsmognad. I föreliggande undersökning noterades inga icke könsmogna honor i den storleksklass som prover togs från.

I Tabell 5 redovisas halten vitellogenin (guleprotein) i blodet hos honfiskerna. När gonaderna tillväxer hos abborrarna under hösten bildas vitellogenin i levern under inverkan av honfiskens östrogen och transporteras via blodet till gonaden för att inkorporeras i ägget. Resultaten visar att det inte föreligger någon skillnad mellan lokalerna. Resultaten visar också att de könsmogna honfiskarna är i full gång med att producera vitellogenin för att utveckla sina gonader för den kommande leksäsongen.

Tabell 5. Hematokrit (Ht), hemoglobin (Hb), glukos och vitellogenin i blodet hos abborrar från Kvädöfjärden, Saltsjön/Beckholmen och Bråviken/Djurö kvarn.

Station	Hb, g/l	Ht, %	Glukos, mmol/l	Vitellogenin, µg/ml
<i>Könsmogna honor</i>				
Kvädöfjärden	63,8 ± 0,9 (A)	28,5 ± 0,4	5,2 ± 0,2	1117 ± 119
Saltsjön/Beckholmen	69,2 ± 1,8 *	31,5 ± 0,9 *	4,6 ± 0,2	743 ± 198
Bråviken/Djurö kvarn	58,2 ± 1,2 *	27,5 ± 0,6	5,8 ± 0,3	784 ± 102
<i>Könsmogna hanar</i>				
Kvädöfjärden	64,8 ± 3,0	29,8 ± 1,2	6,0 ± 0,4	0,47 ± 0,08
Saltsjön/Beckholmen	67,5 ± 3,7	32,3 ± 1,3	5,6 ± 0,4	0,42 ± 0,11
Bråviken/Djurö kvarn	60,8 ± 3,5	29,3 ± 1,8	7,3 ± 1,1	0,41 ± 0,15

(A) medelvärde ± standardfel; * p < 0,05 jämfört med Kvädöfjärden

I miljöövervakningssammanhang mäts halten vitellogenin i blodplasma även hos hanfisk för att ta reda på om de exponerats för ämnen med östrogenliknande effekter. I Tabell 5 kan ses att det inte föreligger några statistiskt belagda skillnader mellan lokalerna.

Röda blodceller och hemoglobin i blodet

Det undersöktes om fisken uppvisar blodbrist eller någon annan form av effekt på syreupptagningsförmågan genom att mäta blodets volym av röda blodceller (Hematokrit, Ht), och de röda blodcellernas innehåll av hemoglobin (Hb) och andel omogna röda blodceller (iRBC). Både Ht-värdet och Hb-halten är signifikant högre hos abborrhonorna från Saltsjön jämfört med referensen Kvädöfjärden (Tabell 5). Hos abborrhonorna från Bråviken är Hb-halten signifikant lägre än hos fisken på referenslokalen. Skillnaderna speglar sannolikt olika behov och kanske förmåga att ta upp syre hos fiskgrupperna där fisken från Saltsjön tycks kompensera med lite högre andel röda blodceller, medan fisken från Bråviken tycks klara lite lägre nivåer. Genom att beräkna kvoten mellan Hb och Ht kan man se att den är i det närmaste lika för alla tre fiskgrupperna. Det tyder på att skillnaderna i Hb och Ht inte bedöms som allvarliga utan sannolikt speglar normala anpassningar.

Glukos i blodet

Halten glukos i blodet (Tabell 5) analyserades för att få en uppfattning om kolhydratmetabolismen kunde vara påverkad. Resultaten visar inga statistiska skillnader mellan de undersökta lokalerna, vilket således indikerar att kolhydratmetabolismen inte verkar vara påverkad i Saltsjön eller Bråviken när undersökningen gjordes.

Vita blodceller

Vita blodcells bilden undersöks för att ta reda på om immunförsvaret är påverkat. Mycket få avvikelser kunde noteras (Tabell 6). Därvidlag sågs inga skillnader i andelen lymfocyter, granulocyter eller andelen omogna blodceller (iRBC). Förutom att andelen trombocyter är statistiskt högre hos fisken från Bråviken jämfört med Kvädöfjärden ses en tendens till högre andel totala vita blodceller (WBC) i både Bråviken och Saltsjön lokalerna jämfört med referenslokalen. Det tyder på en mindre stimulering av immunförsvaret hos fisken i de förorenade lokalerna. Den samlade bedömningen att resultaten från mätningarna av den vita blodcells bilden indikerar att immunförsvaret är måttligt påverkat i de båda områdena när undersökningen gjordes.

Tabell 6. Andelen lymfocyter (%), granulocyter (%), trombocyter (%), total andelen vita blodceller (WBC, %) och andelen omogna röda blodceller (iRBC, %) i blodet hos abborre från Kvädöfjärden, Saltsjön/Beckholmen och Bråviken/Djurö kvarn.

Station	Lymfocyter %	Granulocyter %	Trombocyter %	WBC %	iRBC %
<i>Könsmogna honor</i>					
Kvädöfjärden	2,30 ± 0,11 (A)	1,07 ± 0,08	1,63 ± 0,11	5,00 ± 0,17	0,85 ± 0,08
Saltsjön/Beckholmen	2,65 ± 0,15	1,08 ± 0,08	1,92 ± 0,10	5,65 ± 0,23	1,05 ± 0,09
Bråviken/Djurö kvarn	2,67 ± 0,157	1,02 ± 0,11	2,14 ± 0,17 *	5,84 ± 0,35	0,72 ± 0,07
<i>Könsmogna hanar</i>					
Kvädöfjärden	1,96 ± 0,38	0,89 ± 0,19	1,57 ± 0,38	4,42 ± 0,71	0,90 ± 0,16
Saltsjön/Beckholmen	2,04 ± 0,33	0,96 ± 0,21	1,19 ± 0,17	4,19 ± 0,52	0,57 ± 0,07
Bråviken/Djurö kvarn	2,51 ± 0,17	0,93 ± 0,12	1,73 ± 0,19	5,62 ± 0,34	0,59 ± 0,07

(A) medelvärde ± standardfel; * p < 0,05 jämfört med Kvädöfjärden

Jonbalansen

I undersökningen analyserades plasmahalterna av jonerna klorid, natrium, kalium och kalcium för att undersöka om jonbalansen uppvisar rubbningar i jonreglerande organ (Tabell 7). Resultaten visar inga statistiskt belagda avvikelser för klorid, natrium och kalcium men däremot för kalium. Kalium nivåerna är högre hos abborrarna från Bråviken jämfört med Kvädöfjärden. Halten av kalium är mycket väl reglerat och ska vara lågt i plasma samtidigt som den ska vara hög inuti cellerna. Förhöjda nivåer av kalium i plasman tyder därför på att det sker ett läckage från cellerna ut till plasman, sannolikt orsakat av någon form av cellskador. Denna förändring som tyder på skador som leder till läckage av cellkomponenter anses som allvarliga förändringar. Det finns därför anledning att i framtida studier följa upp om denna avvikelse kvarstår.

Tabell 7. Plasma halterna av klorid, natrium, kalium och kalcium hos abborre från Kvädöfjärden, Saltsjön/Beckholmen och Bråviken/Djurö kvarn.

Station	Klorid mmol/l	Natrium mmol/l	Kalium mmol/l	Kalcium mmol/l
<i>Könsmogna honor</i>				
Kvädöfjärden	104,0 ± 0,9 (A)	157,7 ± 1,0	3,35 ± 0,10	1,25 ± 0,05
Saltsjön/Beckholmen	102,2 ± 1,2	161,8 ± 2,2	3,39 ± 0,11	1,20 ± 0,02
Bråviken/Djurö kvarn	103,7 ± 1,1	154,3 ± 1,1	3,89 ± 0,07 *	1,21 ± 0,04
<i>Könsmogna hanar</i>				
Kvädöfjärden	103,8 ± 2,7	155,1 ± 2,3	3,77 ± 0,15	1,15 ± 0,07
Saltsjön/Beckholmen	95,7 ± 2,4	149,6 ± 6,8	3,74 ± 0,18	1,19 ± 0,09
Bråviken/Djurö kvarn	103,4 ± 1,5	150,6 ± 3,7	4,12 ± 0,22	0,95 ± 0,17

(A) medelvärde ± standardfel; * p < 0,05 jämfört med Kvädöfjärden

EROD i levern

EROD-aktiviteten mäts för att ta reda på om fisken blivit exponerad för vissa typer av miljögifter (Tabell 8). Resultaten visar att det inte föreligger någon statistisk belagd skillnad i EROD nivåer mellan honabborrarna från de två recipientlokalerna jämfört med referenslokal Kvädöfjärden. Det finns dock en tendens till något högre EROD aktiviteter hos honfiskerna från Saltsjön jämfört med referensen och hos hanabborrarna från Bråviken jämfört med referensen. Tidigare undersökningar i dessa eller närliggande båda områden visar på förhöjda EROD aktiviteter hos abborre (Hansson et al., 2006; Hanson et al., 2010). Förhöjda EROD aktiviteter antyder att fiskarna har varit exponerade för ämnen som inducerar (ökar) EROD-aktiviteten, t.ex så kallade polycykliska aromatiska kolväten (PAH) som t.ex. kan finnas i fossil olja.

EROD-resultaten visar också att nivåerna för EROD-aktiviteterna är relativt höga och är i nivå med de högsta EROD-värdena som observeras i tidserien hos abborrarna i Kvädöfjärden (Mustamäki et al., 2018a). I Kvädöfjärden har EROD-aktiviteten analyserats årligen sedan 1988 och nivåerna pendlar mellan cirka 0,04 till cirka 0,25 nmol/mg protein x minut. Fram till cirka 2010 sågs en successiv ökning. Denna ökning som också observerades hos abborre från andra referenslokaler i Östersjön anses åtminstone delvis kunna bero på ökad bioturbation orsakad av kraftiga förändringar i bottenfaunasamhället och därmed frigörande av ”gamla” miljögifter ur sediment (Hanson et al., 2016). Efter 2010 har nivåerna varierat relativt mycket mellan åren i referenslokalen. 2017 är nivån bland de högsta i tidsserien. Vad orsaken till de relativt höga nivåerna kan vara är inte känd men resultaten tycks indikera att fiskarna från samtliga områden sannolikt är exponerade för några typer av miljöföroreningar.

Antioxidantzymer och oxidativ stress

Enzymen glutathion S-transferas (GST) och glutathionreduktas (GR) i levern uppvisar inga signifikanta skillnader hos abborrarna från Saltsjön och Bråviken jämfört med referenslokalen Kvädöfjärden (Tabell 8). Däremot är aktiviteten av enzymet katalas högre hos honabborrarna i Bråviken jämfört med referensen (Tabell 8). En liknande tendens finns även hos hanfiskerna. En ökad katalas-aktivitet visar att oxidantförsvaret är mer aktiverat hos

fiskarna från Bråvikenområdet och betyder att fisken är mer utsatt för oxidativ stress och kan tyda på en påverkan på fettmetabolismen.

I referenslokalen har katalas-aktiviteten som analyserats årligen sedan början av 2000-talet, successivt ökat fram till 2013 för att därefter stabiliseras. Aktiviteterna hos fiskarna från Bråviken är högre än de högsta nivåerna i tidsserien. Detta förhållande stärker bilden av att fisken i recipientlokalerna är utsatta för oxidativ stress sannolikt beroende på exponering för miljöföroreningar med oxidantverkan. Det är inte känt vilka ämnen det kan röra sig om men det finns gott om möjliga kandidater som kan inkludera metaller och olika miljögifter särskilt med fenolära egenskaper vilket inkluderar ämnen med antropogent ursprung men också naturligt producerade ämnen såsom vissa algtoxiner.

Acetylkolinesteras

Aktiviteten av enzymet acetylkolinesteras (AChE) reglerar nedbrytningen av transmittorsubstansen acetylkolin i nerv-/muskelsystemet. Aktiviteten mäts i muskel för att ta reda på om fisken är exponerad för vissa miljöfarliga ämnen som är kända att hämma detta enzym. Mest kända exemplen på sådana ämnen är några insektbekämpningsmedel som inte längre används i så stor utsträckning. Det finns även misstanke om att höga nivåer av andra ämnen kan ge en påverkan däribland en stor grupp ämnen som kallas organofosfatestrar som finns i vissa bekämpningsmedel, mjukgörare i plaster och syntetiska smörjoljor. Resultaten visar att AChE-aktiviteten hos honabborrarna från Bråvikenlokalen var signifikant högre jämfört med referensen Kvädöfjärden (Tabell 8). Det finns också en tendens till att nivåerna av AChE hos hanabborrarna också är högre i Bråvikenlokalen. Eftersom resultaten visar att nivåerna är högre hos fisken i Bråviken jämfört med referensen indikerar således inte resultaten att det finns ämnen i i Bråvikenlokalen som hämmar enzymet AChE. Vad orsaken är till att det är en relativt stor skillnad mellan lokalerna är dock oklar.

Tabell 8. Aktiviteter av enzymerna EROD, glutationreduktas (GR), glutation S-transferas (GST), katalas och acetylkolinesteras (AChE) hos abborre från Kvädöfjärden, Saltsjön/Beckholmen och Bråviken/Djurö kvarn.

Station	EROD (1)	GR (1)	GST (2)	Katalas (2)	AChE (1)
<i>Könsmogna honor</i>					
Kvädöfjärden	0,206 ± 0,015 (A)	10,2 ± 0,3	0,139 ± 0,004	148 ± 8	17,8 ± 1,3
Saltsjön/Beckholmen	0,260 ± 0,022	10,3 ± 0,3	0,131 ± 0,006	134 ± 9	20,5 ± 1,6
Bråviken/Djuö kvarn	0,230 ± 0,019	10,2 ± 0,2	0,149 ± 0,004	188 ± 8 *	24,1 ± 1,2 *
<i>Könsmogna hanar</i>					
Kvädöfjärden	0,301 ± 0,072	11,1 ± 0,6	0,153 ± 0,008	183 ± 10	20,1 ± 3,5
Saltsjön/Beckholmen	0,313 ± 0,045	10,7 ± 0,7	0,141 ± 0,009	195 ± 11	26,5 ± 1,6
Bråviken/Djurö kvarn	0,526 ± 0,071	10,3 ± 0,4	0,179 ± 0,004	226 ± 28	35,4 ± 4,6 *

(1) nmol/mg prot. x min; (2) µmol/mg prot. x min; * p < 0,05 jämfört med Kvädöfjärden; (A) medelvärde ± standardfel;

Sammanfattande beskrivning av påverkan i lokalerna

Båda lokalerna, Bråviken och Saltsjön, uppvisade signifikant skillnad jämfört med referenslokalen Kvädöfjärden med avseende på: 1. Konditionsfaktorn både hos hon- och hanfiskarna 2. Hemoglobinhalt hos honfisken 3. Gonadosomatiskt index hos hanfisken (Tabell 9). Detta tyder på att det föreligger en likartad påverkan på fiskens kondition, med magrare fiskar, i både Bråviken och Saltsjön jämfört med Kvädöfjärden. Detta är en allvarlig effekt. Resultaten visar dessutom mindre gonader hos hanfisken vilket tyder på en försenad eller hämmad utveckling av hanfiskens testiklar. Vilket också är en allvarlig effekt. När det gäller hemoglobinhaltarna är de högre hos fisken från Saltsjön och lägre i Bråviken jämfört med referensen Kvädöfjärden. Påverkan på syreupptagning kan vara allvarligt för fisken men i denna undersökning samvarierar Hb-halterna med Ht (som är ett mått på de röda blodkropparnas volym) vilket tyder på att dessa skillnader sannolikt ligger inom normala anpassningar. Utöver detta visar resultaten en antydning om en påverkan på fiskens tillväxt eftersom fiskarna från både Bråviken och Saltsjön dels var mindre i storlek men samtidigt äldre indikerar det att fiskarnas tillväxt är sämre än i referenslokalen. Nedan samt i Tabell 9 har resultaten från undersökningarna summerats per lokal.

Saltsjön

Resultaten visar att det hos honabborrarna från Saltsjön ses några tydliga avvikelser i 4 variabler jämfört med referensen Kvädöfjärden. För honabborrarna gäller dessa avvikelser signifikant mindre gonadosomatiskt index (GSI), lägre konditionsfaktor (CF), högre hematokrit och högre halt hemoglobin. Detta tyder på att det finns en påverkan på fiskens fortplantning, kondition och förmåga att ta upp syre. Hos abborrhonorna finns också en tendens till att andelen vitblodceller är högre än i referenslokalen. Detta kan tolkas som att immunförsvaret är lite aktiverat. Dessutom finns en tendens till något högre EROD aktiviteter hos honfisken. Dessa resultat tyder på en exponering för vissa organiska föroreningar. När det gäller hanfisken uppvisade resultaten i likhet med honfisken signifikant mindre gonadosomatiskt index (GSI), lägre konditionsfaktor (CF), och en tendens till högre hematokrit och högre halt hemoglobin. Utöver dessa avvikelser hos fiskarna indikerar resultaten en påverkan på fiskens tillväxt eftersom abborrarna som undersöktes från Saltsjön var betydligt mindre och samtidigt äldre, vilket indikerar en långsammare genomsnittligt tillväxt, jämfört med fisken från Kvädöfjärden.

Bråviken

Resultaten visar att det hos honabborrarna från Bråviken ses några tydliga avvikelser i 6 variabler jämfört med referensen Kvädöfjärden. För honabborrarna gäller dessa avvikelser signifikant mindre konditionsfaktor (CF), högre halt hemoglobin, högre plasmahalt av kalium, större andel trombocyter (och en tendens till högre andel vitblodceller) och högre katalas-aktivitet och AChE-aktivitet. Dessa resultat tyder på att det finns en påverkan på fiskens kondition, förmågan att ta upp syre, oxidativ stress, indikation på skador och läckage från celler, och på nervösreglering. Utöver att även hanfisk från lokalen uppvisade signifikant mindre CF och högre AChE-aktivitet uppvisade dessa mindre gonader vilket tyder på att fisken från Bråviken också uppvisar påverkan på fortplantningen. Även för fisken tillväxt finns en tendens som tyder på långsammare tillväxt hos abborren från Bråviken, men det tycks inte vara lika tydligt som för fisken från Saltsjön.

Tabell 9. Parametrar i undersökningen 2017 där statistiskt signifikant skillnad ($p < 0,05$) noterades på båda lokalerna Saltsjön/Beckholmen och Bråviken/Djurö kvarn lokalerna jämfört med referenslokal Kvädöfjärden. S= Signifikant skillnad mot Kvädöfjärden med avseende på honabborrar. s= Signifikant skillnad mot Torhamn med avseende på hanabborrar.

Parameter	Beckholmen	Bråviken
Reproduktion		
Gonadosomatiskt index (GSI)	S s	s
Vitellogenin (hane)	-	-
Vitellogenin (hona)	-	-
Kondition och metabolism		
Konditionsfaktor (CF)	S s	S s
Leversomatiskt index (LSI)	-	-
glukos	-	-
Avgiftningskapacitet		
EROD	-	-
GR	-	-
GST	-	-
Katalas	-	S
Immunförsvar		
WBC	-	-
Lymfocyter	-	-
Granulocyter	-	-
Trombocyter	-	S
Röda blodceller		
Hematokrit (Ht)	S	-
Hemoglobin (Hb)	S	S
Omogna röda blodceller (iRBC)	-	-
Jonreglering		
Natrium (Na)	-	-
Kalium (K)	-	S
Klorid (Cl)	-	-
Kalcium (Ca)	-	-
Nervfunktion		
Acetylkolinesteras (AChE)	-	S s

Sammanvägda bedömningar och slutsatser

Ett stort antal parametrar ingår i den utförda fiskfysiologiska undersökningen. Syftet är att kunna göra en bedömning av fiskhälsan på de olika lokalerna utifrån en sammanvägning av resultaten från parametrarna. I fiskfysiologiska undersökningar anses en tydlig skillnad föreligga i en parameter om en statistiskt signifikant skillnad ($p < 0,05$) finns mellan en recipientlokal och en referenslokal. I föreliggande undersökning har de statistiskt signifikanta skillnaderna sammanfattats i Tabell 9 för såväl honabborrar som hanabborrar.

Det har sedan ett antal år tillbaka redovisats en modell för att bedöma eventuell påverkan i skogsindustrirecipienter hälsotillståndet hos abborre (Larsson et al., 2000; Sandström et al., 2005). Denna modell som vidareutvecklats något i Hanson et al., (2014) kan också tillämpas på resultaten från de undersökta områdena i Bråviken och Saltsjön. Modellen bygger på att parametrarna delas in i fysiologiskt funktionella grupper såsom fortplantning, immunförsvar, kondition, hematologi och jonreglering. Varje fysiologisk funktion bedöms på en tre gradig skala med ingen/obetydlig påverkan, påverkan och oacceptabel störning i funktion som de tre nivåerna. En oacceptabel påverkan bedöms i regel föreligga i en funktion om minst tre parametrar i en funktionell grupp avviker signifikant från referenslokalens värden. Om minst två funktioner uppvisar en oacceptabel påverkan anses fiskhälsan vara påverkad. Om en eller två parametrar i en funktionell grupp avviker skall vidare undersökningar utföras. Dessutom säger modellen att om resultaten visar en störd fortplantning, en minskad tillväxt eller reducerad kondition anses fiskhälsan påverkad.

I Tabell 10 redovisas omfattningen av påverkan i de olika funktionella grupperna lokalvis. Det framgår att fler funktionella grupper från Beckholmen än från Saltsjön uppvisar skillnader mot referenslokalen, Kvädöfjärden. Enligt modellen visar resultaten en oacceptabel störning för två funktioner, reproduktion och kondition. Det betyder att bedömningen är att påverkan är av en sådan dignitet att fiskhälsan måste anses vara påverkad.

Tabell 10. Sammanfattande beskrivning av om det finns en påverkan i de olika fysiologiska funktioner där ett antal parametrar analyserats i fisk från lokalerna i Bråviken och Beckholmen. S= Signifikant skillnad mot Kvädöfjärden med avseende på honabborrar. s= Signifikant skillnad mot Torhamn med avseende på hanabborrar.

Funktion	Parameter/biomarkör	Beckholmen	Bråviken
Fortplantning	GSI, vitellogenin	Ss	s
Kondition o energi	LSI, CF, glukos	Ss	Ss
Leverfunktioner	EROD, GR. GST, Katalas		S
Immunförsvar	Vita Blodceller		S
Hematologi	Ht, Hb, iRBC	SS	S
Jonreglering	Na, K, Cl, Ca		S
nervfunktion	AChE		

	Ingen/obetydlig påverkan på funktion
	Påverkan på funktion (ytterligare undersökning bör göras)
	Oacceptabel störning i funktion

I tidskriften Havet beskrivs också denna fiskmodell för bedömning av fiskfysiologiska undersökningar där även halter av miljögifter ingår (Reutgardh et al., 2010). Förutom att således även miljögiftshalter ingår i denna bedömningsmall införs en marginell förenkling för bedömningen av när fiskens hälsa är påverkad. Den bedöms påverkad om minst fem biomarkörer (parametrar), i minst två olika funktionella grupper, visar på signifikant skillnad. Även i denna modell, som således i allt väsentligt är lik modellen som beskrivs i stycket ovan, ger störd fortplantning och reducerad kondition bedömningen påverkad fiskhälsa.

Tillämpas detta på resultaten från 2017 års undersökning kan man se att det finns en påverkan i minst tre funktioner (Tabell 10) hos fisken från båda lokalerna och för två av dessa bedöms störningarna som oacceptabel. Den samlade bedömningen blir även här att fiskens hälsa är påverkad.

Med hjälp av dessa snarlika modeller för att bedöma fiskhälsa visar resultaten att fisken i båda undersökta lokalerna uppvisar en tydlig påverkan i flera olika fysiologiska funktioner då jämförelser görs mot referenslokal Kvädöfjärden. Avvikelseerna bedöms som allvarliga och det kan inte uteslutas att de kan ge störningar på populationsnivå.

Det är viktigt att tillägga att det rapporteras om successiva förändringar av hälsotillståndet hos abborre från referenslokalen Kvädöfjärden som tyder på att den försämras. Dessa observationer baseras på tidstrender. Dessa förändringar tycks vara ett generellt fenomen och har således observerats hos abborre från andra kustreferensområden. Huruvida denna successiva förändring hos abborre på individnivå har resulterat i påtagliga förändringar på populationsnivå i Kvädöfjärden är oklart, men det har konstaterats att abborre och annan rovfisk minskat i förekomst och bedömningen av miljöstatus är enligt Havsmiljödirektivet att abborre och rovfisk inte når upp till god miljöstatus.

Erkännande

Vi vill tacka Linda Andersson, Jenny Lycken och Linda Hasselberg Frank för teknisk assistans vid provtagningen och analysarbetet. Vi vill också tacka att vi fick tillgång till att sumpas fisken och ha provtagningen av fisken vid Beckholmens Dockförening (Stockholm) och vid Djurö Kvarn (Norrköping).

Litteraturreferenser

Asker N., Carney Almroth B., Albertsson E., Coltellaro M., Bignell J.P., Hanson N., Scarcelli V., Fagerholm B., Parkkonen J., Wijkmark E., Frenzilli G., Förlin L. and Sturve J. 2015. A gene to organism approach—assessing the impact of environmental pollution in eelpout (*Zoarces viviparus*) females and larvae. *Environ. Toxicol. Chem.* 34, 1511-1523.

Förli, L., Haux C., Andersson T., Olsson P.-E. and Larsson Å. 1986. Physiological methods in fish toxicology: laboratory and field studies. In: *Fish Physiology: Recent Advances* (Nilsson, S., Holmgren, S., eds.). Croom Helm, London. pp. 158-169.

Hanson N., Förlin L. and Larsson Å. 2009. Evaluation of long-term biomarker data from perch (*Perca fluviatilis*) in the Baltic Sea suggests increasing exposure to environmental pollutants. *Environ Toxicol Chem.* 28, 364-373.

Hanson N., Förlin L. and Larsson Å. 2010. Spatial and annual variation to define the normal range of biological endpoints: An example with biomarkers in fish. *Environ. Toxicol Chem.* 29, 2616-2624.

Hanson N., Larsson Å och Förlin L. 2014. Gränsvärden för biomarkörer och dess tillämpning i bedömninggrunder för fiskhälsa. <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:851071/FULLTEXT01.pdf>

Hanson N., Larsson Å., Parkkonen J., Förlin L., Faxneld S., Nyberg E., Bignert A., Ek Henning H., Olsson J., Bryhn A. and Ericson Y. 2016. Bottendjuren påverkar fiskens hälsa. HAVET 2015/2016. pp. 86-89 (in Swedish).
<http://havsmiljoinstitutet.se/publikationer/havet/havet2015-2016>

Hansson T., Lindesjö E., Förlin L., Balk L., Bignert A. and Larsson Å. 2006. Long-term monitoring of the health status of female perch (*Perca fluviatilis*) in the Baltic Sea shows decreased gonad weight and increased hepatic EROD activity. *Aquatic Toxicology* 79, 341-355.

Hansson T., Hansen W., Tjärnlund U., Balk L. and Bengtsson B.-E. 2014. Biomarker investigations in adult female perch (*Perca fluviatilis*) from industrialised areas in the Northern Sweden in 2003. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 66, 237-247.

Haux C. and Förlin L. 1988 Biochemical methods for detecting effects of contaminants on fish. *Ambio* 6, 376-380.

Larsson Å., Haux, C. and Sjöbeck M.-L. 1985. Fish physiology and metal pollution: results and experiences from laboratory and field studies. *Ecotox. Environ Safety*, 9, 250-281.

Larsson Å., Förlin L., Grahn O., Landner, L., Lindesjö E. and Sandström O. 2000. Guidelines for interpretation and biological evaluation of biochemical, physiological and pathological alterations in fish exposed to industrial effluents. SSVL. Miljö 2000. Rapport nr 5.

Larsson Å., Förlin L., Lindesjö E., and Sandström O. 2003. Monitoring of individual organisms responses in fish populations exposed to pulp mill effluents. In: *Environmental Impacts of Pulp and Paper Waste Streams*. Eds T.R. Stuthridge, M.R. van den Heuvel, N.A. Marvin, A.H. Slade, J. Gifford. SETAC Press. Pp 216-226.

Larsson Å och Förlin L. 2006. Hälsotillstånd hos kustfisk – biologiska effekter på subcellulär och cellulär nivå, Naturvårdsverket, 2006-02-10.
<http://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/miljoovervakning/handledning/metoder/undersokningstyper/kusthav/fiskhalso.pdf>

- Mustamäki N. Olsson J., Franzén F., Förlin L., Larsson Å., Parkkonen J., Faxneld S., Danielsson S. and Nyberg E. 2018a. Faktablad från integrerad kustfiskövervakning 2018:3. Kvädöfjärden (Egentliga Östersjön) 1988-2017. <http://www.slu.se/faktablad-kustfisk>
- Mustamäki N. Olsson J., Franzén F., Förlin L., Larsson Å., Parkkonen J., Faxneld S., Danielsson S. and Nyberg E. 2018b. Faktablad från integrerad kustfiskövervakning 2018:2. Holmöarna (Bottniska viken) 1989-2017. <http://www.slu.se/faktablad-kustfisk>
- Mustamäki N. Olsson J., Franzén F., Förlin L., Larsson Å., Parkkonen J., Faxneld S., Danielsson S. and Nyberg E. 2018c. Faktablad från integrerad kustfiskövervakning 2018:4. Torhamn (södra Egentliga Östersjön) 1989-2017. <http://www.slu.se/faktablad-kustfisk>
- Noaksson E., Linderöth M., Tjärnlund U. and Balk L. 2005. Toxicological effects and reproductive impairments in female perch (*Perca fluviatilis*) exposed to leachate from Swedish refuse dumps. *Aquat. Toxicol.* 75: 162-177.
- Reutgardh M., Sundelin B., Magnusson M., Granmo Å., Larsson Å., Förlin L., Hanson N och Parkkonen J. 2010. Biologiska effekter – bedömningsgrunder under utveckling. HAVET 2010, 77-80.
- Ronisz D., Lindsjö E., Larsson Å., Bignert A. and Förlin L. 2005. Thirteen years of monitoring selected biomarkers in Eelpout (*Zoarces viviparus*) at reference site in the Fjällbacka archipelago on the Swedish west coast. *Aquat. Ecosystem Health Manage.* 8, 175-184.
- Sandström O., Grahn O., Karlsson M., Larsson Å., Malmaeus M. och Viktor T. 2015. Miljösituationen förr och nu i skogsindustrirecipienten - Bakgrundsrapport. IVL-rapport C115.
- Sandström O., Larsson Å., Andersson J., Appelberg M., Bignert A., Ek, H., Förlin L. and 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.
- Stegeman J.J., Brouwer M., Di Giulio R.T., Förlin L., Fowler B.A. Sanders B.M. and Van Veld P.A. 1992. Molecular responses to environmental contamination: Enzyme and protein systems as indicators of chemical exposure and effects. In *Biomarkers: Biochemical, Physiological, and Histological Markers of Anthropogenic Stress*. Eds Hugget R.J., Kimerle R.A., Mehrle P.M. and Bergman H.L. SETAC Special Publications Series, Lewis Publishers. pp. 235-335.
- Sturve J., Berglund Å., Balk L., Broeg K., Böhmert B., Massey S., Parkkonen J., Stephensen E., Koehler A. and Förlin L. 2005. Effects of dredging in Göteborg harbour, Sweden, assessed by biomarkers in eelpout (*Zoarces viviparus*). *Environ. Toxicol. Chem.* 24: 1951-1961.
- Van der Oost, R., Beyer, J. and Vermeulen, N.P.E., 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Biochem. Pharmacol.* 13, 57-149.