



GÖTEBORGS UNIVERSITET



Havs
och Vatten
myndigheten

Miljön i Hanöbukten 2015-2017

- finns det ett samband mellan tillståndet för fisken, dess hälsa och belastningen av miljöfarliga ämnen?



Detta är en rapport som har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten och innebär inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida.

Havs- och vattenmyndigheten

Datum: 2018-02-26

Omslagsfoto: Klas Rune/Naturfotograferna/IBL

ISBN 978-91-87967-99-3

Havs- och vattenmyndigheten

Box 11 930, 404 39 Göteborg

www.havochvatten.se

Miljön i Hanöbukten 2015-2017

– finns det ett samband mellan tillståndet för fisken, dess hälsa och belastningen av miljöfarliga ämnen?

Jens Olsson, Anna-Li Jonsson, Jon Duberg, Anna Lingman och
Rahmat Naddafi, Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges
lantbruksuniversitet

Lars Förlin, Jari Parkkonen, Åke Larsson, Noomi Asker och
Joachim Sturve, Institutionen för biologi och miljövetenskap,
Göteborgs Universitet

Caroline Ek, Suzanne Faxneld och Elisabeth Nyberg, Enheten för
miljöforskning och övervakning, Naturhistoriska riksmuseet.

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:10

Förord

Både yrkesfiskare och en intresserad allmänhet har under flera år bekymrat rapporterat om problem de observerat i Hanöbukten. Det har rört sig om så pass allvarliga saker som exempelvis sårskadad fisk, sjunkande fiskbestånd och syrebrist i bottenvattnet. Dessa observationer togs på största allvar och ledde till flera utredningar. Redan 2013 publicerade Havs- och vattenmyndigheten en undersökning av miljön i Hanöbukten, dock utan att kunna peka ut några avgörande orsaker till de problem som rapporterats. Som en följd av de tidigare utredningarna gav regeringen, 2014, Havs- och vattenmyndigheten i uppdrag att utföra en treårig undersökning av eventuella samband mellan miljögifter, fiskhälsa och fiskbestånd i Hanöbukten. Den rapport ni just nu läser har utrett just dessa samband.

Expertisen inom respektive kunskapsområde har anlåtats för att grundligt undersöka de observerade problemen. Dessa experter har undersökt fiskbestånden genom provfisker såväl som genom kemiska och fysiska analyser av fiskar från Hanöbukten. Läsaren torde främst slås av två saker: hur oerhört komplicerade miljöproblem kan vara när man inte hittar en enda uppenbar orsak till dem, och att Hanöbukten definitivt inte är en isolerad del av vår miljö, utan en del av ett större komplex. Den lösning på problemen som alla drömmer om, nämligen att man kunnat hitta en tydlig källa till det onda och sedan kunnat lösa saken genom att ”stänga av kranen” föreligger dessvärre inte. Tvärtom visar undersökningarna istället att Hanöbukten ur de flesta aspekter skiljer sig väldigt lite från resten av Östersjön. Möjligen är det så att problemen observeras i ett tidigare skede i Hanöbukten än i omgivande områden. Lösningen finns måhända inte lokalt, utan vi behöver titta även utanför Hanöbukten för att komma framåt.

Jag önskar alla en intressant stund när ni läser rapporten, den har starkt bidragit till ökad kunskap om Hanöbukten och om Östersjön och är väl värd att ägna en stunds läsning.



Göteborg 2018-02-26

Mikael Krysell

Sammanfattning	8
Bakgrund	10
Syfte	10
Metoder	11
Miljöfarliga ämnen i fisk.....	11
Fiskhälsa.....	14
Fiskbestånd.....	16
Resultat och diskussion	20
Miljöfarliga ämnen i fisk.....	20
<i>Biologiska data – fetthalt och ålder</i>	20
Metaller	21
Polyklorerade bifenyler (PCB:er).....	22
Klorerade pesticider.....	24
Bromerade flamskyddsmedel (BFR)	25
Poly- och perfluorerade substanser (PFAS)	26
Dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er (dl-PCB).....	27
Screening av miljögifter (icke-riktad analys) och uppföljande PAH analys	28
Sammanfattning miljöfarliga ämnen	29
Fiskhälsa.....	30
Okulär besiktning och morfometriska mått (kropps- och organindex)	30
Röda blodceller och hemoglobin i blodet	32
Glukos i blodet	32
Vita blodceller	32
Jonbalansen	33
Antioxidantzymer och oxidativ stress.....	36
Vitellogenin (guleprotein).....	37
Sammanfattning fiskhälsa.....	38
Fiskbestånd.....	39
Omgivningsvariabler.....	39
Fisksamhällets artsammansättning och struktur	42
Torsk.....	45
Skrubbskädda.....	48
Yttre fysiska avvikelser	51
Sammanfattning fiskbestånd.....	53
Integrerad slutsats	54
Referenser.....	55

Sammanfattning

Under slutet av 2000-talet inkom flertalet rapporter från allmänheten och fiskare i de västra delarna av Hanöbukten om låga förekomster av fisk, förekomst av sårskadad fisk och illaluktande vatten i området. Den här rapporten sammanfattar resultaten och slutsatserna från undersökningar i Västra Hanöbukten utförda under 2015-2017 med syfte att undersöka eventuella samband mellan miljöfarliga ämnen och fiskhälsa, samt orsakerna till uppkomsten av sårskadad fisk i området. Därtill presenteras resultaten från provfisken utförda i syfte att kartlägga bestånden av kustfisk i området. Följande fyra frågeställningar besvaras:

- Vilka eventuella samband mellan miljöfarliga ämnen och fiskhälsa har framkommit?
- Vilka orsaker till uppkomst av sårskadad fisk har dokumenterats?
- Vilka resultat har kartläggningen av kustfiskbestånd, miljöfarliga ämnen respektive fiskhälsa lett till?
- Vilka slutsatser kan dras gällande vilka arter och storleksklasser som påverkas mest av miljöfarliga ämnen?

Resultaten från analyserna av miljöfarliga ämnen i skrubbskädda och torsk visar inte på några generellt förhöjda halter av miljöfarliga ämnen i Västra Hanöbukten under 2015-2016 i jämförelse med referensstationerna Kvädöfjärden och Torhamn (Östra Hanöbukten, skrubbskädda) och sydöstra Gotland (torsk). För några miljögifter såsom DDE och PFOS var halterna hos skrubbskädda något högre i Västra Hanöbukten än i Kvädöfjärden, men halterna ligger under gränsvärden för båda dessa ämnen och inom den naturliga variation som är förväntad med hänsyn till inom- och mellanårsvariation i referensstationer. För torsk visade resultaten att sårskador som antas vara orsakade av nejonöga från Hanöbukten hade högre halter av PCB:er, DDT och dess metaboliter, bromerade flamskyddsmedel och PFAS (poly- och perfluorerade ämnen) jämfört med fiskar utan sårskador i området. Om de högre halterna av miljögifter i sårskadad fisk är ett resultat av lägre kondition och fettvikt hos fisken till följd av sårskadorna eller om gifterna i sig påverkar fisken negativt är idag oklart. För torsk med okända sårskador från Hanöbukten kunde ingen koppling göras mellan uppkomst av sårskador och de analyserade miljögifterna.

Undersökningarna av skrubbskäddans hälsa i Västra Hanöbukten visade på tydliga fysiologiska skillnader mellan skrubbskädda som fångats i området jämfört med referenslokalen Kvädöfjärden under 2015. Dessa skillnader kan tyda på påverkan av miljögifter. Men de undersökningar som genomfördes under 2016 och 2017 kunde emellertid inte belägga dessa tydliga skillnader när fisk från Västra Hanöbukten jämfördes med den från referensområdet Torhamn i östra Blekinge. Histopatologiska undersökningar på fisk insamlade 2017 visade även att fiskarna i Västra Hanöbukten är relativt friska. Orsaken till de möjligen episodiskt förekommande förändringarna av fiskens hälsotillstånd i Västra Hanöbukten under 2015 är inte känd, men kan vara ett resultat av variation mellan områden i olika omgivningsfaktorer som födotillgång och/eller vattentemperatur. Det kan dock inte uteslutas att de förändringarna i skrubbskädda som observerats kan vara orsakade av ett eller flera miljöfarliga ämnen som inte ingått i undersökningarna som presenteras i denna rapport.

Resultaten från provfisken visar att fisksamhällets struktur och funktion i de västra delarna av Hanöbukten under 2015-2017 inte avviker i jämförelse med tidigare undersökningar i området och andra kustområden i södra Östersjön. Torsk och skrubbskädda är vanliga arter i fisksamhället i Västra Hanöbukten. Även om fångsterna av arterna generellt var låga i provfisken under 2015-2017, avviker de inte tydligt från tidigare undersökningar i området och i andra kustområden i södra Östersjön utan speglar sannolikt förändringar under senare år i beståndssituationen för arterna i

Östersjön. Emellertid var också konditionen hos torsk och skrubbskädda låg i de västra delarna av Hanöbukten under 2015-2017, och det finns en antydning till lägre kondition hos båda arterna jämfört med andra kustområden i södra Östersjön som möjligen kan tyda på låg födotillgång i området. Frekvensen av fisk (framförallt torsk och skrubbskädda) med yttre fysiska avvikelser såsom bett, sårskador och deformationer verkar vara något förhöjd i Västra Hanöbukten jämfört med andra områden längs den svenska kusten. De typiska frätskador som allmänheten rapporterat i området kunde inte påvisas i provfiskena, och hudsår delvis sannolikt orsakade av andra djur som säl och nejonöga dominerade de yttre fysiska avvikelserna som noterades. Vad som orsakar övriga avvikelser är idag inte klarlagt, men skulle möjligen kunna kopplas till att fiskens låga kondition gör den mer känslig för yttre påverkan.

Med grund i de utförda undersökningar och erhållna resultat under 2015-2017 har inte några tydliga samband mellan miljöfarliga ämnen, fiskens hälsotillstånd och bestånd dokumenterats i Västra Hanöbukten. Det är därför inte heller möjligt att uttala sig om vilka storleksklasser av fisk som är känsligast för miljöfarliga ämnen. Förutom angrepp av andra djur som säl och nejonöga, har inte orsaken till de okända skador som observerats på fisken kunnat fastställas. Med utgångspunkt i de resultat som idag finns tillgängliga, kan det dock inte uteslutas att den avvikande hälsan hos skrubbskäddan i Västra Hanöbukten under 2015 och vissa av de yttre fysiska avvikelserna som noterades hos fisken under provfiskena kan ha orsakats av miljöfarliga ämnen.

Undersökningarna i Västra Hanöbukten under 2015-2017 har bidragit till en ökad kunskap om tillståndet för fisken i området gällande miljögiftsbelastning, hälsa, samhälle och bestånd, och huruvida det nuvarande tillståndet avviker från andra delar av Östersjön. Systemet i de västra delarna av Hanöbukten är relativt unikt i Sverige, med en öppen kust mot södra Östersjön, och informationen som presenteras i denna rapport bör utgöra en grund för en långsiktig miljöövervakning av fisken i området. En långsiktig miljöövervakning i Västra Hanöbukten medger även en framtida bedömning av miljötillståndet i området, och möjliggör samtidigt upptäckt och dokumentation av episodiska fenomen som påverkar fiskesamhällets struktur och funktion, samt fiskens individuella hälsa och belastning av miljöfarliga ämnen.

Bakgrund

Efter iakttagelser från lokala fiskare och allmänheten om att de inre delarna av Hanöbukten tidvis uppvisat problem med lägre förekomst av fisk, sårskador på fisk och dålig vattenkvalitet genomfördes fördjupade analyser, först av Länsstyrelsen i Skåne län 2011 och sedan av Havs- och vattenmyndigheten under 2013. Dessa analyser kunde inte bekräfta de observerade problemen i Hanöbukten eller möjliga orsaker. Ingen enstaka faktor, eller enskild källa kunde pekas ut som bakomliggande orsak. Det bedömdes därför att det fanns ett behov av att vidare undersöka kopplingen mellan fiskhälsa och miljöfarliga ämnen i Hanöbukten, något som tidigare inte har täckts av regional och nationell övervakning.

Regeringen beslutade därför att genom ett regeringsuppdrag vidare utreda Hanöbuktens miljöproblem som fokuserar på att undersöka eventuella samband mellan miljöfarliga ämnen, kända eller ännu inte kända, och fiskhälsa (inklusive sårskador). Havs- och vattenmyndigheten fick i uppdrag att under tre år genomföra ett program för att övervaka miljön i Hanöbukten. Programmet skulle inkludera studier och kartläggning av kustfiskbestånd, miljöfarliga ämnen och fiskhälsa.

Regeringsuppdraget

Havs- och vattenmyndigheten har genom ett regeringsbeslut, 2014-05-28 (M2014/1350/Nm), fått i uppdrag att övervaka miljön i Hanöbukten under tre år för att undersöka eventuella samband mellan miljöfarliga ämnen och fiskhälsa samt orsakerna till uppkomsten av sårskadad fisk. Programmet bör inkludera studier och kartläggning av kustfiskbestånd, miljöfarliga ämnen och fiskhälsa.

Efter samråd med Naturvårdsverket och Statens veterinärmedicinska anstalt, Göteborgs universitet, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Naturhistoriska riksmuseet (NRM), Kemikalieinspektionen och Länsstyrelserna i Skåne län, Blekinge län och Kalmar län gav Havs- och vattenmyndigheten därför i uppdrag till Göteborgs universitet, Sveriges lantbruksuniversitet och Naturhistoriska riksmuseet att genomföra ett integrerat miljöövervakningsprogram i Hanöbukten.

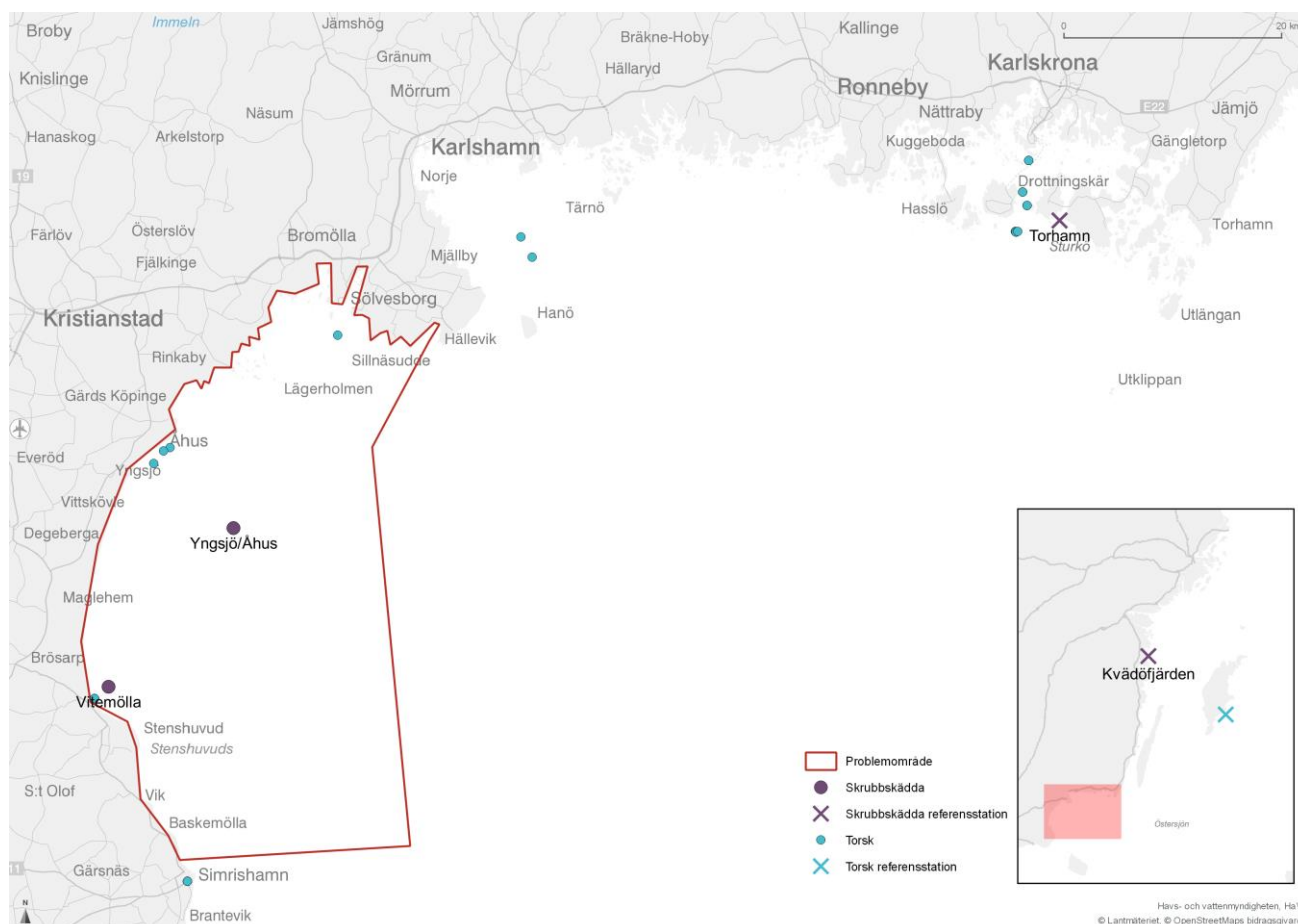
Syfte

Syftet med programmet är att undersöka eventuella samband mellan miljöfarliga ämnen och fiskhälsa samt orsakerna till uppkomsten av sårskadad fisk. Genom studier och kartläggning av kustfiskbestånd integrerat med undersökningar av fiskhälsa och förekomst av miljöfarliga ämnen bör eventuella effekter på fiskhälsa och fiskbestånd kunna kopplas till graden av belastning av miljöfarliga ämnen i Hanöbukten. Genom jämförande analyser från övervakning i andra områden syftar undersökningarna också till att eventuellt ge svar på om effekter på fiskhälsa och fiskbestånd kopplade till miljöfarliga ämnen kan vara ett generellt problem för Östersjön snarare än ett lokalt problem i Hanöbukten.

Metoder

Miljöfarliga ämnen i fisk

Under 2015 och 2016 har Naturhistoriska riksmuseet (NRM) låtit analysera skrubbskädda (insamlade under 2015-2016) och torsk (insamlade under 2015) från Västra Hanöbukten samt vid lämpliga referenslokaler (2015 - Kvädöfjärden och 2016 - Torhamn) endast för skrubbskädda då redan analyserat material fanns tillgängligt för torsk från sydöstra Gotland) (Figur 1). Detta för att utreda ett eventuellt samband mellan miljöfarliga ämnen och fiskhälsa samt uppkomst till okända sårskador.



Figur 1. Karta över insamlingslokaler för skrubbskädda och torsk i Hanöbukten och referenslokaler.

Material

Skrubbskäddor som samlats in i syfte att undersöka fiskhälsa av Göteborgs universitet (endast från 2015 och 2016, se avsnittet om "Fiskhälsa" nedan) skickades efter fiskhälsundersökningar in frysta till Naturhistoriska riksmuseet för provberedning och åldersbestämning. Könsbestämning hade tidigare utförts vid fiskhälsundersökningen och för miljögiftsanalyser valdes enbart honor ut. Två samlingsprover (homogenat av 9-19 individer per prov, beroende på mängd tillgängligt material) från vardera lokal och år provbereddes.

Torskar inskickades till Statens veterinärmedicinska anstalt (SVA), med och utan sårskador, skickades efter SVA:s bedömning in frysta till Naturhistoriska riksmuseet för provberedning och åldersbestämning. Totalt provbereddes 35 torskar (i två omgångar, första 13-15 stycken, andra 20 stycken) varav sex stycken var visuellt opåverkade, fem stycken hade tydliga sälbett, åtta stycken

hade bett av vad som förmodas vara nejönöga och 16 torskar hade sårskador av okänd karaktär (Statens veterinärmedicinska anstalt 2016). För närmare beskrivning och klassificering av de olika sårtyperna se rapport från Statens veterinärmedicinska anstalt (Statens veterinärmedicinska anstalt 2016).

Analyser av miljöfarliga ämnen

I Tabell 1 återfinns en sammanfattning av de analyser som gjorts för respektive art samt i vilken typ av vävnad analyserna utförts. Detaljerad beskrivning av omfattning för respektive ämnesgrupp återfinns nedan:

Riktade analyser

Metaller – silver, aluminium, arsenik, kadmium, krom, koppar, järn, nickel, bly, tenn, zink och kvicksilver.

Klorerade pesticider och PCB:er – HCB, α - β - och γ -HCH, DDT, DDD, DDE, CB-28, CB-52, CB-101, CB-118, CB-153, CB-138 och CB-180.

Poly- och Perfluorerade ämnen – PFHxA, PFHpA, PFOA (linjär och grenad för analyser 2016), PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDODA, PFTrDA, PFTeDA, PFPeDA, PFBS, PFHxS (linjär och grenad), PFOS (linjär och grenad), PFDS (linjär och grenad) och FOSA (linjär och grenad). Följande ämnen analyserades endast 2016; PFHxDA, PFODA, PFBS samt nästkommande ämnen som endast bör anses vara estimat; 4:2 FTS, 6:2 FTS, 8:2 FTS, FPrPA, FPpPA, F-53B, FOSAA, MeFOSAA, EtFOSAA och HFPO-DA.

Bromerade flamskyddsmedel – BDE-28 (ej för skrubbskädda 2016 och för torsk), BDE-47, BDE-99, BDE-100, BDE-153, BDE-154 och HBCDD. Analyserades endast en omgång för torsk (13 torskar).

Dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er – 2,3,7,8-TeCDD, 1,2,3,7,8-PeCDD, 1,2,3,4,7,8-HxCDD, 1,2,3,6,7,8-HxCDD, 1,2,3,7,8,9 HxCDD, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD, OCDD, 2,3,7,8-TeCDF, 1,2,3,7,8-PeCDF, 2,3,4,7,8-PeCDF, 1,2,3,4,7,8-HxCDF, 1,2,3,6,7,8-HxCDF, 2,3,4,6,7,8-HxCDF, 1,2,3,7,8,9-HxCDF, 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF, 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF, OCDF, CB-77, CB-81, CB-126, CB-169, CB-105, CB-114, CB-118, CB-123, CB-156, CB-157, CB-167 och CB-189. Analyserades endast en omgång för torsk (15 torskar).

För vidare information om hur de riktade kemiska analyserna har utförts se Bignert m.fl. (2016 och 2017).

Icke-riktad analys

Screening av kemiska ämnen som inte täckts in av ovan nämnda riktade analyser utfördes av Institutionen för miljövetenskap och analytisk kemi vid Stockholms universitet. Genom att använda en bred extraktion med efterföljande högupplöst (Orbitrap) vätskekromatografi (LC) kopplad till masspektrometri (MS) med positiv och negativ jonisering genereras tusentals unika kromatografiska toppar för polära ämnen (både endogena och exogena substanser) med exakt massa. Efterföljande datahantering innefattar multivariat statistik (partial least square discriminant analysis, PLS-DA) för att selektera fram hanterbara mängder av potentiella toppar som, baserat på gruppering av prover och individuella provers olika intensitet, skapar tydliga skillnader mellan grupper. Vidare görs "möjlig" identifiering av dessa toppar genom jämförelser mellan teoretiska och uppmätta kvoter mellan massa och laddning (m/z) i olika tillgängliga databaser (e.x. Compound Discoverer 2.0, Chempidder och

m/z Cloud) med en felmarginal på mindre än 0.005. De rådata som genererats av analysen har även skickats till Kemikalieinspektionen (KEMI) där man utvärderat de kromatografiska topparna med hjälp av en tillgänglig riskdatabas ("KEMI Market List"). Denna databas består av ca 30 000 ämnen som matchats mot de uppmätta kvoter mellan massa och laddning (m/z) i Hanöbuktdata och sedan riskprioriterats med hänsyn till exponerings- och farovärden för individuella ämnen.

Exponeringsvärden är baserade på användningsmönster inom EU men även på importerade varor och tar hänsyn till ett ämnes kvantiteter och användningsområden inom EU samt nivå av okontrollerad spridning vid användning. Farovärden är kopplade till faroklassificering enligt gällande EU lagstiftning för klassificering, märkning och paketering (CLP); olika (eko)toxikologiska CLP effekter och för särskilt farliga substanser även akvatisk kronisk toxicitet viktat till ett farovärde.

PAH metaboliter

Analys av 1-hydroxypyrene, 1-hydroxyphenantrene och 1-hydroxychrysene i fiskgalla utförda av Svenska Miljöinstitutet (IVL) enligt Beyer m. fl. (2010).

Tabell 1. Sammanfattning över analyser av miljöfarliga ämnen samt typ av vävnad som provberetts för respektive analys i skrubbskädda och torsk.

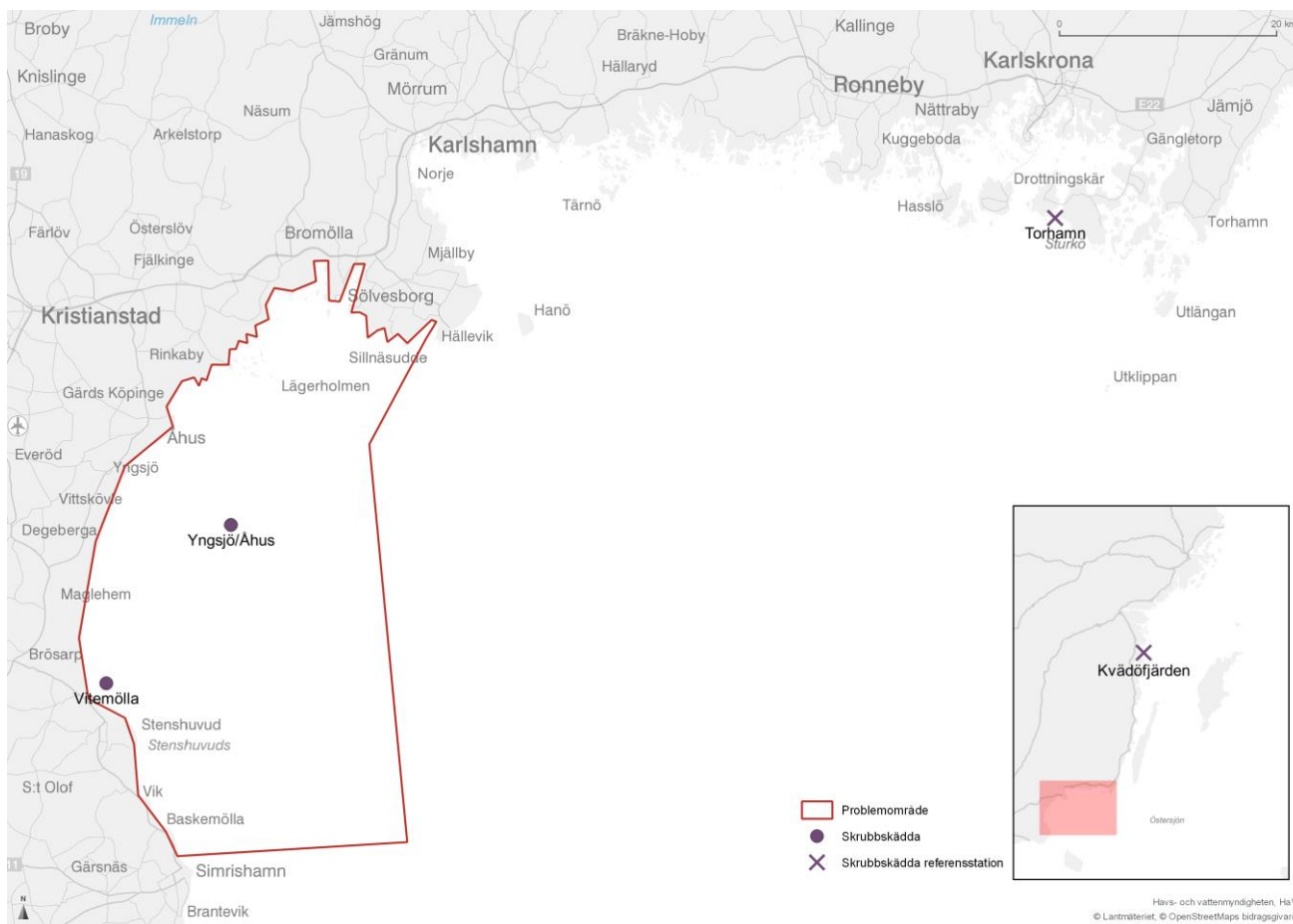
Art Insamlingsår	Skrubbskädda						Torsk 2015	
	2015			2016			Lever	Muskel
Vävnad	Galla	Lever	Muskel	Galla	Lever	Muskel	Lever	Muskel
Ämnesgrupp								
<i>Metaller (exkl. kvicksilver)</i>		X			X		X	
- <i>Kvicksilver</i>			X			X		X
<i>Klorerade pesticider och PCB:er</i>			X			X	X	
<i>Bromerade flamskyddsmedel</i>			X			X	X	
<i>Poly- och Perfluorerade ämnen</i>		X			X		X	
<i>Dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er</i>			X			X		X
<i>Icke-riktad analys (screening)</i>							X	
<i>PAH metaboliter</i>	X			X				

Resultaten redovisas i text och grafer per ämnesgrupp och art. För skrubbskädda jämförs prover (maximum, minimum och medelvärde) från lokaler i Västra Hanöbukten (HABU; Vitemölla 2015 och Yngsjö 2016) med referenslokaler (REF; Kvädöfjärden 2015 och Torhamn 2016) på årsbasis, medan torsk från Västra Hanöbukten (HABU) visas med geometriska medelvärden (endast år 2015) grupperade på sårtyper ("säl", "nejonöga" eller "okänd") alternativt opåverkade i tidsserier för torsk insamlade vid sydöstra Gotland (SEGO, inom den nationella miljögiftsövervakningen; Bignert m.fl. 2015) som vi här använt som referensgrupp. Då vi endast har två homogenat per station och år för skrubbskädda kan vi inte statistiskt testa observerade skillnader. För torsk har fokus varit att statistiskt testa de torsk som har sårtyper "okänd" mot referensfiskar insamlade utanför Gotland. Då referenstorskarna 2015 återspeglas av endast två homogenat har ett medelvärde av dessa jämförts mot torsk med sårtyper "okänd" genom one-sample t-test (t-värde och frihetsgrader) alternativt det icke-parametriska testet Wilcoxon signed rank test (V-värde). Där jämförelser mellan grupper i Hanöbukten gjorts har variansanalys (one-way ANOVA; F-värde och frihetsgrader) med efterföljande Tukey HSD post hoc test utförts. Alla statistiska tester är utförda i R statistical software version 3.4.1 (2017-06-30).

För icke-riktad analys (screening) av miljöfarliga ämnen presenteras resultaten i form av text och figurer samt med en bilaga för prioriterade potentiella substanser enligt KEMI Market List (Tabell B1).

Fiskhälsa

Undersökningarna av hälsotillstånd hos fiskar i Västra Hanöbukten gjordes på skrubbskädda. För att få en uppfattning om påverkan i området har fiskar från Hanöbukten jämförts med fiskar från referensområden som används inom ramen för den nationella miljöövervakningen (Förlin m.fl. 2017). Dessa nationella områden ska vara obetydligt påverkade av lokala utsläpp och annan mänsklig aktivitet. Undersökningarna i Västra Hanöbukten har varit upplagda på lite olika sätt de tre åren. Det gäller främst val av lämplig referenslokal. Första året, 2015, användes Kvädöfjärden (i Östergötlands skärgård) som referens. Men då det senare visade sig att den kustlekande underarten av skrubbskädda dominerade i Kvädöfjärden medan den utsjölekande dominerade i Hanöbukten byttes referenslokalen 2016 och 2017 till Torhamn där utsjölekande fiskar dominerar (Palm och Söderberg, 2017). I själva Västra Hanöbukten har undersökningarna gjorts på skrubbskäddor som infångats i två olika lokaler, en lokal nära Vitemölla (2015 och 2017) och en andra lokal nära Yngsjö/Åhus (2016 och 2017) i Hanöbukten. I tabell 2 framgår koordinater för fisket och tidpunkter för provtagningen av skrubbskäddorna de tre åren. Det är viktigt att notera att dessa lokaler inte ligger nära något känt lokalt utsläpp utan är valda för att kunna representera en generell påverkan/situation i Västra Hanöbukten (figur 2).



Figur 2: Karta över fiskeplatser efter skrubbskädda i Hanöbukten och referenslokaler.

Fångst och sumpning av fiskarna sköttes av yrkesfiskare enligt de standardiserade föreskrifter som finns för kustfiskundersökningar. Provtagning, provberedning och analyser gjordes enligt beskrivningar i undersökningstyp "Hälsotillstånd hos kustfisk – biologiska effekter på subcellulär och cellulär nivå (Naturvårdsverket, 2006-02-10). All data presenteras som medelvärde \pm

standardfelet. Signifikant skillnad etablerades med hjälp av Kruskal-Wallis test ($p < 0,05$) och Mann-Whitney test ($p < 0,05$).

Tabell 2. Koordinater för fisket och tidpunkter för provtagning av skrubbskädda i Västra Hanöbukten (Vitemölla och Yngsjö/Åhus) och referenslokaler (Kvädöfjärden och Torhamn).

År	Provtagningsstation	Provtagningsdatum	koordinater WGS84	
			decimal	
2015	Kvädöfjärden	2015-09-30	58,0372	16,7610
2015	Vitemölla	2015-09-24	55,7098	14,2320
2016	Torhamn	2016-11-01	56,0954	15,6286
2016	Yngsjö/Åhus	2016-10-31	55,8417	14,4126
2017	Torhamn	2017-08-29	56,0954	15,6286
2017	Yngsjö/Åhus	2017-08-30	55,8417	14,4126
2017	Vitemölla	2017-08-31	55,7098	14,2320

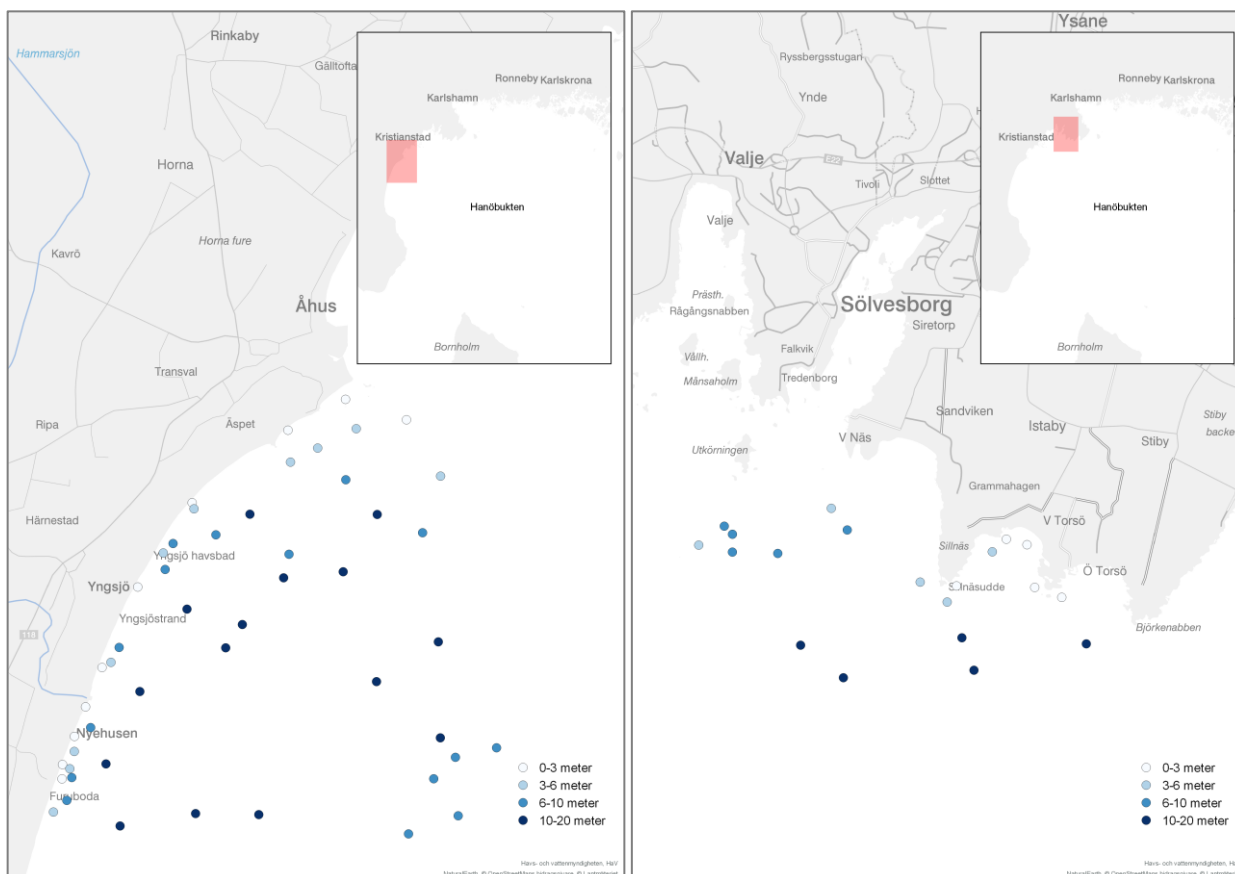
I korthet gick provtagningen till så att fiskens längd och vikt mättes, dess kön registrerades och en mängd prover togs för mätning av olika biokemiska och fysiologiska parametrar (biomarkörer). Sammanlagt togs prover från 20-25 honor och avsikten var att även ta prover från cirka tio hanar från varje lokal. Det var dock endast 2015 som det gick att få ihop tillräckligt med hanar. I tabell 3 framgår vilka parametrar som ingår i undersökningen. I samband med provtagningen säkrades fiskar för analys av miljögifter. Dessa fiskar skickades till Naturhistoriska riksmuseet för vidare provhantering och miljögiftanalyser.

Tabell 3. Effekt- och exponeringsvariabler/indikatorer som ingår i undersökningen av fiskens hälsotillstånd (Larsson och Förllin, 2006).

Funktion	Mätvariabel/biomarkör
Energilagring, tillväxt, kondition	Total kroppsvikt, somatisk vikt, längd, ålder, somatiskt 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
Kolhydratmetabolism/stress	Blodglukos
Syretransport, blodbildning	Hematokrit, omogna röda blodceller, hemoglobin
Immunförsvar, vävnadsskador	Vita blodceller: lymfocyter, granulocyter, trombocyter
Saltbalans, cellskador	Klorid, natrium, kalium och kalcium i blodplasma
Exponeringsindikator	EROD-aktivitet, GR-aktivitet, GST-aktivitet, och katalasaktivitet

Fiskbestånd

Provfiske utfördes under hösten (oktober-november) i två områden, Listerlandet 2015 och Åhus 2015-2017 (figur 3). Kusten i Åhus är mer öppen och exponerad än den längst Listerlandet där inslaget av stenar och klippor på botten också är högre. Provfiskena genomfördes enligt undersökningstypen ”Provfiske i Östersjöns kustområden – Djupstratifierat provfiske med Nordiska kustöversiktsnät” (Karlsson 2015). I Listerlandet fiskades totalt 20 stationer fördelade på fyra olika djupintervall mellan 0-20 meters djup (figur 3, tabell 4). Det provfiskade området omfattade cirka 25 km². Som grund för val av stationer låg de stationer (ordinarie och reserv) som slumpades ut till provfisket som utfördes av SLU Aqua (Institutionen för akvatiska resurser) i Listerlandet 2012 (Lingman 2012). I Åhus provfiskades totalt 50 stationer inom de fyra djupintervallen (figur 3, tabell 4) inom ett geografiskt avgränsat område (cirka 70 km² stort) söder om Åhus. Anledningen till att två olika områden provfiskades var att få en uppfattning om huruvida det fanns lokala variationer i tillståndet för kustfisksamhället i området. Att endast 20 stationer fiskades i Listerlandet har sitt ursprung i att ett provfiske inom forskningsprojektet INSPIRE (<http://www.bonus-inspire.org>) skulle utföras i samma område som komplement. Detta provfiske fick dock ställas in på grund av hårt väder, varför jämförelsematerialet är bristande i Listerlandet och resultaten därför något osäkra.



Figur 3. Kartor över provfiskestationer inom olika djupintervall (stratum) vid provfiske med nordiska kustöversiktsnät under oktober–november i Åhus 2015-2017 och i Listerlandet 2015.

Tabell 4. Översikt för genomförda provfisken i Västra Hanöbukten, fiskade med nordiska nät. Fisket från INSPIRE-projektet 2014-2015 omnämns inte i denna tabell på grund av avvikande upplägg. Inom parentes anges antalet ostörda stationer främst genom igensättning av nät från alger. Dessa stationer har inte inkluderats i analysen av provfiskeresultatet.

Fångstområde	År	Fisketid	Antal fiske-nätter	Total ansträngning (ostörd ansträngning)				
				<3 m	3–6 m	6–10 m	10–20 m	Alla djup
Listerlandet SV	2012	Sept–Okt	4	5 (5)	5 (5)	15 (15)	20 (19)	45 (44)
Åhus SO	2013	Okt	3	6 (6)	8 (8)	8 (3)	8 (8)	30 (25)
Stenshuvud	2014	Okt	1	4 (4)	4 (4)	4 (4)	4 (4)	16 (16)
Listerlandet SV	2015	Nov	2	5 (5)	5 (5)	5 (5)	5 (5)	20 (20)
Åhus SO	2015	Okt–Nov	5	10 (10)	10 (10)	15 (11)	15 (11)	50 (42)
Åhus SO	2016	Okt–Nov	4	10 (8)	9 (7)	9 (7)	9 (2)	37 (24)
Åhus SO	2017	Okt	4	10 (10)	10 (10)	10 (10)	10 (9)	40 (39)

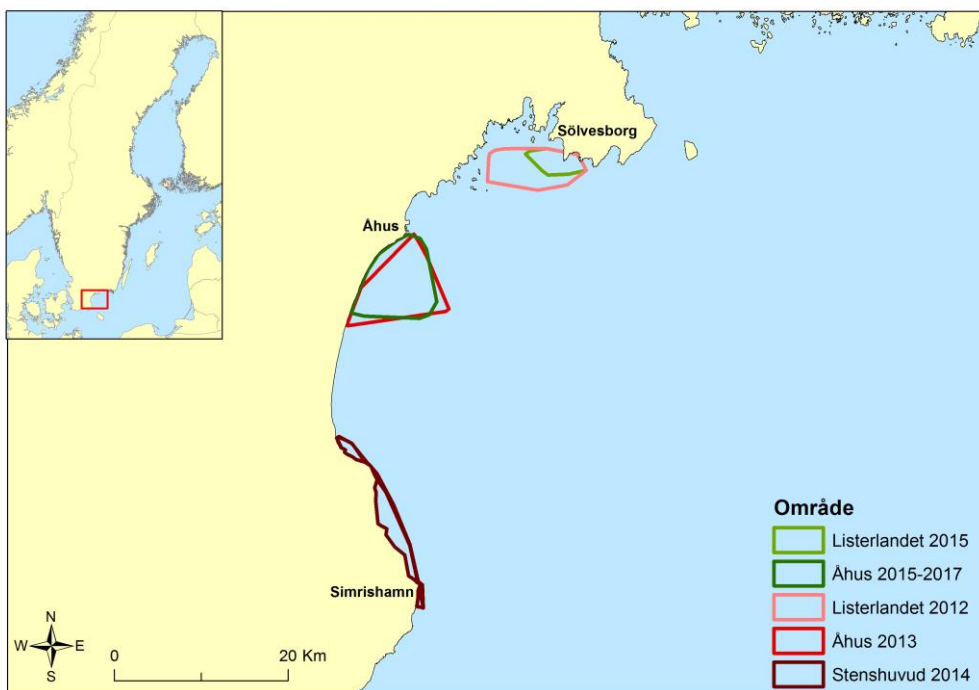
Vid provfisket användes Nordiska kustöversiktsnät. Näten är 1,8 m djupa och 45 m långa. Varje nät består av nio stycken fem meter långa sektioner med olika maskstorlekar, fördelade mellan 10 och 60 mm stolplängd (30, 15, 38, 10, 48, 12, 24, 60 och 19 mm stolpe). Mellan 7-13 stationer fiskades per natt och varje station fiskades med ett nät. Provfiskena i Åhus och Listerlandet utfördes i slutet av oktober och början av november och antalet fiskenätter per fångstområde och år finns dokumenterade i tabell 4. Med anledning av hårda vindar under perioden för provfisket 2016 och 2017 kunde inte samtliga stationer i Åhus provfiskas (tabell 4).

Vindriktning, vindstyrka och siktdjup (endast vid läggning) registrerades på en central punkt inom provfiskeområdet vid läggning och vittjning. Temperatur, salthalt och syrgaskoncentration mättes i bottenvattnet vid redskapet på varje station vid läggning av näten. På grund av trasigt mätinstrument saknas syrgaskoncentration från de stationer som fiskades under de två sista nätterna i Åhus och från samtliga stationer i Listerlandet från provfisket 2015. Vid läggning av näten filmades även botten på samtliga stationer med en så kallad drop-videokamera (Go Pro modell Hero 3 och Hero 4) för att undersöka botten och förekomst av synliga tecken på syrebrist.

För varje station och maskstorlek registrerades antal individer per cm-längdgrupp för alla förekommande arter av fiskar. Längdgrupp X avser längdintervallet X,00 till X,99 cm. Vikt (kg med tre decimaler) registrerades artvis per maskstorlek. Därtill utfördes individprovtagning av torsk och skrubbskädda (fem individer per cm-klass och djupstratum, max 50 st per djupstratum). Vid provtagningen noterades totallängd (mm), totalvikt (g), somatisk vikt (g), kön och gonadstatus. Småväxta arter och mindre individer av samtliga arter (< 12 cm) anses inte bli fångade representativt i redskapet och ingår därför inte i fångstsammanställningarna i denna rapport.

Samtliga fångade fiskar (oavsett art) genomgick en okulär yttre besiktning efter sjukdomar, missbildningar och skador (härefter "yttre fysiska avvikelser") enligt undersökningstypen "Provfiske i Östersjöns kustområden – Djupstratifierat provfiske med Nordiska kustöversiktsnät" (Karlsson 2015).

Resultaten från 2015-2017 års provfisken i Västra Hanöbukten har jämförts med tre tidigare utförda provfisken i området; Listerlandet 2012, Åhus 2013 och Stenshuvud 2014 (figur 4).



Figur 4. Karta över jämförda provfiskeområden i Hanöbukten.

Samtliga fisken är utförda enligt samma undersökningstyp och under ungefär samma tid på året. Antalet fiskade stationer skiljer sig åt mellan de olika provfiskena. Detaljer kring varje provfiske presenteras i tabell 4.

För att ytterligare undersöka om fångsterna i Västra Hanöbukten skiljer sig från andra kustområden i södra Östersjön jämfördes dessa med tidigare provfiskena på nio lokaler utförda inom forskningsprojektet INSPIRE (<http://www.bonus-inspire.org>) under 2014-2015 (figur 5). Vid dessa provfiskena fiskades tre stationer inom varje djupintervall; <5 meter, 5–10 meter och 10–20 meter på vardera lokal. Redskapet som användes var Nordiska kustöversiktsnät sammanlänkade med två extranät: ett 50 meter långt nät med maskstorlek 75 mm och ett 5 meter långt nät med maskstorlek 6,25 mm. Vid jämförelsen ingick inte de individer som fångats i extranäten.

All fångstdata registrerades och kvalitetssäkrades efter fiskets slut i KUL – databasen för kustfiske vid SLU Aqua.

Resultaten som presenteras i denna rapport är baserade på ett antal indikatorer ämnade att beskriva fisksamhällets struktur och funktion (se resultatdelen nedan). Därtill har konditionen hos torsk och skrubbskädda analyserats, samt förekomsten av yttre fysiska avvikelser hos samtliga fiskar i fångsten. Småväxta arter och mindre individer av samtliga arter anses inte bli fångade representativt i redskapet och ingår inte i fångstsammanställningarna i detta faktablad. Storleksgränsen för liten fisk är satt till 12 cm i dessa analyser och generellt vid fiske med Nordiska kustöversiktsnät.

Alla jämförelser mellan områden och år utvärderades statistiskt med hjälp av en-vägs variansanalys (ANOVA) följt av Tukeys post-hoc test.



Figur 5. Karta över provfisken utförda inom forskningsprojektet INSPIRE (<http://www.bonus-inspire.org>).

Resultat och diskussion

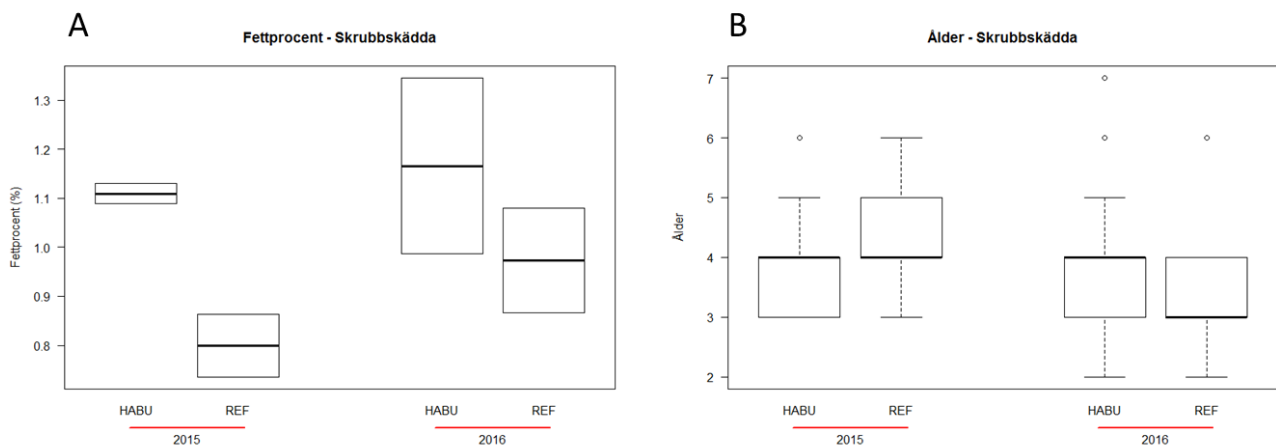
Miljöfarliga ämnen i fisk

Biologiska data – fetthalt och ålder

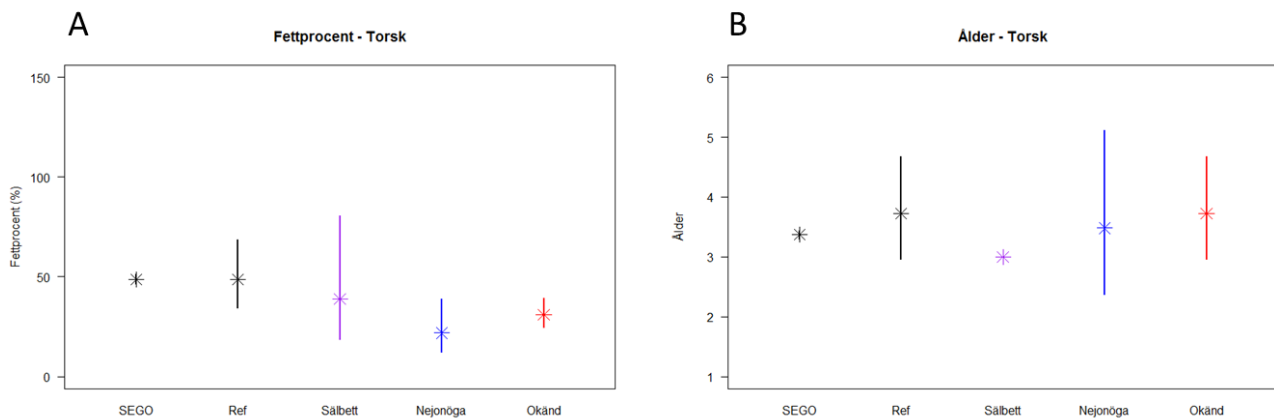
Generellt var fetthalten lägre i skrubbskädda (muskel, ~ 1%; figur 6A) jämfört med torsk (lever, ~52%; figur 7A). För 2015 fanns en skillnad i fetthalt för skrubbskädda med en högre fetthalt i Västra Hanöbukten jämfört med Kvädöfjärden (referensstation) medan ingen nämnvärd skillnad fanns för 2016 (Västra Hanöbukten jämfört med Torhamn som referensstation). Vad skillnaden i fetthalt beror på är inte fastställt men skulle kunna vara kopplad till dess olika lekbeteenden men även till andra faktorer såsom födoval/födotillgång och vattentemperatur. För torsklever, som är en variabel matris när det kommer till fetthalt, sågs ingen skillnad mellan torskar insamlade vid vår referenslokal (sydöstra Gotland, SEGO) och torskar utan sårskador insamlade i Hanöbukten ($t_5=0,103$, $p>0,9$). Däremot var halterna generellt lägre för sårskadad fisk från området, oberoende av sårtyp ("sälbett", "nejonöga", "okänd"), med de lägsta halterna uppmätta för torsk med sårtyp "nejonöga" ($t_7=-4,341$, $p=0,003$) och "okänd" ($t_{14}=-8,333$, $p<0,001$).

När det kommer till ålder, som har en stark inverkan på ämnen som är svårnedbrytbara, fann vi att alla analyserade skrubbskäddor (alla lokaler och år) låg i ålderspannet två till sju år men att majoriteten var mellan tre till fem år och därför inte påverkar resultaten nämnvärt då det inte fanns någon betydande skillnad i ålder mellan grupperna (figur 6B). För torsk var alla fiskar insamlade i Hanöbukten, oavsett sårtyp, mellan två och fyra år medan majoriteten av de fiskar som kommer från vår referensstation vid Gotland var mellan två och fem år (figur 7B). Det fanns inga signifikanta skillnader mellan grupperna ($F_{1,14}=0,806$, $p>0,3$).

Vidare befinner sig torsken på en högre trofinivå samt lever i den pelagiska födoväven jämfört med skrubbskäddan vilket kan påverka halter av olika miljögifter varför vi här inte gör någon jämförelse mellan dessa arter.



Figur 6. Fettprocent (A) och ålder (B) för skrubbskädda, fettprocent visas som minimum, maximum och medelvärde av två poolade prov per lokal och år medan ålder visas som ett klassiskt låddiagram med median (svart streck), låda (kvartilavstånd, 50% av alla mätvärden) och morrhår ($1,5 \times$ kvartilavstånd från lådans min och max-värden). Värden utanför dessa spann markeras som ringar.



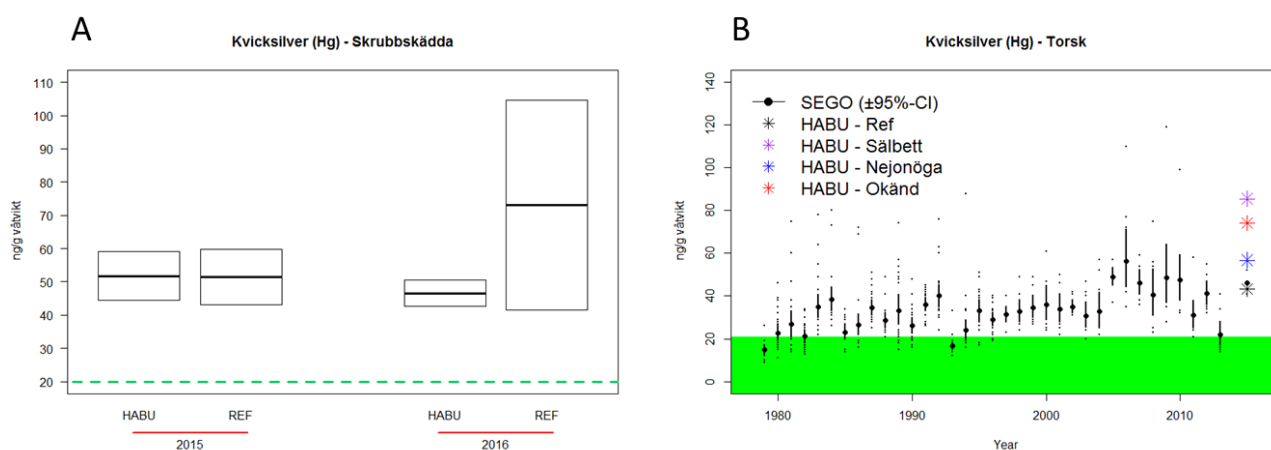
Figur 7. Fettprocent (A) och ålder (B) för torsk, visar geometriska medelvärden med 95-% konfidensintervall för referensstationen sydöstra Gotland samt för torskar insamlade i Hanöbukten baserade på särtyp. SEGO=Referensstation Gotland och Ref=torskar utan några sårskador från Hanöbukten. För torsk insamlad inom den nationella miljögiftsövervakningen (SEGO) finns ett åldersurval mellan 3-4 år vilket ger låg spridning. För torsk med särtyp "sälbett" saknas material och därför är denna stjärna representerat av endast en individ.

Metaller

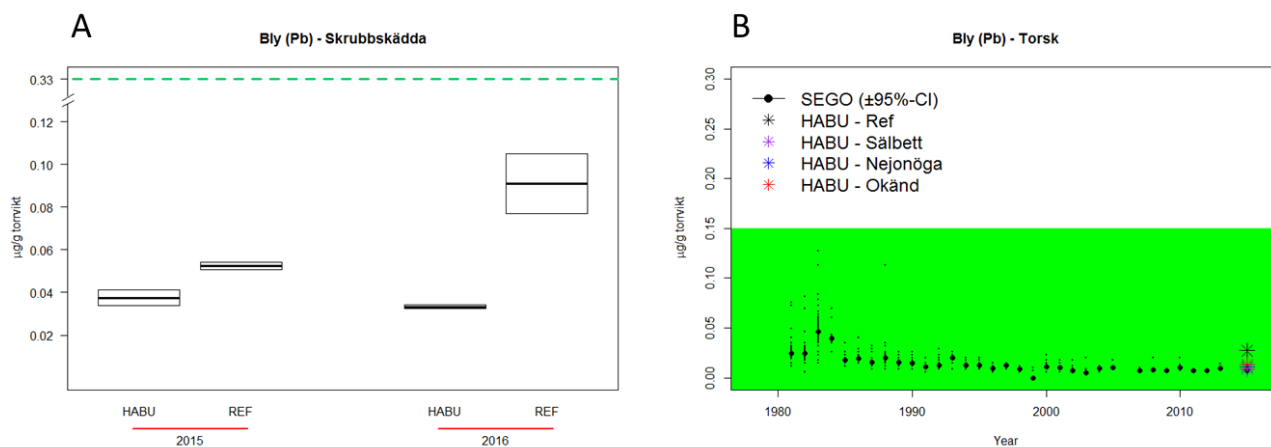
Av de analyserade metallerna i skrubbskädda var det ingen som hade nämnvärt högre halter i Hanöbukten jämfört med referensstationen Kvädöfjärden år 2015, där också halter av flertalet metaller var högre än i Hanöbukten. För krom, tenn och aluminium var halterna även under kvantifieringsbara nivåer både i Västra Hanöbukten och i Kvädöfjärden (aluminium undantaget i Kvädöfjärden). År 2016 var zink, silver och koppar högre i Hanöbukten medan ex. kvicksilver, selen, tenn, bly och järn var högre i referensstationen Torhamn. Även 2016 var halter av krom, tenn och aluminium under kvantifierbara nivåer för Västra Hanöbukten och delvis även för Torhamn, även om tenn och ett av proven för aluminium var över kvantifierbara nivåer.

Uppmätta koncentrationer av kvicksilver (figur 8A) ligger över gränsvärdet men så är fallet för alla år och lokaler, vilket inte pekar på ett speciellt problem för Västra Hanöbukten jämfört med andra områden i Östersjön.

För torsk fanns ingen skillnad mellan analyserade metaller (kvicksilver, selen, tenn, bly, kadmium, koppar, zink, nickel, silver, arsenik och järn) i fisk från Västra Hanöbukten jämfört med sydöstra Gotland sett till den individvariation och mellanårsvariation som existerar i våra tidsserier och mellan referensstationer. Tas däremot enbart hänsyn till den variation som uppmätts under 2015 ses signifikant högre halter av kvicksilver (figur 8B) och bly (figur 9B) mellan torskar insamlade vid Gotland och torskar med "okänd" sårskada ifrån Hanöbukten (kvicksilver: $V=134$, $p<0,001$; bly: $V=136$, $p<0,001$). Emellertid är halten av bly i torskar med "okänd" sårskada från Hanöbukten signifikant lägre än halter i de visuellt opåverkade fiskarna insamlade i samma område ($V=16$, $p<0,007$). För majoriteten av torskarna låg halterna av aluminium, krom, nickel, bly och tenn under kvantifierbara nivåer. Precis som för skrubbskädda är koncentrationer av kvicksilver över gränsvärdet för torskar insamlade både i Hanöbukten och vid Gotland (figur 8B). En viss skillnad i halter för olika metaller kunde ses mellan särtyper, men det fanns inget genomgående mönster för metaller som grupp.



Figur 8. Halter av kvicksilver (Hg) för olika övervakningsmatriser. (A) – skrubbskädda, visar minimum, maximum och medelvärde av 2 poolade prov per lokal och år; (B) – torsk, visar geometriska medelvärden med 95-% konfidensintervall (stora punkter och svarta linjer) och individuella mätvärden (små svarta punkter) för referensstationen sydöstra Gotland samt geometriska medelvärden (stjärnor) för torsk insamlade i Hanöbukten baserade på sårtyper. Grön streckad linje samt grön ruta avser gränsvärdet.



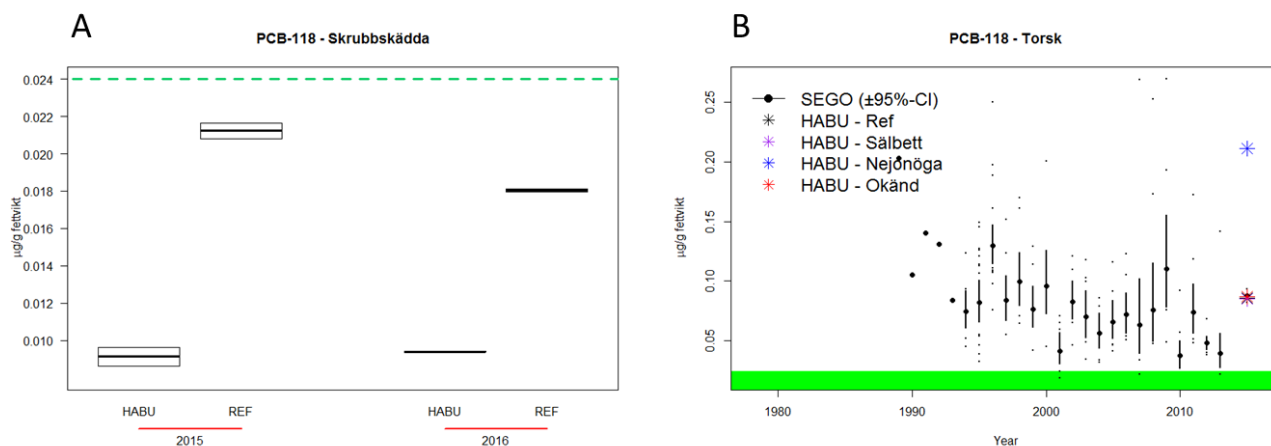
Figur 9. Halter av bly (Pb) för olika övervakningsmatriser. (A) – skrubbskädda, visar minimum, maximum och medelvärde av 2 poolade prov per lokal och år; (B) – torsk, visar geometriska medelvärden med 95-% konfidensintervall (stora punkter och svarta linjer) och individuella mätvärden (små svarta punkter) för referensstationen sydöstra Gotland samt geometriska medelvärden (stjärnor) för torsk insamlade i Hanöbukten baserade på sårtyper. Grön streckad linje samt grön ruta avser gränsvärdet.

Polyklorerade bifenyler (PCB:er)

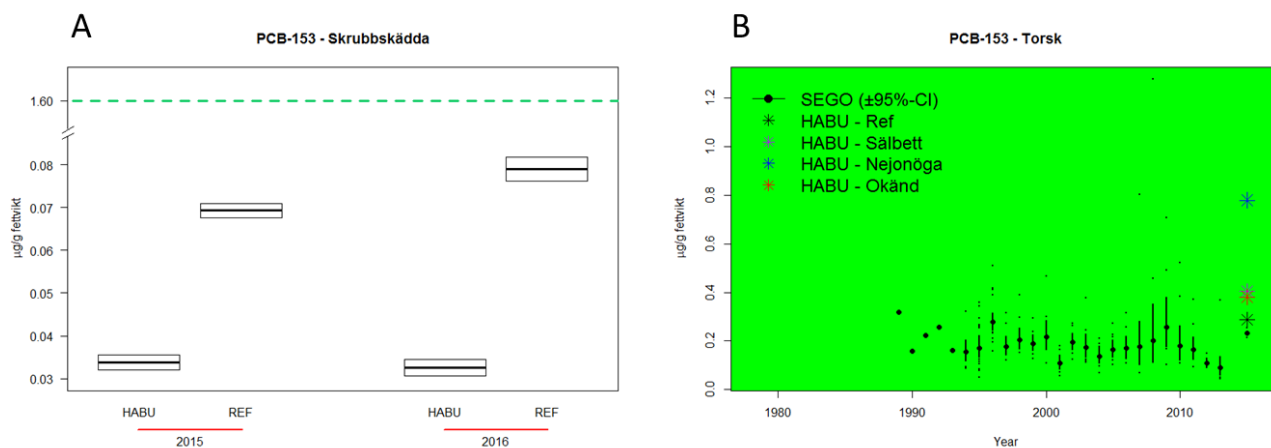
För skrubbskädda var koncentrationer av uppmätta PCB kongener (CB-118, CB-153, CB-138 och CB-180) konsekvent högre för referensstationerna jämfört med Västra Hanöbukten år 2015 och 2016. Vidare finns det heller ingen skillnad mellan de två lokalerna i Västra Hanöbukten 2015 och år 2016 och halterna ligger under gränsvärdena för CB-118 och CB-153 (figur 10A och 11A). För de lågklorerade PCB:er som analyserats (CB-28 och CB-52) var koncentrationerna under kvantifierbara nivåer.

För torsk ligger uppmätta halter av PCB:er (CB-28, CB-52, CB-118, CB-153, CB-138 och CB-180) i linje med vad vi ser i torsk från Gotland förutom för torsk med sårtyper ”nejonöga” där halter av olika kongener är uteslutande högre. För den dioxinlika kongenen CB-118 överskrider det satta gränsvärdet men detta gäller för torsk både ifrån Hanöbukten och Gotland (figur 10B) och ingen signifikant skillnad i halt mellan torsk insamlade vid Gotland och torsk med sårskada ”okänd” kunde påvisas

($t_{14}=1,180$, $p>0,2$; figur 10B). För CB-153 kan man, om man enbart tar hänsyn till den variation som uppmätts under 2015, se en signifikant skillnad mellan halter uppmätta i torsk från Gotland och halter i torsk från Hanöbukten med sårtyp ”okänd” ($t_{14}=2,73$, $p<0,02$). Dock är skillnaden sett till den individvariation och mellanårsvariation som existerar i våra tidsserier och mellan referensstationer inte betydande, vilket innebär att för att säkerställa de signifikant högre halter som uppmätts krävs även att denna variation inkluderas i en analys.



Figur 10. Halter av dioxinlika PCB kongeneren CB-118 för olika övervakningsmatriser. (A) – skrubbskädda, visar minimum, maximum och medelvärde av 2 poolade prov per lokal och år; (B) – torsk, visar geometriska medelvärden med 95-% konfidensintervall (stora punkter och svarta linjer) och individuella mätvärden (små svarta punkter) för referensstationen sydöstra Gotland samt geometriska medelvärden (stjärnor) för torsk insamlade i Hanöbukten baserade på sårtyp. Grön streckad linje samt grön ruta avser gränsvärdet.



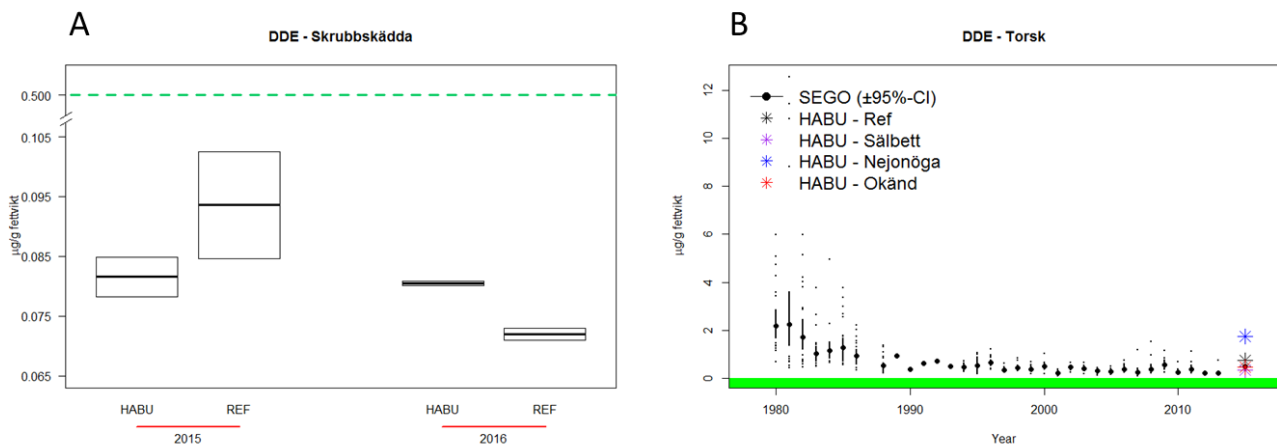
Figur 11. Halter av PCB kongeneren CB-153 för olika övervakningsmatriser. (A) – skrubbskädda, visar minimum, maximum och medelvärde av 2 poolade prov per lokal och år; (B) – torsk, visar geometriska medelvärden med 95-% konfidensintervall (stora punkter och svarta linjer) och individuella mätvärden (små svarta punkter) för referensstationen sydöstra Gotland samt geometriska medelvärden (stjärnor) för torsk insamlade i Hanöbukten baserade på sårtyp. Grön streckad linje samt grön ruta avser gränsvärdet.

Klorerade pesticider

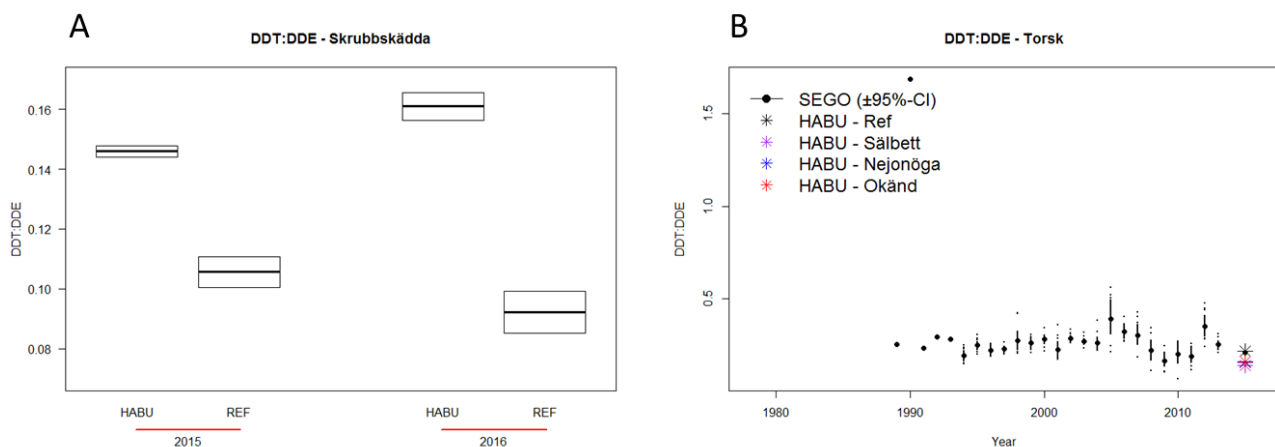
DDT, DDE, DDD och DDT:DDE

För skrubbskädda har DDT och dess metabolit DDD högre halter i Västra Hanöbukten jämfört med referensstationerna 2015 och 2016. För DDE ses däremot lägre halter i Hanöbukten 2015 och högre halter 2016 jämfört med respektive referenslokal (figur 12A). Samtliga uppmätta halter av DDE ligger dock under det satta gränsvärdet. Kvoten mellan DDT och DDE, som kan indikera ny exponering, visar att det kan förekomma en exponering av DDT i Hanöbukten (figur 13A), men då den uppmätta skillnaden mellan lokalerna inte är stor och halter av metaboliten DDE ligger under gränsvärdet (> fyra gånger) bör detta inte vara av större betydelse.

För torsk insamlad i Hanöbukten och med sårtyper ”nejonöga” ses högre halter av DDT och dess metaboliter DDE och DDD medan för torsk insamlad i Hanöbukten med sårtyper ”okänd” finns ingen signifikant skillnad i DDT ($t_{14}=-1,982$, $p=0,07$), DDE ($t_{14}=-0,593$, $p>0,5$; figur 12B) eller DDD ($t_{14}=-0,604$, $p>0,5$) jämfört med referensstationen. Vidare finns heller ingen skillnad i kvoten DDT:DDE mellan torskarna från Hanöbukten, oavsett sårtyper, och torskarna ifrån Gotland (figur 13B) sett till den individvariation och mellanårsvariation som existerar i våra tidsserier och mellan referensstationer. Tar man däremot hänsyn endast till den variation som återfinns 2015 är kvoten av DDT:DDE högre i torsk insamlade vid Gotland jämfört med torskarna av sårtyper ”okänd” insamlade i Hanöbukten ($t_{14}=-2,774$, $p<0,02$; Figur 13B). För alla torsk (både Hanöbukten och Gotland) överskrider gränsvärdet för DDE.



Figur 12. Halter av DDE, en metabolit av DDT, för olika övervakningsmatriser. (A) – skrubbskädda, visar minimum, maximum och medelvärde av 2 poolade prov per lokal och år; (B) – torsk, visar geometriska medelvärden med 95-% konfidensintervall (stora punkter och svarta linjer) och individuella mätvärden (små svarta punkter) för referensstationen sydöstra Gotland samt geometriska medelvärden (stjärnor) för torsk insamlade i Hanöbukten baserade på sårtyper. Grön streckad linje samt grön ruta avser gränsvärdet.



Figur 13. Kvoten av DDT:DDE för olika övervakningsmatriser som kan indikera nyexponering. (A) – skrubbskädda, visar minimum, maximum och medelvärde av 2 poolade prov per lokal och år; (B) – torsk, visar geometriska medelvärden med 95-% konfidensintervall (stora punkter och svarta linjer) och individuella mätvärden (små svarta punkter) för referensstationen sydöstra Gotland samt geometriska medelvärden (stjärnor) för torskar insamlade i Hanöbukten baserade på sårtyper.

Hexaklorbensen (HCB) + α -, β - och γ -HCH (lindan)

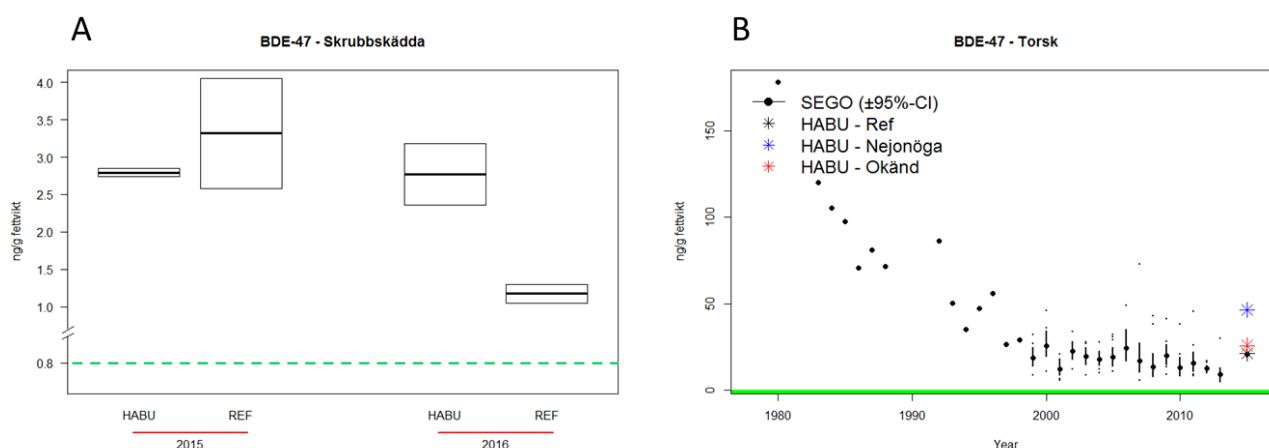
För skrubbskädda är halten av HCB i Västra Hanöbukten likvärdig med referenslokalen 2015 men lägre 2016. Däremot för β -HCH är halterna något högre för Västra Hanöbukten jämfört med referenslokalerna 2015 som ligger under kvantifierbara nivåer. Det skall dock tilläggas att dessa halter är mycket låga och inte i sig utgör någon risk. För 2016 är halter av β -HCH däremot under kvantifierbara nivåer både i Västra Hanöbukten och Torhamn. Både halter av α -HCH och γ -HCH (lindan) är under kvantifierbara nivåer 2015 och 2016 för alla lokaler.

För torsk är både HCB och β -HCH i linje med de värden som uppmätts under senare år för torskar insamlade ifrån Gotland. Vidare gäller för torsk såsom för skrubbskädda insamlad i Västra Hanöbukten att de uppmätta koncentrationerna av α - och γ -HCH (lindan) är under gränsen för kvantifiering.

Bromerade flamskyddsmedel (BFR)

Generellt gäller för de analyserade bromerade flamskyddsmedlen (BDE-47, BDE-99, BDE-100 och BDE-154) att koncentrationer är högre i skrubbskädda insamlad i Hanöbukten jämfört med referensstationerna 2015 och 2016. För BFR finns idag ett summagränsvärde som skall jämföras mot summan av flera enskilda BFR kongener. För skrubbskädda både ifrån Västra Hanöbukten och referenslokaler för år 2015 och år 2016 överskrids dock detta värde av enbart BDE-47 oberoende av koncentrationer från andra BFR (figur 14A). Halter av BDE-28, BDE-153 och HBCDD var under kvantifierbara nivåer med undantag för ett prov av HBCDD i Torhamn 2016.

För torsk ifrån Västra Hanöbukten är halterna av analyserade BFR (BDE-47, BDE-99, BDE-100 och BDE-154, HBCDD) i linje med de värden som uppmätts för torsk ifrån Gotland 2015. Dock har torskar med sårtyper "nejonöga" förhöjda halter jämfört med andra torskar från Hanöbukten och Gotland. Även här överskrids summagränsvärdet för BFR av BDE-47 hos alla torskar från både Hanöbukten och Gotland oberoende av koncentrationer av andra BFR och det finns ingen signifikant skillnad i uppmätta halter mellan torsk insamlad vid Gotland och torsk med sårtyper "okänd" insamlad i Hanöbukten ($t_2=0,843$, $p>0,4$; figur 14B).

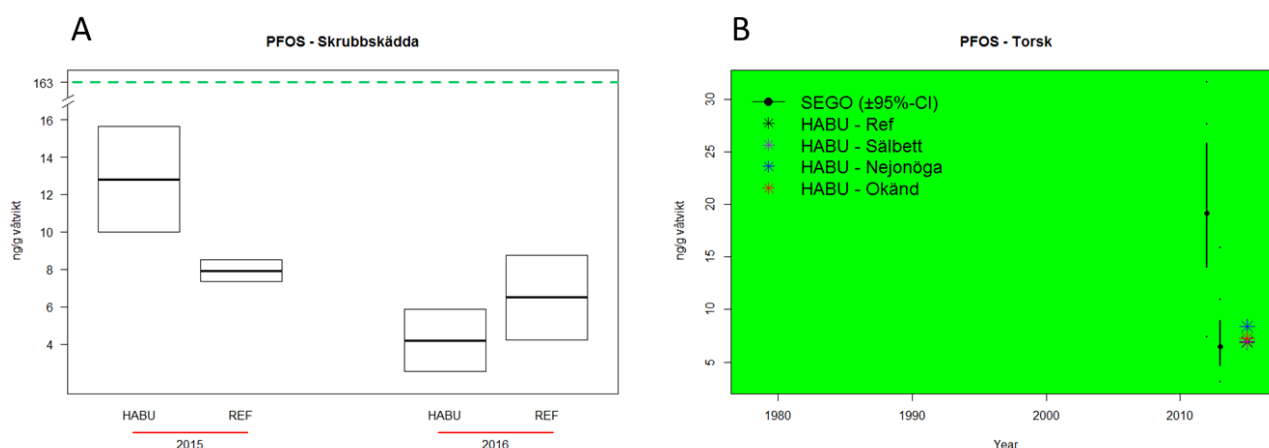


Figur 14. Halter av BFR kongenen BDE-47 för olika övervakningsmatriser. (A) – skrubb-skädda, visar minimum, maximum och medelvärde av 2 poolade prov per lokal och år; (B) – torsk, visar geometriska medelvärden med 95-% konfidensintervall (stora punkter och svarta linjer) och individuella mätvärden (små svarta punkter) för referensstationen sydöstra Gotland samt geometriska medelvärden (stjärnor) för torsk insamlade i Hanöbukten baserade på sårtyper. Grön streckad linje samt grön ruta avser gränsvärdet. SEGO=Referensstation Gotland och Ref=torsk utan några sårskador från Hanöbukten.

Poly- och perfluorerade substanser (PFAS)

För skrubb-skädda är koncentrationer av uppmätta PFAS generellt högre (PFOS, PFHxS, FOSA, PFNA, PFDA, PFUnDA) i Västra Hanöbukten 2015, undantaget PFOA, PFDoDA och PFTrDA. För 2016 är däremot halterna generellt högre för referensstationen jämfört med Västra Hanöbukten. Koncentrationer av PFOS ligger mer än 10 gånger under gränsvärdet för skrubb-skädda insamlad både ifrån Västra Hanöbukten och referensstationer båda åren (figur 15A). För flertalet PFAS (PFHxA, PFHpA, PFBS, PFDS) var halterna under kvantifierbara nivåer 2015 och 2016 (även PFHxDA som ej analyserats 2015).

För torsk var koncentrationer av PFOS, FOSA, PFNA, PFUnDA och PFDoDA i linje med de värden som uppmätts för torsk ifrån Gotland (ex. PFOS: $V=31$, $p=0,06$; figur 15B) och under gränsvärdet för PFOS (figur 15B). För PFDA och PFTrDA är halterna generellt högre för torsk med sårskador ("sälbett", "nejonöga" eller "okänd") jämfört med torsk från Hanöbukten utan sårskador och torsk ifrån Gotland. Det skall dock tilläggas att referensfiskarna analyserade ifrån Gotland är insamlade åren 2012 till 2013. För flertalet PFAS (PFHxA, PFHpA, PFxDA, PFBS, PFDS) var alla eller många prover under kvantifierbara nivåer.

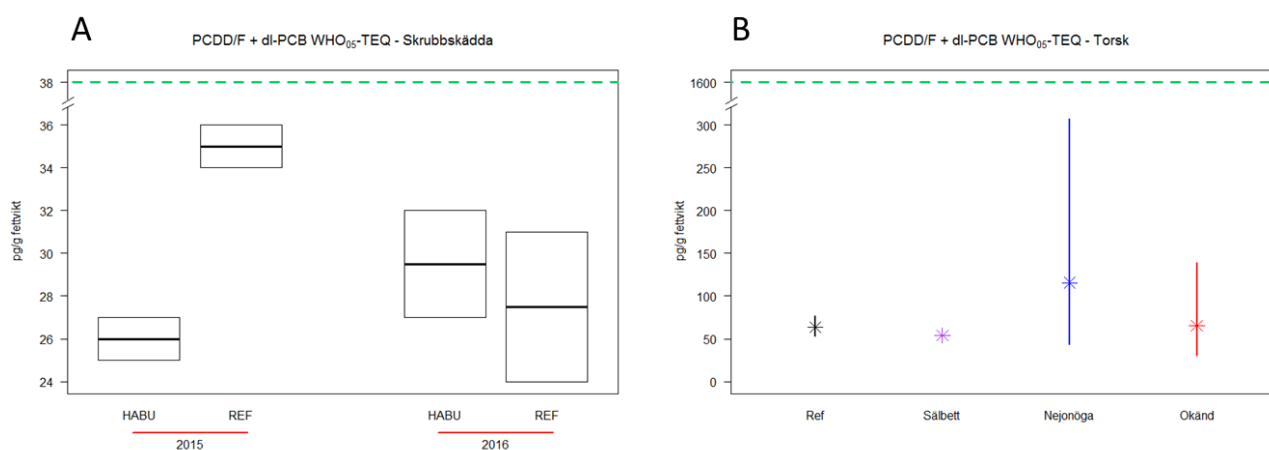


Figur 15. Halter av PFOS för olika övervakningsmatriser. (A) – skrubbskädda, visar minimum, maximum och medelvärde av 2 poolade prov per lokal och år; (B) – torsk, visar geometriska medelvärden med 95-% konfidensintervall (stora punkter och svarta linjer) och individuella mätvärden (små svarta punkter) för referensstationen sydöstra Gotland samt geometriska medelvärden (stjärnor) för torsk insamlade i Hanöbukten baserade på sårtyper. Grön streckad linje samt grön ruta avser gränsvärdet. SEGO=Referensstation Gotland och Ref=torskar utan några särskador från Hanöbukten.

Dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er (dl-PCB)

För 2015 sågs ingen skillnad i halten av PCDD/F WHO₀₅-TEQ (= summering av dioxiner och furaner med hjälp av toxiska ekvivalent faktorer (TEF)) mellan Västra Hanöbukten och referensstationen. Däremot var halterna betydligt högre av dl-PCB:er WHO₀₅-TEQ (= summering av dioxinlika PCB:er med hjälp av toxiska ekvivalent faktorer (TEF)) i referensstationen jämfört med Västra Hanöbukten vilket innebär att den summerade halten för dioxiner, furaner och dl-PCB:er (PCDD/F + dl-PCB WHO₀₅-TEQ) är högre för referensstationen än för Västra Hanöbukten 2015 (figur 16A). För år 2016 fanns däremot inga skillnader mellan stationerna för varken PCDD/F WHO₀₅-TEQ eller dl-PCB:er WHO₀₅-TEQ vilket syns i jämförbara halter av dioxiner, furaner och dl-PCB:er (figur 16A). Halterna är under gränsvärden för både PCDD/F WHO₀₅-TEQ och PCDD/F + dl-PCB WHO₀₅-TEQ.

För torsk har inga analyser gjorts för referenstorskar insamlade vid Gotland och därför jämförs halter enbart mot olika klassificeringar av torsk insamlad från Hanöbukten. För dioxiner och furaner är halter för de olika torskgrupperna likvärdig, om än med större variation i den grupp med sårtyper "nejonöga". Halterna var signifikant lägre för torskar med sårtyper "okänd" jämfört med referenstorskar insamlade i Hanöbukten ($t_3 = -8,181$, $p = 0,004$). För dl-PCB:er syns å andra sidan både högre halter och större variation i torskar med påverkan från "nejonöga" och med "okänd" sårtyper ($t_3 = 1,009$, $p > 0,3$), vilket ger signifikant högre halter av PCDD/F WHO₀₅-TEQ och PCDD/F + dl-PCB WHO₀₅-TEQ för sårtyper "okänd" jämfört med referenstorskar ifrån Hanöbukten ($V = 119$, $p < 0,001$), dock är halten under gränsvärdet (figur 16B).



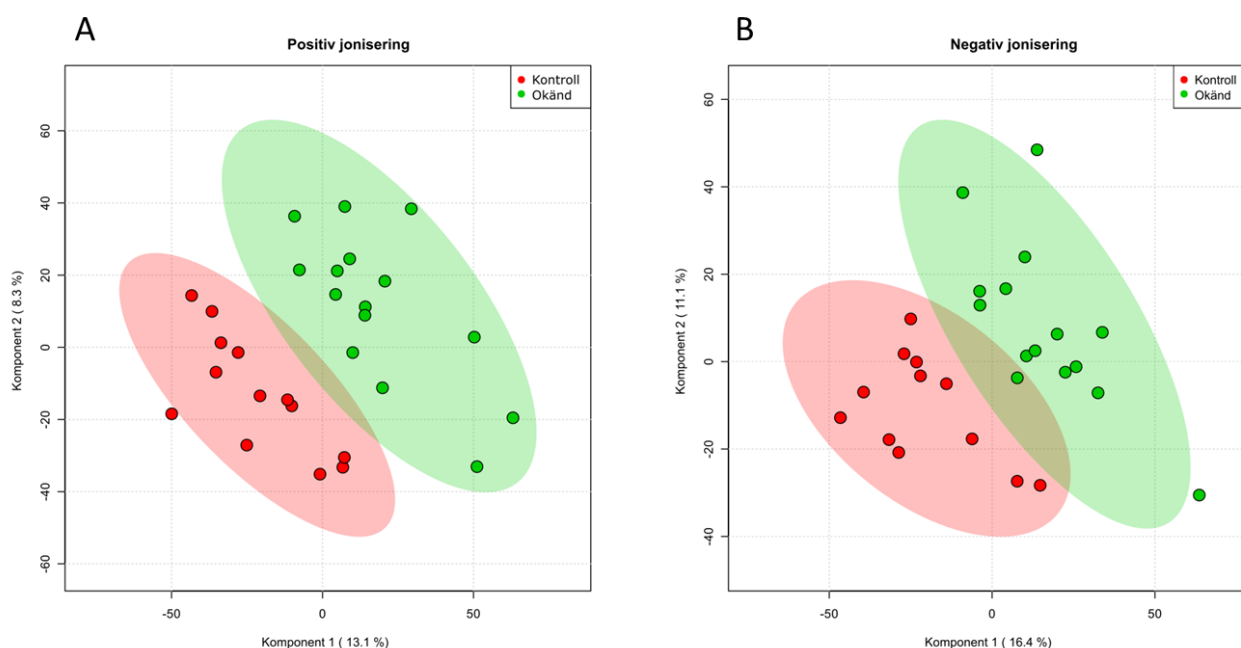
Figur 16. Halter av summerat dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er (PCDD/F + dl-PCB WHO₀₅-TEQ) för olika övervakningsmatriser. (A) – skrubbskådada, visar minimum, maximum och medelvärde av 2 poolade prov per lokal och år; (B) – torsk, visar geometriska medelvärden med 95-% konfidensintervall (stora punkter och svarta linjer) och individuella mätvärden (små svarta punkter) för referensstationen sydöstra Gotland samt geometriska medelvärden (stjärnor) för torsk insamlade i Hanöbukten baserade på sårtyper. Grön streckad linje avser gränsvärdet. Ref=torsk utan några sårskador från Hanöbukten.

Screening av miljögifter (icke-riktad analys) och uppföljande PAH analys

Torsk insamlade i Västra Hanöbukten 2015 med sårskador av olika karaktär samt utan visuella skador skickades på analys för screening av polära substanser som ej inkluderats i våra riktade analyser. Denna metod är bred och innefattar både exogena och endogena substanser samt ger endast molekylärvikter varvid uppföljande studier är nödvändiga för att validera eventuella ämnen som man identifierat.

För torsk fanns en viss separering mellan grupper (torsk med sårskada av ”okänd” karaktär och övriga torsk (”sälbett”, ”nejonöga” och opåverkade)), men korsvalidering visar att modellerna för både positiv och negativ jonisering (figur 17A och B) är överparametriserade och permutationstest att separeringarna inte är statistiskt säkerställda ($p > 0,05$) varvid de potentiella ämnen/molekylvikt som anges som mest betydelsefulla för separeringen bör behandlas med försiktighet. Genom olika tillgängliga bibliotek och databaser, samt med hjälp av Kemikalieinspektionen har vi ändå utrett potentiella ämnen, detta har dock inte gett utslag. Vi kunde däremot urskilja metaboliter av polyaromatiska kolväten (PAH:er) som potentiella ämnen varvid vi beslutade efter att ha vägt samman andra tillgängliga uppgifter – att PAH:er kan ge upphov till sårskador (Logan 2007, Murawski m.fl. 2014), högre halter har visats i sediment i närheten av Västra Hanöbukten från SGU (Josefsson 2016), PAH exponering är starkt kopplat till förhöjda EROD halter (Whyte m.fl. 2000) – att analysera PAH:er. Då fiskar metaboliserar PAH:er i hög grad analyserades därför dess metaboliter i galla som endast fanns tillgänglig för skrubbskådada då ingen insamling av galla gjorts för de torsk som fångats in i Hanöbukten. Analyser av PAH metaboliter i galla från skrubbskådada insamlad i Västra Hanöbukten (2015 och 2016) och referenslokaler (2015 och 2016) visade signifikant högre halter av 1-Hydroxyfenantren för referensstationen (Torhamn) 2016 ($F_{3,16}=15,28$, $p < 0,001$) jämfört med övriga grupper (Hanöbukten 2015 och 2016 samt 2015 års referensstation Kvädöfjärden). För 1-Hydroxypyrene fanns endast en signifikant skillnad mellan Torhamn och de två stationerna i Västra Hanöbukten Vitemölla ($F_{3,16}=14,51$, $p=0,002$) och Yngsjö ($F_{3,16}=14,51$, $p < 0,001$) medan för 1-Hydroxycrysen fanns inga signifikanta skillnader mellan någon av lokalerna ($F_{3,16}=1$, $p=0,4$). Resultaten tyder på att PAH exponering inte är en potentiell orsak till sårskador i skrubbskådada. Tyvärr är resultaten från skrubbskådada endast delvis relevanta för torsk insamlade i

Västra Hanöbukten då skrubbskäddan är en mer stationär, bottenlevande art till skillnad från torskar som generellt rör sig över större områden och lever i den fria vattenmassan.



Figur 17. Screening (icke-riktad analys) av torsk lever i positive (A) och negativ (B) jonisering utvärderat med hjälp av Partial Least Square Discriminant Analysis (PLS-DA). Korsvalidering visar att båda modellerna är överparametriserade och permutationstest att ingen signifikans mellan grupperna finns.

Sammanfattning miljöfarliga ämnen

Resultaten från miljögiftsundersökningen visar överlag att skrubbskädda och torsk i Västra Hanöbukten inte har högre halter av miljögifter än fiskar från referensstationerna. För vissa ämnesgrupper finns dock specifika ämnen som skiljer sig signifikant mellan referensgruppen och fiskar med sårskador av typen "okänd". Tar man däremot hänsyn till den mellanårs- och individvariation som föreligger i halter inom och mellan referensstationer inom den nationella marina miljögiftsövervakningen är skillnaderna inom ramen för vad som kan anses vara en normal mellan- och inomårsvariation. Dessa resultat styrks även av den övervakning av sill som pågår i Västra Hanöbukten inom den nationella miljögiftsövervakningen som visar att fetthalten inte skiljer sig nämnvärt från andra stationer i Egentliga Östersjön och inte heller halter av metaller, PCB:er, klorerade pesticider, dioxiner, bromerade flamskyddsmedel och PFAS (Bignert m.fl. 2016). Inom undersökningen i Västra Hanöbukten är det även viktigt att påpeka att vi studerat torskar insamlade under olika säsonger, något som kan ha stor påverkan på både fetthalt som sådan och därmed även miljögiftshalter (Bignert m. fl. 2017). Referenstorskarna ifrån Gotland är uteslutande insamlade på hösten medan det finns en spridning över året för torskar insamlade i Hanöbukten oberoende av om de är sårskadade eller visuellt opåverkade.

Utifrån de analyser som gjorts inom denna undersökning har det inte framkommit något ämne eller någon ämnesgrupp som visat sig ha högre halter och därför enskilt skulle kunna ge upphov till de okända sårskador som det rapporterats om av allmänheten kring Västra Hanöbukten. Det ska dock tilläggas att majoriteten av de ämnen som analyserats är klassificerade som svårnedbrytbara vilket rimligtvis borde innebära att en exponering med efterföljande effekter inte ska avta såsom rapporterats under avsnitt "Fiskhälsa". Detta scenario skulle snarare tyda på en episodiskt

förekommande störning av naturlig eller antropogen härkomst, som kan härledas till en eller flera faktorer. Det är därför mer sannolikt att om uppkomsten av sårskador skulle vara kopplad till miljöfarliga ämnen så skulle dessa vara av en mer lättnedbrytbar karaktär och sannolikt ”försvinna” ur fisken om inte insamling och provtagning sker i anslutning till en exponering.

Fiskhälsa

Okulär besiktning och morfometriska mått (kropps- och organindex)

I samband med provtagningen av fisken visade den okulära besiktningen inga eller mycket få synbara yttre skador på skrubbskäddorna från någon av fångstlokalerna. Inte heller sågs några tecken på stress eller onormalt beteende hos grupperna av sumpad fisk. Samtliga skrubbskäddor från Västra Hanöbukten och från referensområdena bedömdes alltså vid den okulära besiktningen väsentligen vara i lika god kondition.

Tabell 5. Kroppsvikt (gram) och kroppslängd (cm) hos hon-skrubbskädda från Västra Hanöbukten och referenslokaler Kvädöfjärden 2015 och Torhamn 2016 och 2017.

År	2015	2015	2016	2016	2017	2017	2017
Station	Kvädöfjärden	Hanöbukten(1)	Torhamn	Hanöbukten(2)	Torhamn	Hanöbukten(1)	Hanöbukten(2)
Vikt	238 ± 15 (3)	294 ± 9	325 ± 20	330 ± 11	317 ± 27	298 ± 10	350 ± 16
Längd	28,0 ± 0,6	29,7 ± 0,4	29,9 ± 0,6	30,5 ± 0,4	30,0 ± 0,9	31,1 ± 0,4	32,4 ± 0,4

(1) Vitemölla; (2) Yngsjö/Åhus; (3) Medelvärde ± standardfelet

Fiskens vikt, längd och olika organs vikter noterades för att beräkna morfometriska kropps- och organindex (tabell 5).

Konditionsfaktor, CF

Konditionsfaktorn, här beräknad genom Fultons konditionsindex baserad på somatisk vikt, hos fisken visade ingen skillnad mellan lokalerna 2015 och 2016, men var lite lägre i fisken från Västra Hanöbukten i 2017 års undersökning (tabell 6). Fisken var således något magrare i de båda lokalerna i Västra Hanöbukten jämfört med fiskarna från Torhamnslokalen. Eftersom ett konditionsvärde på 1,05 bedöms visa god kvalitet hos skrubbskädda (Nissling m.fl. 2014) ligger således en majoritet av skrubbskäddorna från Västra Hanöbukten under detta gränsvärde vid 2017 års undersökning, men inte i 2015 och 2016 års undersökningar.

Tabell 6. Konditionsfaktor (CF), GSI (gonadvikt i procent av somatisk kroppsvikt) och LSI (levervikt i procent av somatisk kroppsvikt) hon-skrubbskädda från Västra Hanöbukten och referenslokaler Kvädöfjärden 2015 och Torhamn 2016 och 2017.

År	2015	2015	2016	2016	2017	2017	2017
Station	Kvädöfjärden	Hanöbukten(1)	Torhamn	Hanöbukten(2)	Torhamn	Hanöbukten(1)	Hanöbukten(2)
CF(3)	1,06 ± 0,03 (4)	1,12 ± 0,21	1,18 ± 0,03	1,15 ± 0,03	1,13 ± 0,03	1,02 ± 0,02 *	0,99 ± 0,02 *
GSI	6,58 ± 0,46	3,08 ± 0,28 *	7,50 ± 0,51	8,44 ± 0,62	2,46 ± 0,19	3,15 ± 0,14 *	3,02 ± 0,12 *
LSI	2,08 ± 0,10	2,39 ± 0,10 *	2,25 ± 0,11	2,40 ± 0,11	1,74 ± 0,10	1,96 ± 0,07	2,13 ± 0,08 *

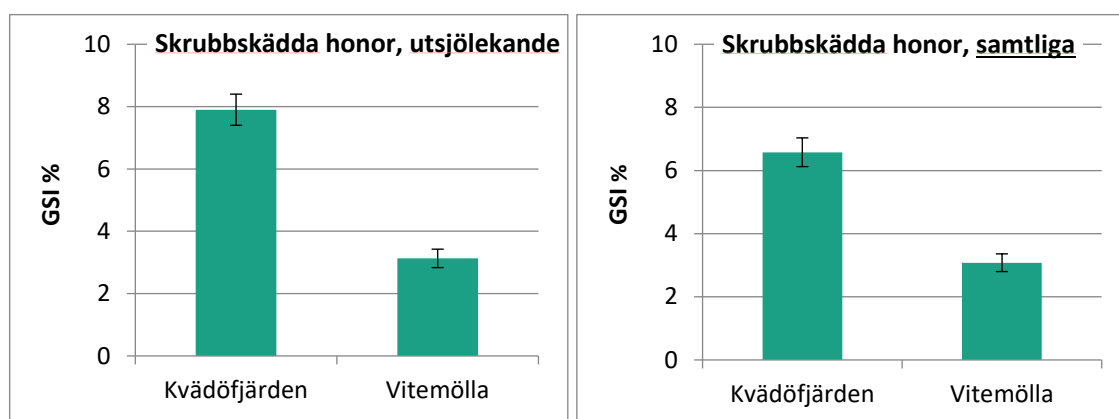
(1) Vitemölla; (2) Yngsjö/Åhus; (3) Konditionsfaktor, g/cm³; (4) Medelvärde ± standardfelet;

* p < 0,05 jämfört med respektive referens

GSI

Resultaten (tabell 6, figur 18) visar att gonadstorleken (gonadsomatiskt index, GSI) i 2015 års undersökning, var betydligt mindre hos skrubbskäddor från Västra Hanöbukten jämfört med referenslokalen Kvädöfjärden. Det kan finnas flera förklaringar till dessa påtagliga skillnader. En

förklaring kan röra skillnader i gonad-och äggutveckling hos utsjölekande och kustlekande skrubbskäddor där kustlekande producerar fler och mindre ägg än de utsjölekande som i sin tur producerar större och färre ägg (Nissling och Dahlman 2010). En genetisk analys av hon-skrubbskäddor visade att i Västra Hanöbukten var den utsjölekande skrubbskäddan helt dominerande (21 av 22 skrubbskäddor), medan fisken från Kvädöfjärden bestod till största delen av kustlekande skrubbskäddor (19 av 24 skrubbskäddor; Palm och Söderberg, 2017). Trots att det fanns relativt få, fem stycken utsjölekande fiskar i Kvädöfjärdenlokalen visade resultaten att alla skrubbskäddor, även de utsjölekande i Kvädöfjärden hade avsevärt större relativ gonadvikt (GSI) än fiskarna från Västra Hanöbukten (figur 18). Dessa resultat tyder på att det finns en annan förklaring till de observerade skillnaderna än de rent genetiska till varför skrubbskäddorna från Västra Hanöbukten avviker från Kvädöfjärden i 2015 års undersökning.



Figur 18. Gonadstorlek uttryckt i procent av kroppsvikt (medelvärde ± standardfelet) är signifikant skilda åt hos hon-skrubbskädda fångad i Vitemölla (Västra Hanöbukten) jämfört med Kvädöfjärden (referens) i 2015 års undersökning. Den vänstra figuren visar endast de utsjölekande, medan den högra figuren visar både utsjö- och kustlekande skrubbskädda.

En annan möjlig förklaring till de mindre gonaderna är att skrubbskäddan i Västra Hanöbukten vid 2015 års undersökning har en senare utveckling, försenad och/eller hämmad gonadutveckling jämfört med Kvädöfjärden. 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 kan påverka gonadens utveckling. En ökad tillgång på föda som leder till ökad tillväxt hos fisken kan i sin tur leda till en minskad relativ gonadvikt. Det kan samtidigt inte uteslutas att det också 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 (t.ex. utanför skogsindustrier, Sandström m.fl. 2015). Från de uppföljande undersökningarna 2016 och 2017 visade resultaten att skrubbskäddorna från Västra Hanöbukten inte hade mindre gonader än fiskarna från referenslokalen Torhamn. Snarare var den relativa gonadvikten något större där än i referenslokalen. Denna skillnad bedöms kunna ligga inom den variation som kan vara naturlig för skrubbskäddors gonadutveckling under hösten.

LSI

I 2015 års undersökning observeras större leverar hos skrubbskädda i Västra Hanöbukten jämfört med referenslokalen Kvädöfjärden (tabell 6). Även i 2017 års undersökningar noterades större leverar i Västra Hanöbukten, särskilt i Yngsjö/Åhus lokalen jämfört med referenslokalen Torhamn. Leverförstoringen kan vara ett resultat av en naturlig variation i upplagring av näringsämnen (fetter och kolhydrater) i levern, men kan också vara ett tecken på påverkan av miljöfarliga ämnen (tabell

6). Även exponering för organiska miljögifter kan orsaka en förstörd lever som ofta indikerar hög metabolisk aktivitet och ett inducerat avgiftningssystem. Det senare dvs inducerat avgiftningssystem observerades hos fisken i Västra Hanöbukten i 2015 års undersökning men inte i 2017 års undersökning.

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 (Ht), blodets innehåll av hemoglobin (Hb) och andel omogna röda blodceller (iRBC). Inga skillnader kunde konstateras för Ht och Hb (tabell 7). När det gäller andelen omogna röda blodceller (tabell 8) visade resultaten inga skillnader i 2015 och 2016 års undersökningar. Däremot kan resultaten från 2017 års undersökning med en högre andel iRBC (tabell 8) hos fisken tyda på en något påverkad syreupptagningsförmåga hos skrubbskäddorna i de båda lokalerna i Västra Hanöbukten.

Tabell 7. Hematokrit (Ht, %), hemoglobin (Hb, g/l) och glukos (mmol/l) i blodet hos hon-skrubbskädda från Västra Hanöbukten och referenslokaler Kvädöfjärden 2015 års och Torhamn 2016 och 2017 års undersökningar.

År	2015	2015	2016	2016	2017	2017	2017
Station	Kvädöfjärden	Hanöbukten(1)	Torhamn	Hanöbukten(2)	Torhamn	Hanöbukten(1)	Hanöbukten(2)
Ht	19,6 ± 0,7 (3)	20,4 ± 0,6	21,3 ± 0,5	20,3 ± 0,3	20,2 ± 0,8	19,7 ± 1,0	21,1 ± 0,9
Hb	56,4 ± 2,3	59,4 ± 2,3	63,8 ± 1,8	59,4 ± 2,0	63,7 ± 2,3	59,5 ± 2,9	64,8 ± 2,4
Glukos	2,96 ± 0,11	3,01 ± 0,10	4,20 ± 0,25	3,96 ± 0,11	2,88 ± 0,09	3,55 ± 0,09 *	3,37 ± 0,13 *

(1) Vitemölla; (2) Yngsjö/Åhus; (3) Medelvärde ± standardfelet;

* p < 0,05 jämfört med respektive referens

Glukos i blodet

Halten glukos i blodet analyserades för att få en uppfattning om kolhydratmetabolismen kunde vara påverkad. Resultaten från undersökningarna 2015 och 2016 tyder inte på någon påverkan på blodglukoshalterna hos fisken från Västra Hanöbukten (tabell 7). Däremot visar 2017 års resultat högre glukoshalter i plasman hos fisken i Västra Hanöbukten jämfört med referensen Torhamn. Dessa skillnader mellan referenslokalen och lokalerna i Västra Hanöbukten är relativt små och kan därför ligga inom den naturliga variationen för denna mätvariabel. Det kan dock inte uteslutas att dessa resultat kan tyda på en påverkan av glukosomsättningen i Västra Hanöbukten som skulle behöva följas upp. Samtidigt är en sådan förändring av glukoshalterna inte unik för Västra Hanöbukten utan har även rapporterats hos fiskar vid andra lokaler i Östersjön (t.ex. Förlin m.fl. 2017).

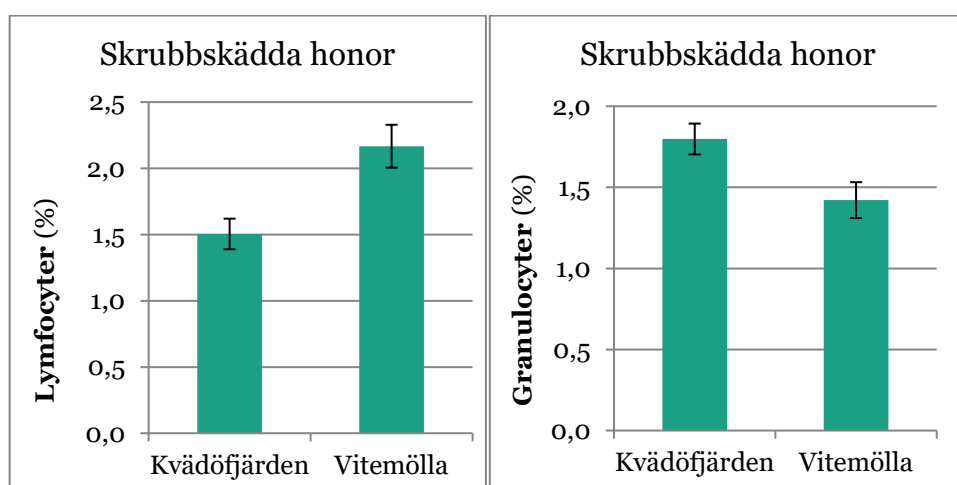
Vita blodceller

Vita blodcells bilden undersöks för att ta reda på om immunförsvaret är påverkat. Endast för 2015 års undersökningar visade resultaten på signifikanta skillnader i vita blodcells bilden. Då visade resultaten att andelen lymfocyter var signifikant högre hos skrubbskäddor från Hanöbukten än från Kvädöfjärden, medan andelen granulocyter var signifikant lägre i Västra Hanöbukten fiskar (tabell 8, figur 19). Avvikelserna i andelen lymfocyter och granulocyter hos fiskarna i Västra Hanöbukten i 2015 års undersökningar tolkas inte som en vanlig stress-respons utan kan sannolikt indikera en påverkan på immunförsvaret som kan vara i linje med tidigare observationer av vävnadsskador och andra sjukdomssymptom hos fisk i området (Statens veterinärmedicinska anstalt, 2016).

Tabell 8. Andelen lymfocyter (Lymf, %), granulocyter (Gran, %), trombocyter (Tromb, %), total andelen vita blodceller (WBC, %) och omogna blodceller (iRBC, %) i blodet hos hon-skrubbskädda från Västra Hanöbukten och referenslokaler Kvädöfjärden 2015 års och Torhamn 2016 och 2017 års undersökningar.

År	2015	2015	2016	2016	2017	2017	2017
Station	Kvädöfjärden	Hanöbukten(1)	Torhamn	Hanöbukten(2)	Torhamn	Hanöbukten(1)	Hanöbukten(2)
Lymf	1,50 ± 0,12 (3)	2,17 ± 0,10 *	1,20 ± 0,08	1,36 ± 0,10	1,85 ± 0,11	1,64 ± 0,11	1,64 ± 0,13
Gran	1,79 ± 0,1	1,42 ± 0,11 *	0,92 ± 0,07	1,09 ± 0,07	1,23 ± 0,07	0,82 ± 0,06	1,09 ± 0,08
Tromb	1,37 ± 0,08	1,54 ± 0,12	1,37 ± 0,09	1,28 ± 0,11	1,26 ± 0,10	1,49 ± 0,11	1,50 ± 0,13
WBC	4,67 ± 0,18	5,13 ± 0,29	3,49 ± 0,17	3,73 ± 0,21	4,35 ± 0,19	4,24 ± 0,21	3,96 ± 0,22
iRBC	0,62 ± 0,05	0,62 ± 0,04	0,74 ± 0,05	0,83 ± 0,06	1,28 ± 0,12	2,11 ± 0,12 *	1,68 ± 0,08 *

(1) Vitemölla; (2) Yngsjö/Åhus; (3) Medelvärde ± standardfelet; * $p < 0,05$ jämfört med respektive referenslokal



Figur 19. Andelen lymfocyter (vänstra bilden) och granulocyter i blodet (uttryckta i procent av totala mängden blodceller) (medelvärde ± standardfelet) är signifikant skilda åt hos hon-skrubbskädda fångad i Vitemölla (Västra Hanöbukten) jämfört med Kvädöfjärden (referens) i 2015 års undersökning.

Jonbalansen

I undersökningen analyserades plasmahalterna av jonerna klorid, natrium, kalium och kalcium för att undersöka om jonbalansen uppvisar rubbningar i jonreglerande organ. Det var i 2015 års undersökning som de flesta skillnader i halterna av joner observerades. Då, 2015, visade resultaten att halterna av klorid, natrium och kalcium var signifikant högre i plasman hos både hon- och han-skrubbskäddorna från Västra Hanöbukten jämfört med Kvädöfjärden (Tabell 9, figur 20 och 21). Dessa skillnader bedöms inte som normala och förväntade mot bakgrund av de marginella skillnader som föreligger i salthalt mellan Västra Hanöbukten (7–8 promille) och Kvädöfjärden (6–8 promille). Tidigare studier av joninnehåll i blodet hos skrubbskädda i Östersjön (7 promille) och vid Västkusten (28–30 promille) visar på mindre skillnader i klorid, natrium och osmolalitet än vad som uppmätts mellan fiskarna i Västra Hanöbukten och Kvädöfjärden (Förlin m. fl. 1979). Detta talar för att de observerade signifikanta avvikelserna hos fiskarna i Hanöbukten kan vara tecken på att fiskarna i 2015 års undersökning har svårigheter att reglera jonbalansen genom att utsöndra överskott av joner via gälar och njurar.

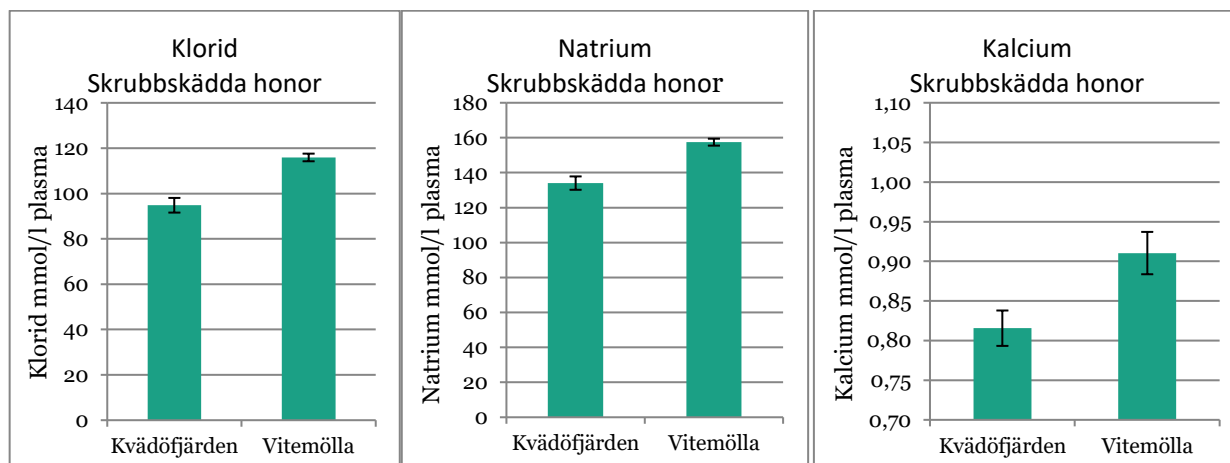
När det gäller plasmans kalciumhalter var de signifikant högre i Västra Hanöbukten jämfört med referenslokalerna både i 2015 och 2016 års undersökningar, men däremot inte 2017 (tabell 9, figur

22). Även om dessa skillnader är relativt små och därför möjligen kan ligga inom ramen för en naturlig variation går det dock inte att utesluta att ökningen av kalciumnivåerna tyder på en mindre påverkan på kalciummetabolismen hos fisken i Västra Hanöbukten 2015 och 2016. En sådan förändring av kalciumhalterna verkar inte vara unik för Hanöbukten utan har rapporterats hos fiskar vid andra lokaler i Östersjön och Bottenhavet som regelbundet undersöks inom den integrerade kustfiskövervakningen (t.ex. Förlin m.fl. 2017).

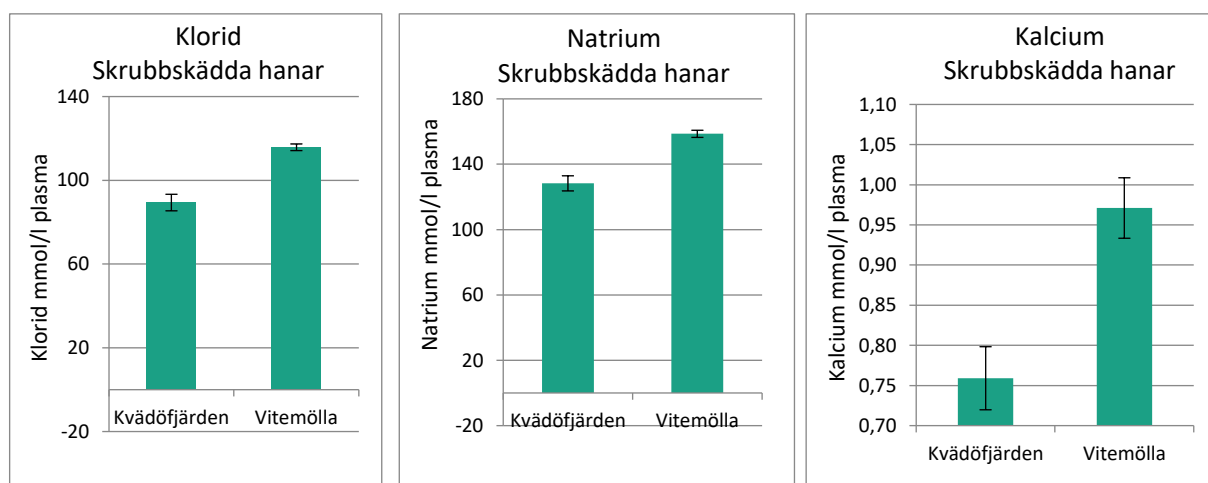
Tabell 9: Halterna av klorid, natrium, kalium och kalcium i plasma hos hon-skrubbskädda från Västra Hanöbukten och referenslokaler Kvädöfjärden 2015 års och Torhamn 2016 och 2017 års undersökningar. Jonhalterna är uttryckta som mmol/l plasma.

År	2015	2015	2016	2016	2017	2017	2017
Station	Kvädöfjärden	Hanöbukten(1)	Torhamn	Hanöbukten(2)	Torhamn	Hanöbukten(1)	Hanöbukten(2)
Klorid	94,8 ± 3,2 (3)	115,9 ± 1,7 *	106,0 ± 1,0	107,2 ± 1,1	115,0 ± 2,4	109,8 ± 1,9	111,6 ± 0,9
Natrium	134,0 ± 3,8	157,5 ± 2,0 *	142,5 ± 2,6	137,1 ± 3,0	158,2 ± 3,5	159,3 ± 1,3	156,0 ± 2,4
Kalium	2,92 ± 0,11	3,04 ± 0,06	3,03 ± 0,11	3,11 ± 0,08	3,94 ± 0,15	3,94 ± 0,13	3,67 ± 0,15
Kalcium	0,82 ± 0,02	0,91 ± 0,03 *	0,92 ± 0,02	1,02 ± 0,04 *	1,58 ± 0,06	1,52 ± 0,04	1,51 ± 0,04

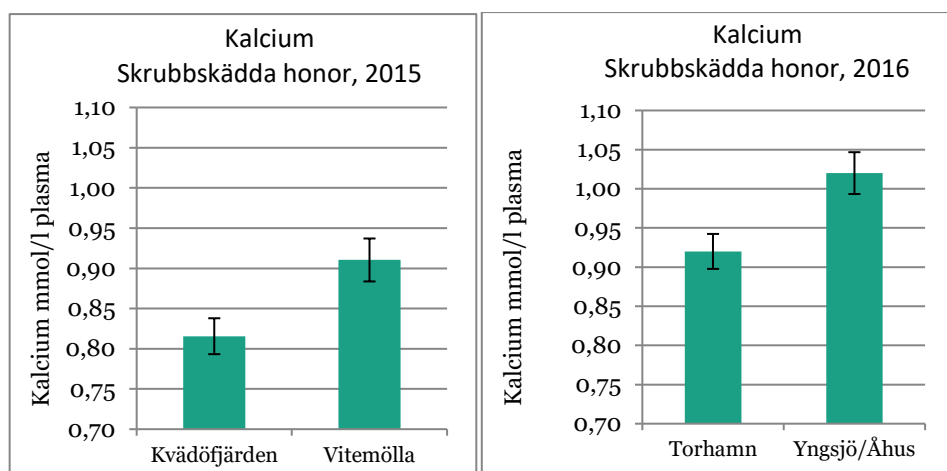
(1) Vitemölla; (2) Yngsjö/Åhus; (3) Medelvärde ± standardfelet; * p < 0,05 jämfört med respektive referenslokal



Figur 20. Klorid, natrium och kalcium (medelvärdet ± standardfelet) i blodplasma är signifikant högre hos hon-skrubbskädda fångad i Vitemölla (Västra Hanöbukten) jämfört med Kvädöfjärden för 2015 års undersökning.



Figur 21. Klorid, natrium och kalcium (medelvärdet ± standardfelet) i blodplasma är signifikant högre hos han-skrubbskädda fångad i Vitemölla (Västra Hanöbukten) jämfört med Kvädöfjärden för 2015 års undersökning.



Figur 22. Halterna i blodplasma av kalcium (medelvärdet ± standardfelet) är signifikant högre hos hon-skrubbskädda fångad i Vitemölla (Västra Hanöbukten) 2015 och i Yngsjö/Åhus (Västra Hanöbukten) 2016 jämfört med respektive referensområde.

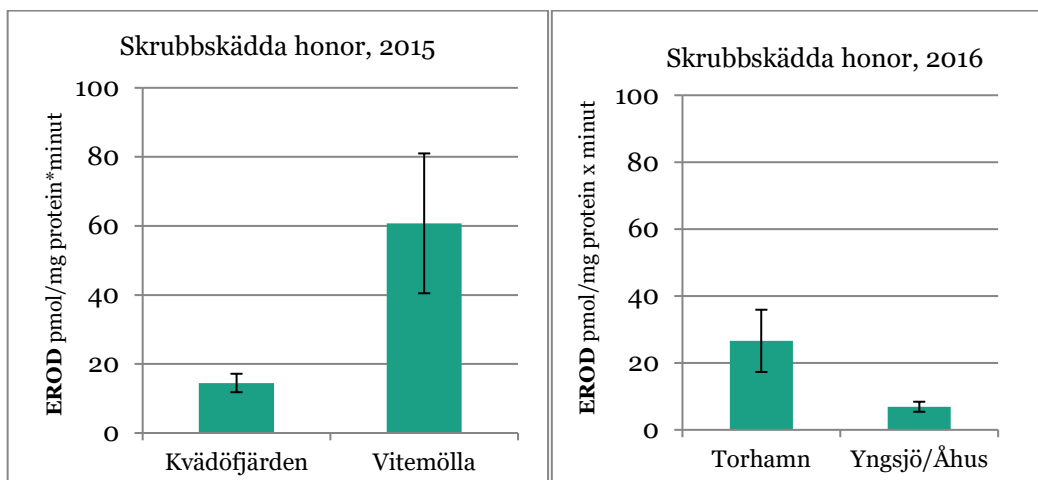
EROD i levern

EROD aktiviteten mäts för att ta reda på om fisken blivit exponerad för vissa typer av miljögifter. Resultaten visar på relativt låga EROD nivåer (Davies and Vethaak, 2012) med undantag för 2015 års fiskar från Västra Hanöbukten (tabell 10, figur 23). Resultaten från 2015 års undersökning visar att EROD aktiviteten var betydligt högre hos hon-skrubbskädda i Västra Hanöbukten. I fältundersökningar av det slag som görs i Västra Hanöbukten misstänks den främsta orsaken till förhöjd EROD aktivitet vara att fiskarna är exponerade för PAH:er (polycykliska aromatiska kolväten) eller andra ämnen, såsom klorerade dioxiner eller vissa PCB:er, som kan inducera EROD hos fisk (Van der Oost m.fl. 2003). Den förhöjda EROD-aktiviteten särskilt hos honfisken i Västra Hanöbukten tolkas som en exponering för miljöfarliga kemikalier och stöder uppfattningen att övriga observerade skillnader i hälsovariabler i 2015 års undersökning kan vara orsakade av sådana toxiska ämnen. Till skillnad från 2015 tyder de lägre EROD nivåerna i särskilt 2016 års undersökning men även i 2017 års undersökningar på en mindre eller ingen påtaglig exponering för EROD inducerande ämnen i Västra Hanöbukten. De relativt stora mellanårsvariationerna i EROD aktiviteter (Tabell 10) är inte unik för skrubbskädda, och de är heller inte unika för Västra Hanöbukten utan de observeras också i andra fiskarter som regelbundet används inom kustfiskövervakningen t.ex. i Kvädöfjärden (Förlin et al., 2017).

Tabell 10: Aktiviteter av enzymerna EROD-, GST, GR och katalas i lever och AChE i muskel hos hon-skrubbskädda från Västra Hanöbukten och referenslokaler Kvädöfjärden 2015 års och Torhamn 2016 och 2017 års undersökningar.

År	2015	2015	2016	2016	2017	2017	2017
Station	Kvädöfjärden	Hanöbukten(1)	Torhamn	Hanöbukten(2)	Torhamn	Hanöbukten(1)	Hanöbukten(2)
EROD	14,5 ± 2,7 (3)	60,7 ± 20,3 *	26,6 ± 9,3	6,9 ± 1,5 *	36,7 ± 7,6	35,8 ± 4,6	33,9 ± 4,3
GST	0,23 ± 0,01	0,28 ± 0,01 *	0,19 ± 0,01	0,20 ± 0,01	0,26 ± 0,01	0,30 ± 0,01 *	0,30 ± 0,01 *
GR	10,2 ± 0,4	9,3 ± 0,3	7,5 ± 0,4	7,6 ± 0,4	12,8 ± 0,6	11,5 ± 0,4	12,3 ± 0,6
Katalas	237 ± 9	281 ± 12 *	166 ± 6	197 ± 6 *	274 ± 7	232 ± 10 *	243 ± 9 *
AChE	--	--	103 ± 8	99 ± 7	142 ± 17	119 ± 10	102 ± 7

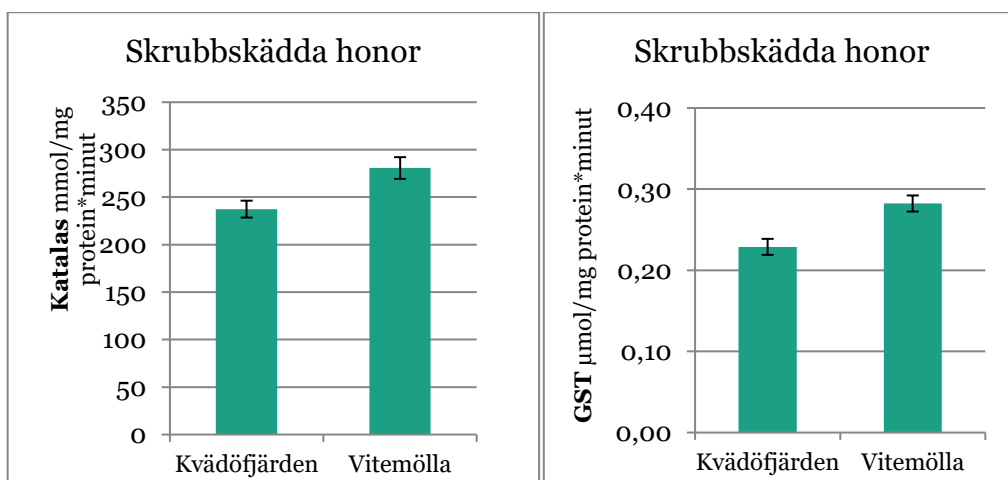
(1) Vitemölla; (2) Yngsjö/Åhus; (3) Medelvärdet ± standardfelet; * p < 0,05 jämfört med respektive referenslokal.



Figur 23. Olika skillnad i leverns EROD aktivitet (medelvärde ± standardfelet; pmol/mg protein*minut) hos honskrubbskådade fångad i Vitemölla (Västra Hanöbukten) 2015 och i Yngsjö/Åhus (Västra Hanöbukten) 2016 jämfört med respektive referensområde.

Antioxidantzymer och oxidativ stress

Resultaten visar att aktiviteten av antioxidantenzymet glutationtransferas (GST) är högre i Västra Hanöbukten jämfört med referenslokaler både 2015 och 2017 (tabell 10 och figur 24). Enzymet katalas visar ett lite annorlunda mönster. Aktiviteten av katalas är signifikant högre hos skrubbskådade från Västra Hanöbukten både 2015 och 2016 men signifikant lägre 2017 jämfört med referenslokalerna. Dessa resultat visar att enzymerna tycks vara mer eller mindre påverkade de tre åren. För 2015 visar resultaten att oxidantförsvaret är mer aktiverat hos fisken från Västra Hanöbukten jämfört med referensen Kvädöfjärden. En sådan förändring som således är mest tydlig hos honfisken kan tyda på att fisken är utsatt för oxidativ stress, och att förändringen signalerar att fisken kan vara utsatt för exponering av miljögifter. Till skillnad från 2015 tyder resultaten från 2016 och 2017 års undersökningar på en mindre uttalad förändring av oxidantförsvaret.



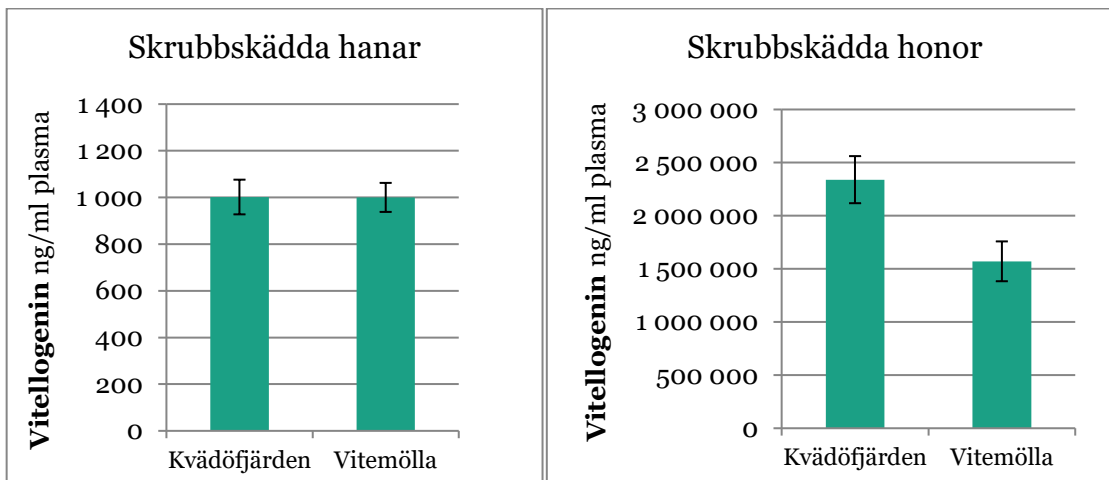
Figur 24. Glutationtransferas GST)- och katalasaktiviteterna (medelvärde ± standardfelet) i lever hos hon-skrubbskådade fångad i Vitemölla (Västra Hanöbukten) jämfört med Kvädöfjärden (referens) från 2015 års undersökning.

Acetylcholinesteras

Acetylcholinesteras (AChE) är ett enzym som bryter ned acetylcholin som är en signalsubstans i nervsystemet. Aktivitet mäts i muskel för att ta reda på om fisken är exponerad för vissa miljöfarliga ämnen som är kända att hämma detta enzym. Exempel på sådana ämnen är några insektsbekämpningsmedel såsom organofosfater och karbamater och vissa stridsgaser (såsom senapsgas). Sådana stridsgaser finns dumpade i Östersjön. Analyser har gjorts på 2016 och 2017 års fiskmaterial. Resultaten visar att det inte var några statistiskt belagda skillnader mellan lokalerna (tabell 10).

Vitellogenin (guleprotein)

I miljöövervakningssammanhang mäts halten vitellogenin i blodplasma hos hanfisk för att ta reda på om de exponerats för ämnen med östrogenliknande effekter. Denna variabel analyserades bara på 2015 års insamlade fiskar. I figur 25 visar resultaten inga förhöjda nivåer av vitellogenin hos hanfiskar från Västra Hanöbukten, och därmed inga tecken på östrogenliknande effekter. Honfisk ska normalt ha höga halter av vitellogenin i blodplasma under gonad- och äggutvecklingen under hösten. Vitellogeninet bildas i levern och transporteras via blodet till gonaderna där det inkorporeras i ägget och bygger upp äggets (rommens) näringsdepå. Resultaten i figur 25 visar att halten i blodplasma av vitellogenin var avsevärt lägre hos honorna från Västra Hanöbukten jämfört med Kvädöfjärden i 2015 års undersökning. Detta resultat tycks vara helt i linje med att GSI är avsevärt mindre hos fiskarna från Västra Hanöbukten och således stärker bilden av att honfiskarna i Västra Hanöbukten och Kvädöfjärden är i olika utvecklingsstadier av sina gonader i 2015 års undersökning.



Figur 25. Vitellogeninhalten (medelvärde \pm standardfelet; ng/ml plasma) i plasma hos han-skrubbskädda (vänster) och hon-skrubbskädda (höger) fångad i Kvädöfjärden (referens) och Vitemölla (Västra Hanöbukten) från 2015 års undersökning. Observera den mycket stora amplitudskillnaden i Y-axel mellan de båda diagrammen.

Histopatologisk undersökning.

En histopatologisk undersökning gjordes för att ta reda på om skrubbskäddor från Västra Hanöbukten uppvisar skador eller sjukliga förändringar i olika organ och vävnader. Dessa undersökningar gjordes på 2017 års infångade skrubbskäddor. Med histopatologiska metoder kan man detektera cellförändringar som tex tumörbildning, celledöd (nekros) och olika former av inflammation, men även virus- och parasit- infektioner (Feist m.fl. 2004). Olika former av tumörbildning är oftast resultatet av långtidsexponering för t.ex. miljögifter, men kan även orsakas av virusinfektioner. För att få en så komplett bild som möjligt av hälsostatusen för skrubbskädda i

Västra Hanöbukten togs en rad vävnader ut för histopatologisk undersökning. Dessa inkluderade lever, gonad, mjälte, hjärta, gäle samt muskel.

Proverna analyserades av dr John Bignell vid Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science (CEFAS), Weymouth, England. Resultaten från analyserna visar förekomst av flera patogener och parasiter och mindre vävnadsförändringar såsom så kallade makrofagcentra i levern. Dock visar inte resultaten några avgörande skillnader mellan lokalerna. Nivåerna av observerade histopatologiska förändringar i fiskarna i Hanöbukten ligger i paritet med de nivåer som observeras i den Engelska kontrollstationen The Alde, även om nivåerna för några parametrar, som tex icke specifika inflammatoriska skador, är högre i Alde. Slutsatsen från undersökningen är att svårighetsgraden av observationerna är relativt låg och inte tillräckligt allvarliga för att det ska kunna visa några större och allvarliga hälsoeffekter hos skrubbskädda i området (Bignell, 2017).

Sammanfattning fiskhälsa

Resultaten från 2015år undersökningar visade på tydliga fysiologiska skillnader mellan fisken som fångats i Västra Hanöbukten jämfört med referenslokalen Kvädöfjärden. Däribland observerades skillnader som kan tyda på förändringar i följande avseenden:

- mindre än hälften så stora gonader hos båda könen och lägre halt av vitellogenin i blodet hos honor kan tyda på hämmad utveckling av könsorganen
- en signifikant större lever hos båda könen kan vara tecken på miljögiftsexponering
- högre EROD-aktivitetet indikerar exponering för toxiska ämnen
- signifikanta förhöjningar av kalcium i blodet kan vara tecken på problem med jonregleringen
- aktiverat oxidantförsvar tyder på oxidativ stress och exponering för kemiska ämnen.

Dessa resultat har tolkats som en tydlig påverkan av något eller några toxiska ämnen på fisken i Västra Hanöbukten (Olsson m.fl. 2016). Den uppföljande undersökningen 2016 kunde emellertid inte belägga dessa tydliga fysiologiska skillnader utan istället visade resultaten färre skillnader och indikerade därmed en betydligt mindre påverkan på fisken från Västra Hanöbukten när den jämfördes med fisken från Torhamn. Även resultaten från 2017 års fysiologiska undersökningar tyder på färre skillnader och en mindre påverkan på skrubbskädda från Västra Hanöbukten när den jämfördes med referensstationen vid Torhamn. Det verkar således som resultaten från 2017 års undersökningar liknar 2016 års resultat vilka gav tecken på en mindre eller ingen påverkan på fisken i Västra Hanöbukten. Även den histopatologiska undersökningen som gjordes på 2017 års fiskar pekar i samma riktning. I den undersökningen konstateras att det inte finns några avgörande skillnader mellan lokalerna i förekomst av parasiter och sjukliga förändringar i olika organ hos skrubbskäddorna och att graden av parasitangrepp eller andra vävnadsförändringar inte var tillräcklig för att kunna vara orsaken till några större hälsoeffekter hos fisken i områdena som undersökts. Tvärtom är bedömningen av den histopatologiska undersökningen att fiskarna i området är relativt friska.

När det gäller tolkningen av resultaten har det tagits hänsyn till att det kan föreligga skillnader mellan utsjölekande och kustlekande skrubbskäddor. De utsjölekande skrubbskäddorna anses normalt ha mindre gonader än de kustlekande skrubbskäddorna. Om det även föreligger skillnader i andra funktioner är inte känt. Den genetiska analysen av 2015 års skrubbskäddor visade att det endast fanns utsjölekande fiskar i Västra Hanöbukten medan i Kvädöfjärden var cirka en fjärdedel utsjölekande och resten kustlekande skrubbskäddor. Det gjorde det möjligt att jämföra eventuella skillnader endast för utsjölekande mellan de båda lokalerna. Trots att denna jämförelse gjordes på

färre fiskar från Kvädöfjärden visade resultaten att de fysiologiska skillnaderna hos skrubbskäddorna kvarstod mellan Hanöbukten och Kvädöfjärden även när endast de utsjölekande fiskarna jämfördes. Dessa resultat tyder på att det finns en annan förklaring till de observerade skillnaderna än de rent genetiska till varför skrubbskäddorna från Västra Hanöbukten avviker från Kvädöfjärden i 2015 års undersökning.

En annan möjlig förklaring till de mindre gonaderna är att skrubbskäddan i Västra Hanöbukten vid 2015 års undersökning har en senare utveckling, försenad och/eller hämmad gonadutveckling jämfört med Kvädöfjärden. Orsaken kan vara flera men naturliga miljöfaktorer såsom vattnets temperatur och tillgången på föda påverkar gonadens utveckling. En ökad tillgång på föda som leder till ökad tillväxt hos fisken kan i sin tur leda till en minskad relativ gonadvikt. Det kan samtidigt inte uteslutas att det också 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 (t.ex. utanför skogsindustrier; Sandström m.fl. 2015).

Sammanfattningsvis tyder undersökningarna av skrubbskäddans hälsa i Västra Hanöbukten på en möjlig påverkan under 2015 men endast en liten sådan 2016 och 2017. En slutsats från dessa resultat är att de kan tyda på episodiskt förekommande förändringar av fiskens hälsotillstånd i Västra Hanöbukten, dvs. en större påverkan under 2015 men inte de två andra åren. Vad orsaken till dessa förändringar under 2015 kan vara är inte känd. Den kan vara orsakad av olika naturliga omgivningsfaktorer såsom olika födoval eller vattentemperatur, men det kan inte uteslutas att förändringarna kan vara orsakade av något eller några toxiska ämnen. Det vore värdefullt att fortsätta att undersöka skrubbskäddans hälsostatus med årliga undersökningar på samma sätt som idag sker på abborre och tånglake i några utvalda referensstationer för att följa upp om eller när episodiska förändringar uppträder och för att få underlag för att ta reda vilka orsakerna kan vara.

Utvärdering av tånglakedata från Hanöbukten

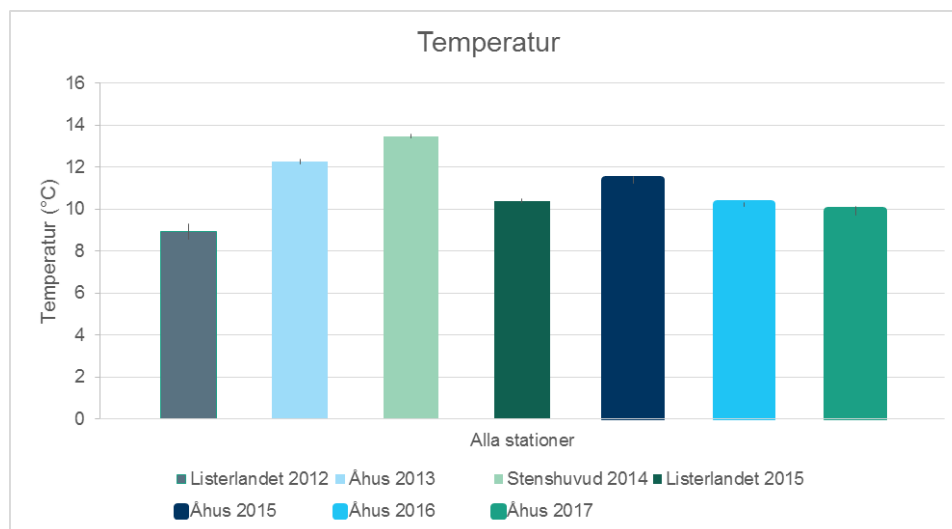
Toxicon AB har utfört fiskfysiologiska undersökningar på tånglake åt två pappersmassaindustrier (Stora Enso Nymölla och Södra Cell Mörrum) under perioden 1998–2014 i Hanöbukten (Sjölin, 2016). Detta omfattande datamaterial har statistiskt utvärderats av Anders Sjölin för att ta reda på om det finns trender som skulle kunna indikera försämrat tillstånd för tånglake i Hanöbukten (se ”Bilaga statistisk utvärdering av tånglakedata för perioden 1998–2014, Sjölin, 2016”). Analyserna visar inte på några allvarliga förändringar över tid, men det noteras under hela perioden minskande halter kolesterol (och minskande halter av extraktivämnen som används som ett relativt mått på exponering), och efter 2009/2010 då skador hos skrubbskäddaa/torsk började rapporteras noteras ökande halter PAH, minskande EROD-aktivitet och CYP1A halt och ökad GST aktivitet. Sammantaget konstateras att utvärderingen av tånglakedata inte tyder på några tydliga negativa förändringar hos tånglake under den undersökta perioden i de områden där undersökningarna genomförts. Det påpekas slutligen att de miljöproblem som observerats på torsk och skrubbskädda möjligen inte drabbar tånglake.

Fiskbestånd

Omgivningsvariabler

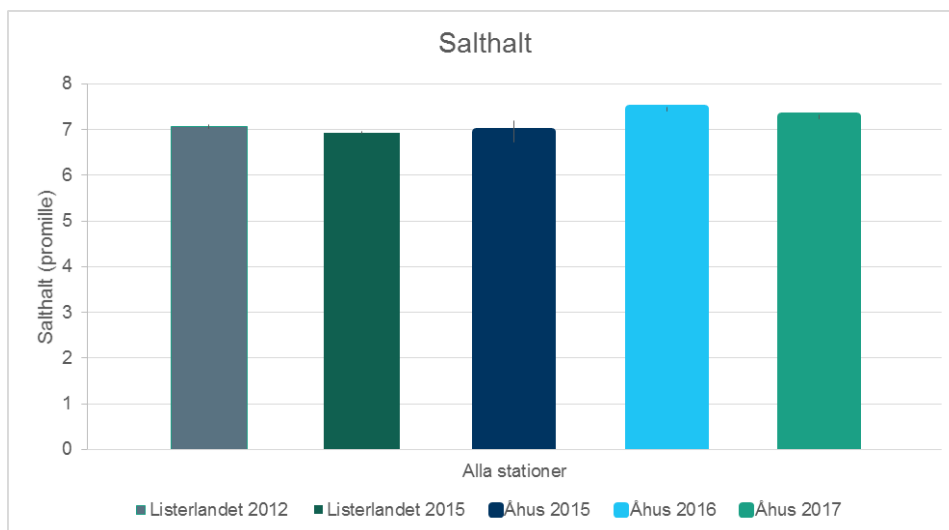
Medeltemperaturen i vattnet under provfiskena i Listerlandet och Åhus 2015–2017 varierade mellan 9,9 och 11,4 °C (figur 26). Skillnaden i temperatur mellan olika djupstrata som provfiskats var liten,

vilket tyder på att vattnet var väl omblandat. Vid de tidigare provfiskena i Listerlandet 2012, Åhus 2013 och Stenshuvud 2014 var medeltemperaturen 8,9, 12,3 respektive 13,5 °C. Även om skillnaderna mellan år och områden är små, så är de statistiskt signifikanta (ANOVA, $F_{6,21} = 55,4$, $p < 0,001$).



Figur 26. Temperatur under provfiskena 2015-2017 och i tidigare undersökningar i området. Staplarna anger medeltemperatur vid botten över alla stationer vid läggning av näten. Felstaplarna anger 95 % konfidensintervall.

Även salthalten har varierat något mellan undersökningarna i området under 2015-2017 (ANOVA, $F_{4,15} = 11,1$, $p < 0,001$; figur 27). Skillnaderna i salthalt mellan provfiskade djup inom områden var dock små. I de tidigare provfiskena finns bara information om salthalt endast från provfisket i Listerlandet 2012. Det högsta värdet uppmättes under provfisket i Åhus 2016 (7,45 psu).



Figur 27. Salthalt (psu) under provfiskena 2015-2017 och i Listerlandet 2012. Staplarna anger medelsalthalt vid botten över alla stationer vid läggning av näten. Felstaplarna anger 95 % konfidensintervall.

Siktdjupet under provfiskena i Västra Hanöbukten mellan åren 2012-2017 har varit högt och legat mellan 6,5 och 10 meter. Sammanfattningsvis så finns det vissa skillnader mellan år i temperatur och salthalt, men överlag inga kraftiga avvikelser i ovan nämnda omgivningsvariabler under 2015-2017

års provfisker jämfört med tidigare års (2012-2014) undersökningar i området. Variationen i salthalt och temperatur mellan år bedöms inte ha någon större påverkan på provfiskefångsterna.

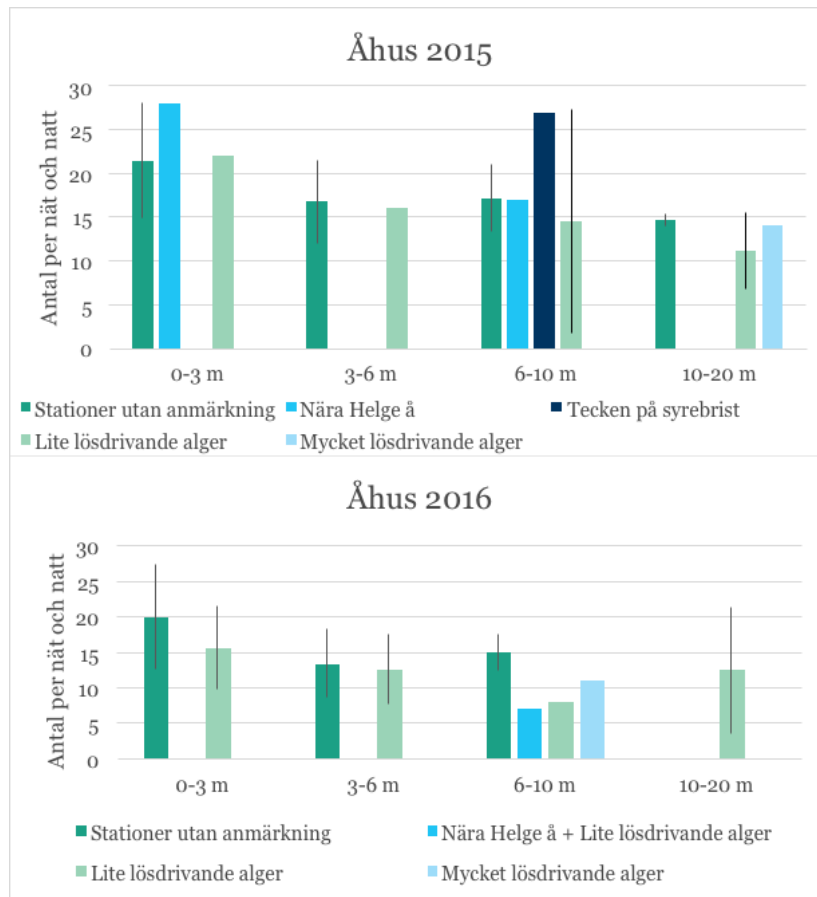
Syrgashalt och lösdrivande rödalger

Vid provfiskerna 2015 kunde inga tillförlitliga data på syrgashalt i bottenvattnet registreras, men filmningen av botten vid varje station visade inga större tecken på syrebrist förutom på en station i Åhus 2015 (inom djupintervallet 6–10 meter) där några relativt små vita mattor troligtvis uppbyggda av svaveloxiderande bakterier av släktet *Beggiatoa* observerades. Vid provfiskerna under 2016-2017 var syrgaskoncentrationen i bottenvattnet god på de flesta fiskade stationer (8–11 mg/liter). Dessa höga koncentrationer är en följd av låga vattentemperaturer och att vattnet var väl omblandat, något som även styrks av de små skillnaderna mellan provfiskade djup i temperatur och salthalt. På två stationer under 2015 var syrgaskoncentrationen lägre (5,2 respektive 6,3 mg/liter).

I Åhus låg de flesta stationer på sandbotten eller på botten med stenar som täcktes av rödalger och blåmusslor, men även små partier av ålgräs noterades på några av stationerna. I Listerlandet låg hälften av stationerna på sandbotten medan resterande fanns på botten karaktäriserad av rödalgsbevuxna stenar. På många av de djupare stationerna (7 av 15 stationer inom djupintervallet 6–10m och 12 av 15 stationer inom djupintervallet 10–20 m) i båda områdena täcktes botten delvis av lösdrivande rödalger. Den främsta anledningen till att flera av de provfiskade stationerna noterades som ”störda” (tabell 4), var att näten var igensatta av dessa lösdrivande rödalger. I jämförelse med andra provfiskeområden längs de svenska kusterna är detta en ganska unik förekomst som möjligen kan ha påverkan på fisken och bottenfaunan i området.

Fångsten på den station i Åhus 2015 med misstänkta tecken på syrebrist var inte lägre än fångsten på övriga stationer inom samma djupintervall (figur 28). Under detta år var fångsten heller inte avvikande på de stationer som låg närmast mynningen till Helge å eller på de stationer där lösdrivande alger förekom på botten (figur 28). Vid provfisket i Åhus 2016 var fångsten dock lite lägre på stationerna med lösdrivande alger på botten jämfört med fångsten på de övriga stationerna (figur 28). Detta beror troligtvis på att algerna delvis satte igen näten och minskade fångstbarheten i redskapet snarare än direkt dåliga syreförhållanden orsakade av algmattorna, då vattnet var väl omblandat och syrgaskoncentrationerna höga vid provfisketillfället (se avsnittet om syrgashalt ovan). Under 2015 och 2017 var fångsten vid stationen utanför Helge å inte avvikande från andra stationer inom samma djupintervall (figur 28; resultat för 2017 visas inte). Under 2016 var dock fångsten vid denna station betydligt lägre än jämfört med fångsten övriga stationerna under fisket (figur 28). Om detta beror på effekter av vattnet från Helge å under 2016 eller att nätet på denna station delvis var igensatt av lösdrivande alger är svårt att avgöra, men beror sannolikt på det senare. På de stationer där en lägre syrgashalt uppmättes i bottenvattnet 2016 (se avsnittet om syrgashalt ovan) var fångsten inte avvikande (figur 28). Filmning av botten utfördes även under 2017, men vid denna rapportens slutförande har inte filmerna hunnit gås igenom.

Sammanfattningsvis verkar syrgashalten på botten överlag varit godtagbar under provfiskerna och inte påverkar provfiskefångsterna. Förekomsten av lösdrivande rödalgs mattor var däremot betydande, och medförde att fångsten på flertalet av de provfiskade stationerna inte kunde tas med i beräkningarna av resultaten.

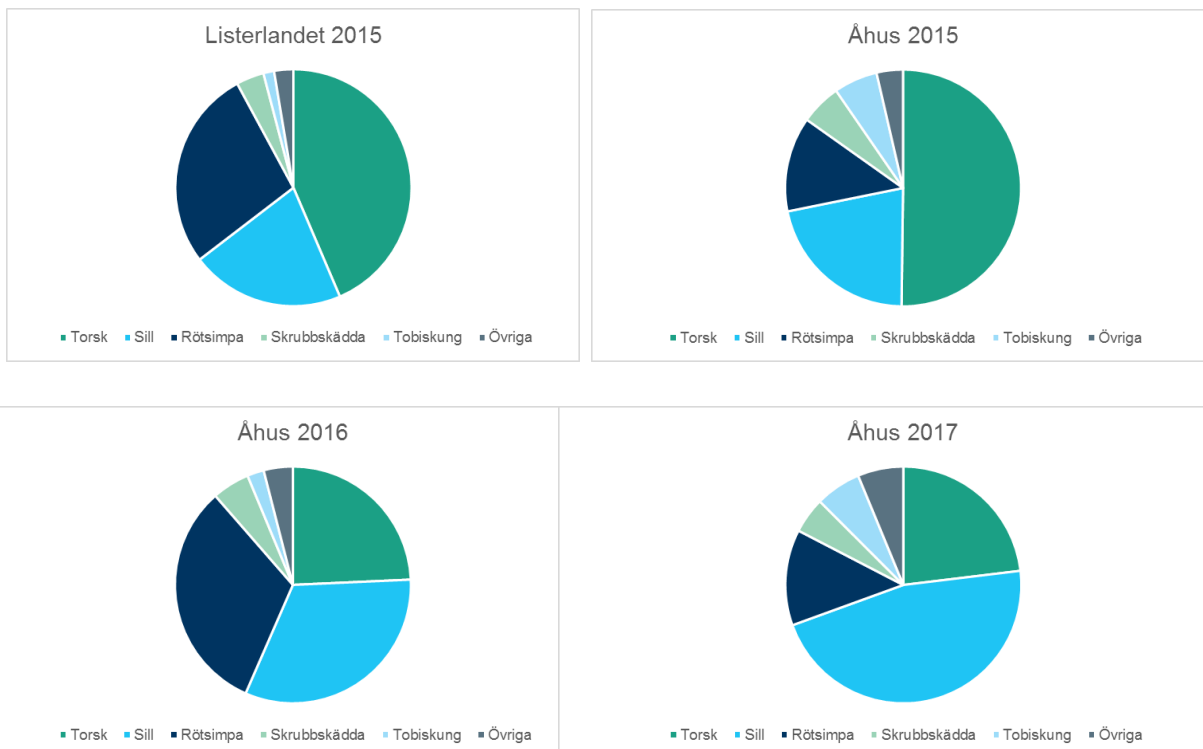


Figur 28. Medelfångsten i antal per nät och natt för stationer utan anmärkning och för stationer med någon typ av anmärkning: närhet till mynningen av Helge å i Åhus, eventuella tecken på syrebrist vid bottenfilmning (en station i Åhus) och lite (1–15 % täckning) respektive mycket (20–40 % täckning) lösdrivande alger på botten under provfiskena i Åhus 2016 och 2016. Felstaplarna anger 95 % konfidensintervall där sådant är möjligt att ange.

Fisksamhällets artsammansättning och struktur

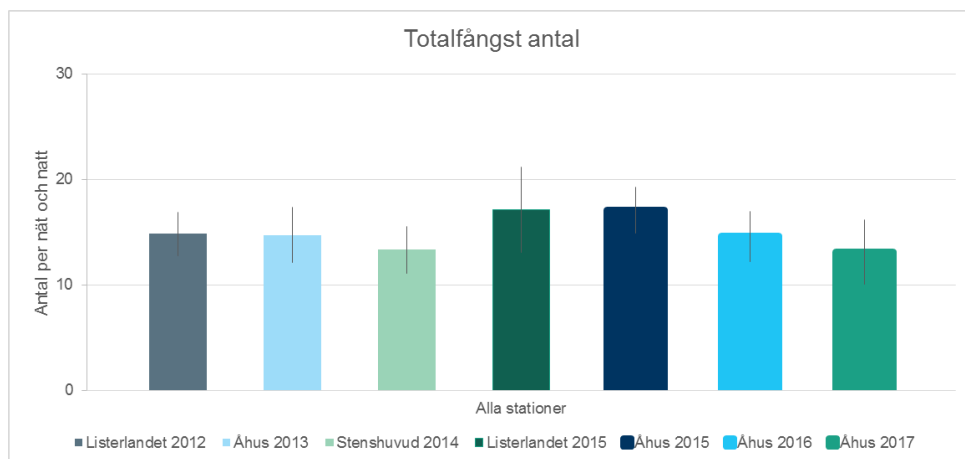
Sammantaget fångades 10 arter i Listerlandet 2015 och i Åhus fångades 13, 10 och 18 arter under respektive provfiske åren 2015, 2016 och 2017. Att färre arter fångades i Listerlandet är sannolikt ett resultat av att färre stationer fiskades här. Antalet fångade arter stämmer väl med vad som observerats vid tidigare undersökningar i området.

Under 2015 dominerades fångsterna i både Listerlandet och Åhus av torsk, vilket avspeglar tidigare fångster i området (figur 29). Torsken utgjorde 44 respektive 50 % av det totala antalet fångade individer i Listerlandet och Åhus 2015. Under provfiskena i Åhus 2016 och 2017 var fångsterna av torsk dock betydligt lägre (se avsnittet nedan om torsk), och utgjorde knappt 25 % av de totala fångsterna under dessa år då fångsterna istället dominerades av sill (båda åren) och rötsimpa (2016; figur 29). Andra vanligt förekommande arter i provfiskena var skrubbskädda och tobiskung. Jämfört med tidigare undersökningar i området var fångsterna av sill höga.



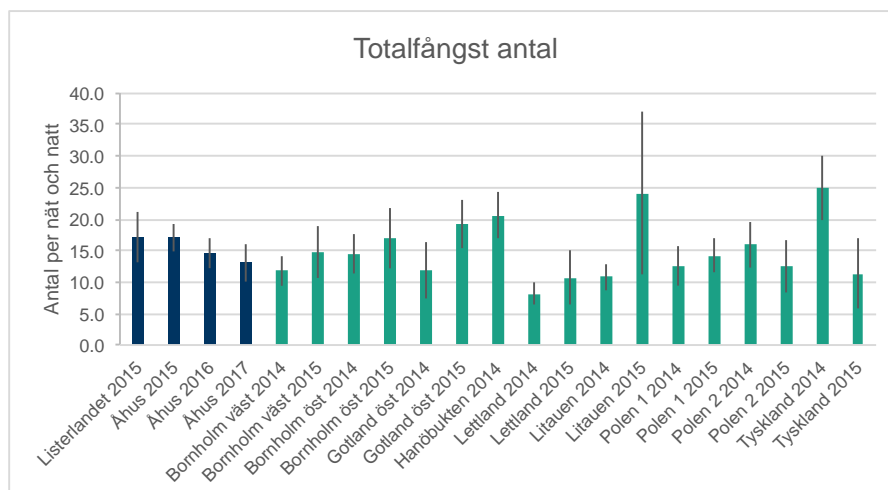
Figur 29. Andel (%) av totalfångsten av de olika arterna som fångades i undersökningarna 2015-2017.

I genomsnitt fångades mellan 15 och 17 individer per nät och natt sett över alla stationer i provfiskena 2015-2017 (figur 30). Medelfångsterna under 2015 var något högre jämfört med de andra åren som provfiskats, men det finns inga signifikanta statistiska skillnader mellan år och områden (ANOVA, $F_{6,21} = 0,5$, $p > 0,5$).



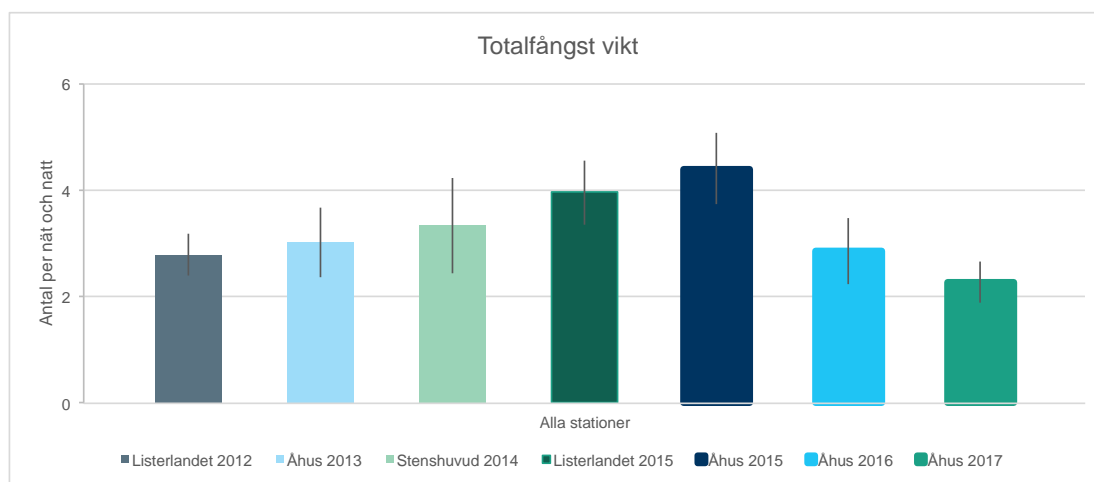
Figur 30. Fångst per ansträngning (antal) i provfiskena 2015-2017 och i tidigare undersökningar i området. Staplarna anger medelfångsten per nät och natt över alla djupintervall. Felstaplarna anger 95 % konfidensintervall.

I jämförelse med andra provfiskena i södra Östersjön utförda inom forskningsprojektet INSPIRE avviker inte totalfångsterna i Västra Hanöbukten under 2015-2017 (ANOVA, $F_{20,42} = 1,2$, $p > 0,05$; figur 31).



Figur 31. Fångst per ansträngning i provfiskena 2015-2017 i Västra Hanöbukten (blå staplar) och i provfiskena utförda i södra Östersjöns kustområde utförda inom forskningsprojektet INSPIRE under 2014 och 2015. Staplarna anger medelfångsten per nät och natt över alla djupintervall. Felstaplarna anger 95 % konfidensintervall.

Totalfångstens vikt låg mellan 2,3 och 4,4 kg per nät och natt i provfiskena utförda under 2015-2017 (figur 32). I jämförelse med tidigare provfiskena i området finns en statistisk skillnad mellan år och områden (ANOVA, $F_{6,21} = 3,5$, $p < 0,05$), som orsakas av högre fångster i Åhus 2015 jämfört med Listerlandet 2012 (Tukeys post-hoc test, $p < 0,05$) och Åhus 2017 (Tukeys post-hoc test, $p < 0,05$). Fångster från övriga områden och år är inte statistiskt skilda. Den låga vikten i provfisket 2017 kan sannolikt förklaras av de låga fångsterna av torsk under detta år (se figur 33 nedan).



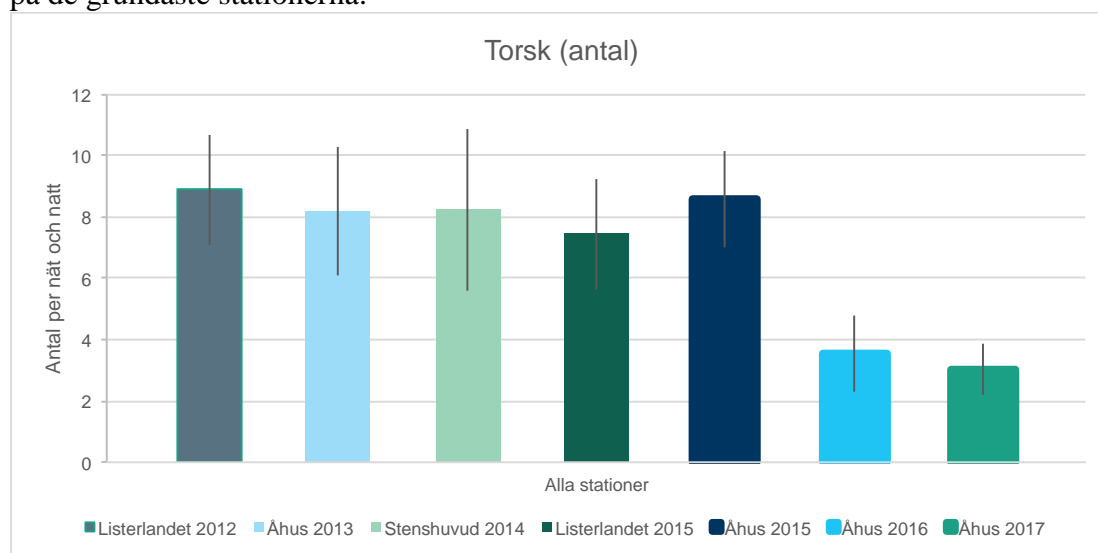
Figur 32. Fångst per ansträngning (vikt) i provfiskena 2015-2017 och i tidigare undersökningar i området. Staplarna anger medelfångsten per nät och natt över alla djupintervall. Felstaplarna anger 95 % konfidensintervall.

För andra indikatorer som används för att beskriva fisksamhällets status såsom fångsten av rovfisk, mesopredatorer och stor rovfisk (> 30 cm), samt trofisk nivå och diversitetsindex avviker inte värdena under provfiskena under 2015-2017 i Västra Hanöbukten från tidigare undersökningar i området (ANOVA, $p > 0,05$). Fångsten av stor fisk (> 30 cm) var dock signifikant högre i Åhus 2015 jämfört med den i Listerlandet 2012 och Åhus 2017 (ANOVA, $F_{6,21} = 3,4$, $p < 0,05$, Tukeys post-hoc test, $p < 0,05$). Fångsten av andra vanligt förekommande arter som sill, rötsimpa och tobiskung skiljde sig inte åt mellan provfiskena som utförts mellan åren 2012-2017 i Västra Hanöbukten

(ANOVA, $p > 0,05$). Värdena för dessa indikatorer avviker inte heller från de i provfiskena utförda inom INSPIRE projektet (ANOVA, $p > 0,05$).

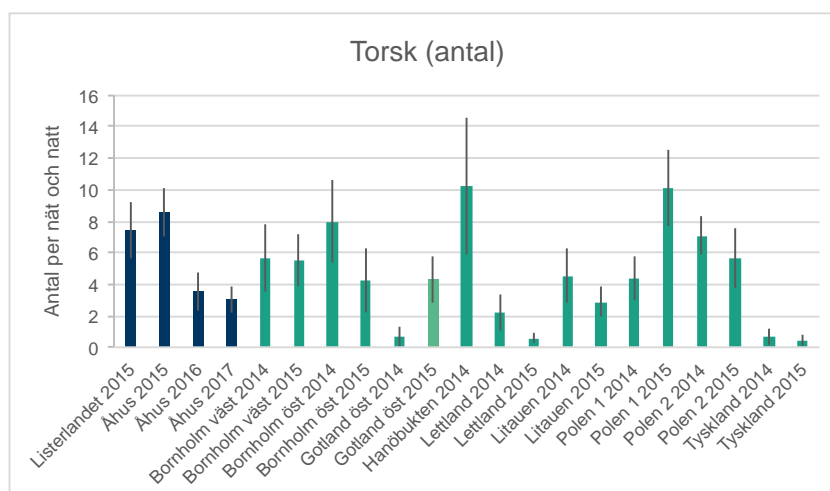
Torsk

Fångsterna av torsk i provfisket under 2015 låg på samma nivå som tidigare undersökningar i området (figur 33). Fångsterna var lägre i Åhus under 2016 och 2017, men avviker inte statistiskt från tidigare år och provfisken i området (ANOVA, $F_{6,21} = 1,1$, $p > 0,05$). Fångsterna av torsk var som högst på de djupare stationerna, men under 2015 fångades även en betydande andel av torsken på de grundaste stationerna.



Figur 33. Fångst per ansträngning (antal) av torsk i provfiskena 2015-2017 och i tidigare undersökningar i området. Staplarna anger medelfångsten per nät och natt över alla djupintervall. Felstaplarna anger 95 % konfidensintervall.

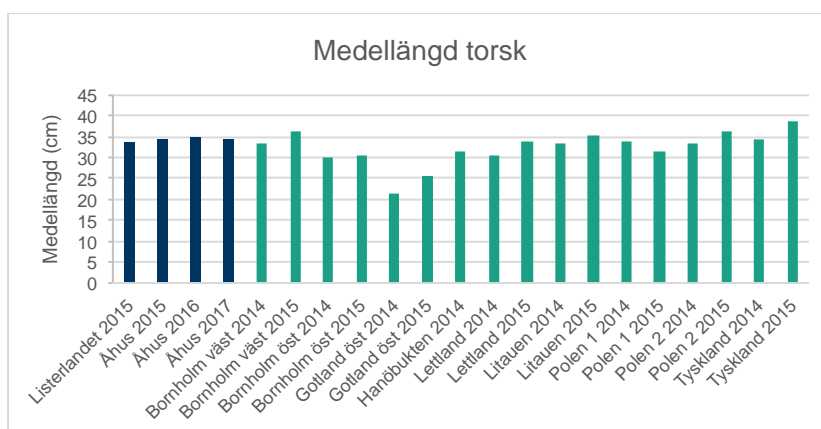
Fångsterna av torsk varierade mellan områdena i södra Östersjön som provfiskats inom forskningsprojektet INSPIRE (ANOVA, $F_{20,42} = 3,6$, $p < 0,001$; figur 34), men fångsterna i Listerlandet och Åhus under 2015-2017 var inte lägre jämfört med något av de övriga områdena (Tukeys post-hoc test, $p > 0,05$).



Figur 34. Fångst per ansträngning av torsk i provfiskena 2015-2017 i Västra Hanöbukten (blå staplar) och i provfisken utförda i södra Östersjöns kustområde utförda inom forskningsprojektet INSPIRE under

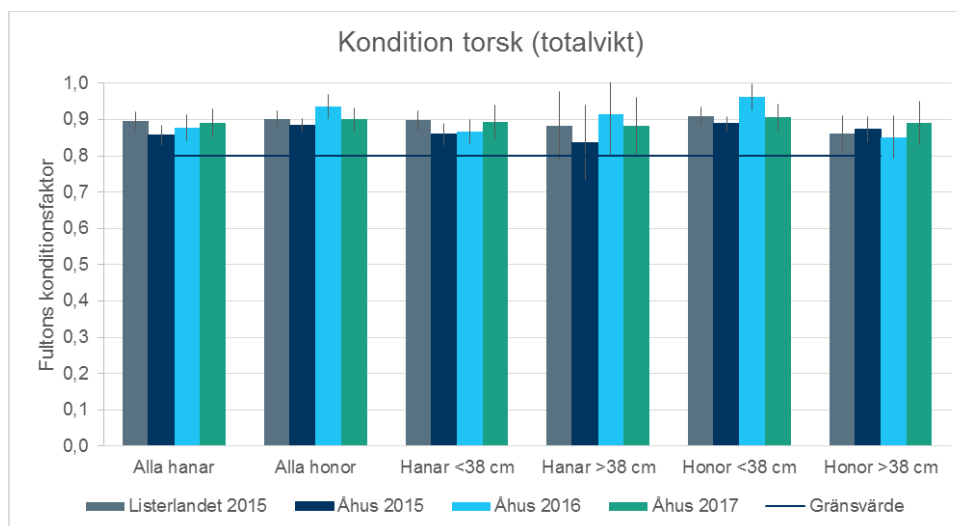
2014 och 2015. Staplarna anger medelfångsten per nät och natt över alla djupintervall. Felstaplarna anger 95 % konfidensintervall.

Storleken på torsken som fångades under provfiskena 2015-2017 i Västra Hanöbukten var mellan 13 och 53 cm med en medellängd på 34 cm (Listerlandet 2015, Åhus 2015 och 2017) och 35 cm (Åhus 2016; figur 35). I de tidigare undersökningarna var medellängden 27, 28 respektive 32 cm i Listerlandet 2012, Åhus 2013 och Stenshuvud 2014, vilket antyder att torsken var något större under provfiskena 2015-2017. I jämförelse med andra områden i södra Östersjön var medellängden av torsk i Hanöbukten under 2015-2017 lika stor eller större (figur 35). Fångsten av stor torsk (> 38 cm) under 2015-2017 skiljde sig dock inte från den i de tidigare provfiskena i Hanöbukten (ANOVA, $F_{6,21} = 1,4$, $p > 0,05$).



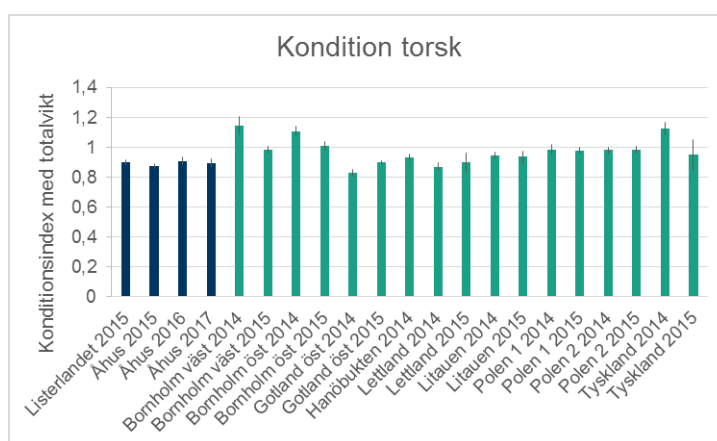
Figur 35.. Medellängden hos torsk i provfiskena 2015-2017 i Västra Hanöbukten (blå staplar) och i provfiskena utförda i södra Östersjöns kustområde utförda inom forskningsprojektet INSPIRE under 2014 och 2015. Staplarna anger medellängden (i cm) av alla fångade fiskar.

Konditionen hos mellan 100 och 190 torskar per år analyserades under provfiskena i Hanöbukten 2015-2017. Som konditionsindex användes Fultons konditionsfaktor ($100 \cdot \text{totalvikt} / \text{längd}^3$), där ett index under 0,8 anses indikera en mycket låg kondition, medan värden över 1,0 indikerar bra kondition (Marteinsdottir och Begg 2002). Överlag var konditionen hos de provtagna torskarna låg (figur 36). I Listerlandet 2015 var medelvärdet för indexet 0,90 för små hanar (<38 cm) och 0,88 för stora hanar (>38 cm; figur 36). Motsvarande siffror för honor var 0,91 respektive 0,86. I Åhus 2015 var konditionsfaktorn något lägre, i medeltal 0,86 för små hanar och 0,84 för stora hanar, och för honor 0,89 respektive 0,87 (figur 36). Under provfiskena i Åhus under 2016 och 2017 var konditionsfaktorn något högre än 2015 med 0,87 respektive 0,89 för små hanar, och 0,91 respektive 0,88 för stora hanar. För små honor var indexet 0,96 för 2016 och 0,91 för 2017, samt för stora honor 0,85 respektive 0,89. Det är bara för små honor som det finns signifikanta skillnader mellan år (ANOVA, $F_{3,246} = 4,0$, $p < 0,05$), med högre kondition hos fiskarna fångade i Åhus 2016 jämfört med Åhus 2015 ($p < 0,05$). Sett över alla år hade 14-22 % av fiskarna ett konditionsindex under 0,8, medan endast 15-23 % ansågs ha god kondition.



Figur 36. Fultons konditionsindex (totalvikt) hos olika kategorier av torsk under provfiskena 2015-2017 i Västra Hanöbukten. Staplarna anger medelkonditionen av alla fångade fiskar och felstaplarna 95 % konfidensintervall. Den horisontella linjen anger gränsvärdet 0,8 under vilket konditionen anses som mycket låg (Marteinsdottir och Begg 2002).

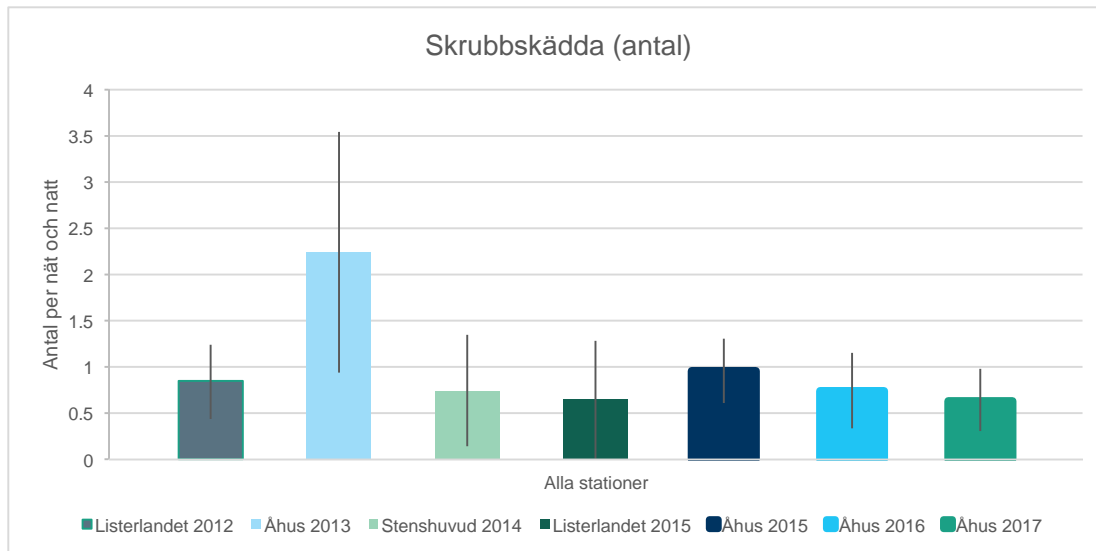
Det finns signifikanta skillnader i konditionen hos torsk mellan de undersökta områdena inom forskningsprojektet INSPIRE i södra Östersjön (ANOVA, $F_{20,1696} = 32,8$, $p < 0,001$; figur 37). Torsken i Västra Hanöbukten under åren 2015-2017 har en signifikant lägre kondition jämfört med fisken längs Bornholms, Tysklands och Polens kuster (Tukeys post-hoc test, $p < 0.05$). Konditionen hos torsk i Östersjön har sen början av 2000-talet överlag varit låg (Eero m.fl. 2015), och ca 20-30 % av den fångade fisken har haft ett konditionsindex under 0.8 i de internationella trålundersökningarna i utsjön (ICES 2016). Orsaken till den låga konditionen hos torsken i Östersjön är inte klarlagd, men kan sannolikt kopplas till födobrist (Casini m.fl. 2016). Motsvarande låga värden på konditionen ses inte för till exempel torsken i Kattegatt (Vitale m.fl. 2007).



Figur 37. Fultons konditionsindex (totalvikt) hos torsk under provfiskena 2015-2017 i Västra Hanöbukten (blå staplar) och i provfisken utförda i södra Östersjöns kustområde utförda inom forskningsprojektet INSPIRE under 2014 och 2015. Staplarna anger medelkonditionen av alla fångade fiskar inom ett område och år. Felstaplarna 95 % konfidensintervall.

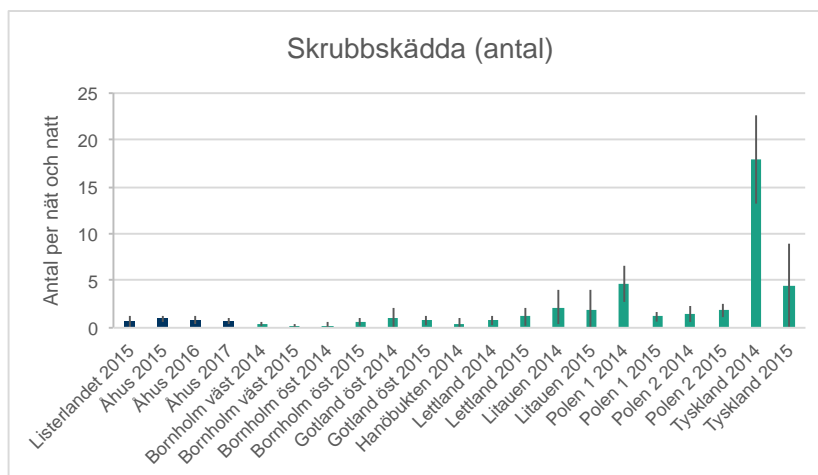
Skrubbskädda

Fångsten av skrubbskädda under provfiskena i Västra Hanöbukten mellan åren 2015-2017 var mycket låga (figur 38). Bortsett från fångsterna i Åhus 2013 (ANOVA, $F_{6,21} = 3,6$, $p < 0,05$), så avviker de dock inte från provfiskena utförda under tidigare år i området. Fångsten var generellt störst på de grundaste stationerna och avtog svagt med djupet.



Figur 38. Fångst per ansträngning (antal) av skrubbskädda i provfiskena 2015-2017 och i tidigare undersökningar i området. Staplarna anger medelfångsten per nät och natt över alla djupintervall. Felstaplarna anger 95 % konfidensintervall.

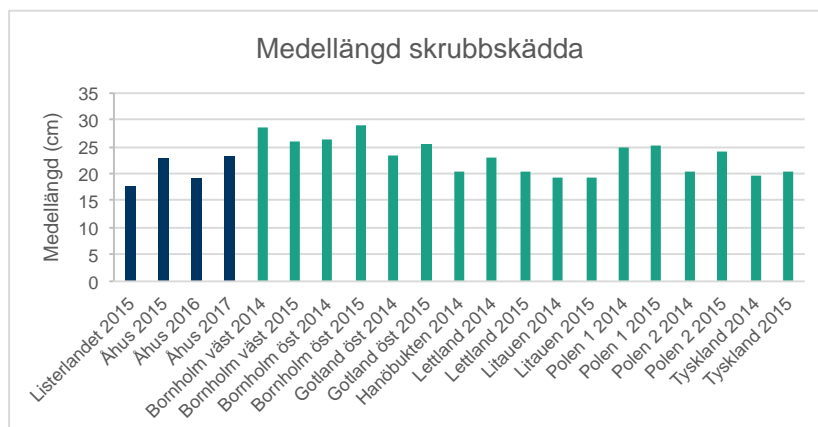
I jämförelse med andra områden i södra Östersjön som provfiskats inom forskningsprojektet INSPIRE, så avviker inte fångsterna i Västra Hanöbukten under 2015-2017 nämnvärt från de andra områdena (Tukeys post-hoc test, $p > 0,05$; figur 39) bortsett från de i Tyskland 2014 (Tukeys post-hoc test, $p < 0,05$).



Figur 39. Fångst per ansträngning av skrubbskädda i provfiskena 2015-2017 i Västra Hanöbukten (blå staplar) och i provfiskena utförda i södra Östersjöns kustområde utförda inom forskningsprojektet INSPIRE under 2014 och 2015. Staplarna anger medelfångsten per nät och natt över alla djupintervall. Felstaplarna anger 95 % konfidensintervall.

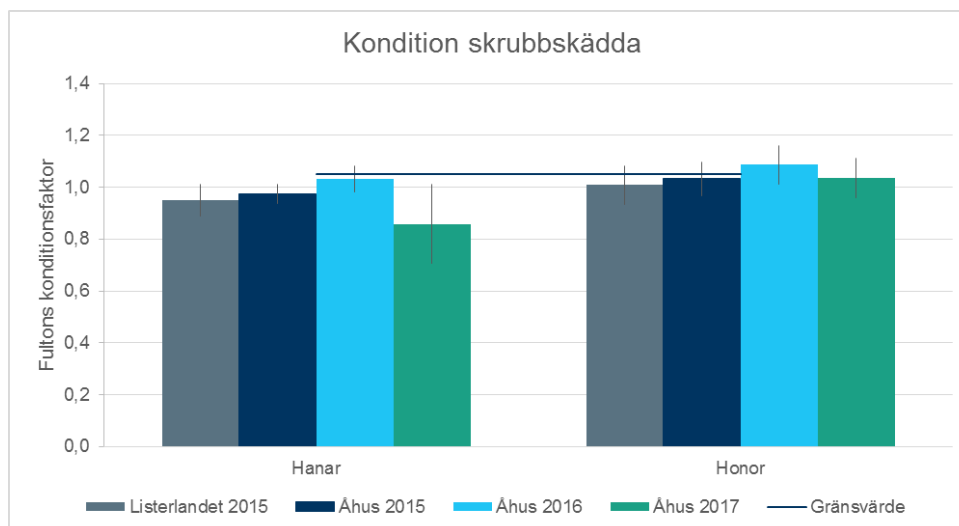
De skrubbskäddor som fångades i undersökningarna i Västra Hanöbukten under 2015-2017 var mellan 12 och 37 cm långa. Medellängden har varierat mellan år, och fisken i Listerlandet 2015 hade en medellängd på ca 18 cm, Åhus 2015 23 cm, Åhus 2016 19 cm och Åhus 2017 23 cm (figur 40). I

de tidigare undersökningarna i Listerlandet 2012, Åhus 2013 och Stenshuvud 2014 var medellängden 20, 21 respektive 19 cm. Då mycket få fiskar fångats i området (mellan 12 och 40 fiskar totalt per år) är skillnaderna i medellängd mellan år och områden högst osäkra. Fångsten av stor skrubbskädda (> 23 cm) under 2015-2017 skiljde sig från den i de tidigare provfiskena i området (ANOVA, $F_{6,21} = 2,6$, $p < 0,05$) i och med att fångsterna i Listerlandet 2015 var signifikant lägre jämfört med de i Åhus 2013 (Tukeys post-hoc test, $p < 0,05$). I jämförelse med andra områden i södra Östersjön var medellängden av skrubbskädda i Hanöbukten under 2015-2017 generellt något lägre jämfört med Bornholm men liknande den i de andra områdena (figur 40).



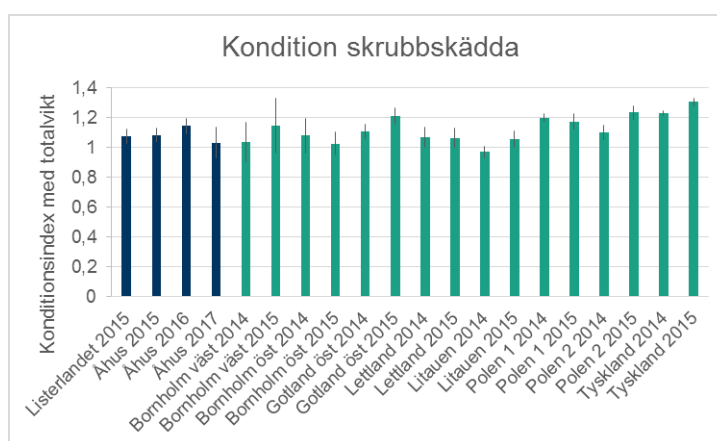
Figur 40. Medellängden hos skrubbskädda i provfiskena 2015-2017 i Västra Hanöbukten (blå staplar) och i provfisken utförda i södra Östersjöns kustområde utförda inom forskningsprojektet INSPIRE under 2014 och 2015. Staplarna anger medellängden (i cm) av alla fångade fiskar.

Konditionen hos skrubbskäddan mätt som Fultons konditionsfaktor ($100 \cdot \text{somatisk vikt inklusive lever och gonader} / \text{längd}^3$) i undersökningarna under 2015-2017 visas i figur 41. Det finns idag ingen vedertagen gräns för vad som kännetecknar god kondition hos skrubbskädda, men en undersökning bland yrkesfiskare på Gotland visade att en skrubbskädda ska ha ett konditionsvärde på minst 1,05 för att bedömas vara av god kvalitet och därmed ha ett marknadsvärde (Nissling m.fl. 2014). I Listerlandet (2015) var Fultons konditionsfaktor i medeltal 0,95 för hanar och 1,01 för honor. I Åhus 2015, 2016 och 2017 var medelkonditionen 0,97, 1,03 respektive 0,86 för hanar, och 1,03, 1,09 respektive 1,04 för honor (figur 41). I Listerlandet hade totalt 87 procent av individerna konditionsvärden under 1,05, och motsvarande siffra för Åhus 2015, 2016 och 2017 var 64 respektive 60 och 65 procent. Eftersom dessa värden endast baseras på ett fåtal individer är siffrorna osäkra, och skillnaderna mellan områden och år inte signifikanta (hanar ANOVA, $F_{3,64} = 1,0$, $p > 0,05$; honor ANOVA, $F_{3,32} = 0,7$, $p > 0,05$). Överlag indikerar resultaten låg kondition hos skrubbskäddan i Västra Hanöbukten.



Figur 41. Fultons konditionsindex (somatisk vikt inklusive lever och gonader) hos hanar och honor av skrubbskädda under provfiskena 2015-2017 i Västra Hanöbukten. Staplarna anger medelkonditionen av alla fångade fiskar och felstaplarna 95 % konfidensintervall. Den horisontella linjen anger gränsvärdet 1,05 under vilket konditionen anses som dålig (Nissling m fl 2014).

I jämförelse med andra kustområden i södra Östersjön som provfiskats inom forskningsprojektet INSPIRE, så avviker inte konditionsindexet (här baserat på totalvikt) för skrubbskädda i Västra Hanöbukten under åren 2015-2017 i någon större utsträckning (figur 42). Det finns tydliga skillnader i kondition mellan undersökta områden (ANOVA, $F_{20,932} = 16,6$, $p < 0,0001$), men skrubbskäddorna i Västra Hanöbukten har endast signifikant lägre kondition jämfört med kustområden i Polen (område 2) och Tyskland (Tukeys post-hoc test, $p < 0,05$). Eftersom skrubbskäddan förekommer två olika former (underarter) i Östersjön, en kustlekande och utsjölekande form (Momigliano m.fl. 2017), är jämförelser mellan områden möjligen något missvisande. I Västra Hanöbukten förekommer främst den utsjölekande formen av skrubbskädda (Momigliano m.fl. 2017), och data från andra områden och år i Bornholmsbassängen, där den utsjölekande formen dominerar, antyder att konditionen hos arten i Västra Hanöbukten är något lägre än vad man kan förvänta sig.

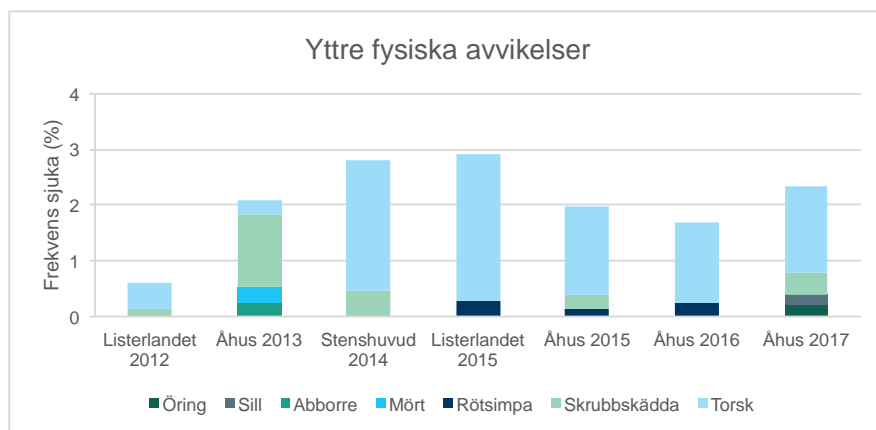


Figur 42. Fultons konditionsindex (totalvikt) hos skrubbskädda under provfiskena 2015-2017 i Västra Hanöbukten (blå staplar) och i provfisken utförda i södra Östersjöns kustområde utförda inom forskningsprojektet INSPIRE under 2014 och 2015. Staplarna anger medelkonditionen av alla fångade fiskar inom ett område och år. Felstaplarna 95 % konfidensintervall.

Yttre fysiska avvikelser

Frekvensen av yttre fysiska avvikelser för alla fiskar i provfiskena 2015-2017 låg mellan 1,7 - 2,9 % (figur 43; tabell 11). Frekvensen var högst i Listerlandet 2015 (2,9 %) och lägst i Åhus 2017 (1,7 %). Bortsett från provfisket i Listerlandet 2012 så har frekvensen av fiskar med yttre fysiska avvikelser i tidigare provfisket i Västra Hanöbukten legat på en liknande nivå (figur 43; tabell 11). Tyvärr registrerade man inte yttre fysiska avvikelser vid provfiskena utförda inom forskningsprojektet INSPIRE, varför vi saknar referensvärden för andra kustområden i södra Östersjön. Vid jämförelse med andra kallvattenprovfisket längs den svenska kusten i Egentliga Östersjön utförda av SLU Aqua Kustlaboratoriet (8 provfisket som är fiskade mellan 1 och 27 år, med olika typer av redskap, sammanlagt 78 provfisket) finner man få fisken med en frekvens av avvikelser över 1 procent (fem provfisket varav ett är ett annat provfiske i Hanöbukten). Vid provfisket i Muskö 1992 var dock frekvensen så hög som 9 procent, och av de registrerade fiskarna dominerade skrubbskädda. Resultaten från provfisket i Västra Hanöbukten under 2015-2017 tyder alltså på att frekvensen av fisk med yttre fysiska avvikelser här är något förhöjd. Förklaringen till denna förhöjda frekvens kan möjligen delvis bero på att större fokus har lagts på kontroll av yttre fysiska avvikelser vid dessa provfisket, men kan även spegla verkliga förhållanden.

Vid provfisket i Listerlandet och Åhus 2015 och 2017 var hudsår den vanligaste åkomman hos fisken, precis som vid tidigare provfisket i Hanöbukten (tabell 11). I Åhus 2016 hade ögonskador högst frekvens. Övriga symptom i Listerlandet var grumlad ögonlins hos rötsimpa och mopsskalle (en deformation av skallen) hos en torsk. Sammantaget i Åhus observerades torsk med blödningar, skelettdefekter och tumörer samt skrubbskädda, rötsimpa och torsk med ögonskada (tabell 11). Räknet till antalet fiskar, upptäcktes flest skador och sjukdomar hos torsk i alla områden och under alla år, utom i Åhus 2013 där de sjuka fiskarna framförallt representerades av skrubbskädda (figur 43). Eftersom fångsten av skrubbskädda var mindre än fångsten av torsk i Åhus 2015 och 2017, Stenshuvud 2014 och Listerlandet 2012, var dock frekvensen avvikande fiskar i relation till fångsten av respektive art högst hos skrubbskädda (tabell 11). I Åhus 2016 fångades inga skrubbskädda med yttre sjukdomssymptom, och i Åhus 2016 samt Listerlandet 2015 var torsk istället den art som hade högst frekvens av fysiska avvikelser. I Åhus 2013 och 2017 hade abborre, mört och öring mycket höga frekvenser av yttre fysiska avvikelser. Dessa frekvenser ska iaktas med försiktighet eftersom de är baserade på endast ett fåtal individer (två till fem fiskar per art).



Figur 43. Frekvensen av fisk med yttre fysiska avvikelser i provfisket 2015-2017 och i tidigare undersökningar i området. Staplarna är även uppdelade per art som uppvisade yttre fysiska avvikelser, I tabell 11 nedan finns mer information.

Förutom de ovan noterade skadorna och sjukdomarna, registrerades även fisk som hade bitmärken orsakade av andra djur (figur 44). Två fiskar vardera i Listerlandet och Åhus 2015 och tre fiskar i Åhus 2016 hade sådana skador. Vilket djur som orsakat bitskadorna är inte klarlagt, men för två av de skadade individerna i Åhus 2016 finns dock en stark misstanke om att skadorna har orsakats av säl. Även sår sannolikt orsakade av nejonögon förekom bland fiskarna (figur 44). De ”frätskador” som tidigare rapporterats av yrkesfiskare och allmänhet påträffades inte i provfiskena.

Tabell 11. Andel (procent) sjuka fiskar uppdelat på sjukdom, art och provfiske i provfiskena Västra Hanöbukten. Antal sjuka fiskar per art är satt i relation till fångsten av respektive art. Observera att underlaget för abborre, mört och öring är litet och att detta kan ge höga sjukfrekvenser baserat på ett fåtal sjuka fiskar.

Fångstområde / År	Sjukdom/symptom	Abborre	Mört	Rötsimpa	Sill	Skrubbskädda	Torsk	Öring	Totalsumma
Åhus 2017	Totalt				0,4	8,0	6,5	50,0	2,3
	Hudsymptom						1,6		0,4
	Hudsår					4,0	2,4	50,0	1,0
	Ryggradskrökning				0,4				0,2
	Skelettdefekt						0,8		0,2
	Tumör					4,0	0,8		0,4
	Ögonskada						0,8		0,2
Åhus 2016	Totalt			0,8			5,9		1,7
	Hudsår						2,0		0,5
	Blödningar						2,0		0,5
	Ögonskada			0,8			2,0		0,7
Åhus 2015	Totalt			1,1		5,0	3,3		2,1
	Blödningar						0,6		0,3
	Hudsår					2,5	1,1		0,7
	Skelettdefekt						0,8		0,4
	Tumör						0,8		0,4
	Ögonlins grumlad			1,1					0,1
	Ögonskada					2,5			0,1
Listerlandet 2015	Totalt			1,1			6,0		2,9
	Hudsår						4,7		2,0
	Mopsskalle						0,7		0,3
	Ögonlins grumlad			1,1			0,7		0,6
Stenshuvud 2014	Totalt					8,3	3,8		2,8
	Blödningar						0,8		0,5
	Hudsår					8,3	2,3		1,9
	Mopsskalle						0,8		0,5
Åhus 2013	Totalt	50,0	20,0			8,9	0,5		2,2
	Hudsår		20,0			5,4	0,5		1,4
	Lymfocystis					3,6			0,5
Listerlandet 2012	Mopsskalle	50,0							0,3
	Totalt					2,7	0,8		0,6



Figur 44. Exempel på de yttre fysiska avvikelser (hudirritation och hudsår) hos torsk från provfisket i Åhus 2017. Foto: Jon Duberg, SLU Aqua.

Sammanfattning fiskbestånd

Överlag fanns det inte några övergripande skillnader i fisksamhällets struktur under provfiskena 2015-2017 jämfört med de tidigare undersökningarna i Västra Hanöbukten under åren 2012-2014 eller med provfisken utförda i andra delar av södra Östersjöns kustområden under åren 2014-2015. Det verkar finnas en betydande mellanårsvariation i fångsterna av fisk i Västra Hanöbukten, där de under 2015 var goda, medan fångsterna under 2016 och 2017 var betydligt lägre. Även provfiskefångsterna av torsk var jämförelsevis höga under 2015, men lägre under 2016 och 2017, något som även verkar spegla beståndsutvecklingen för arten i Östersjön (ICES 2017). Fångsterna under 2015-2017 i Västra Hanöbukten avvek dock inte från tidigare undersökningar i området och i andra kustområden i södra Östersjön. Konditionen hos torsken var låg och mellan 14-22 % av de fångade fiskarna hade ett konditionsindex under gränsvärdet 0.8. Inte heller detta är unikt för torsken i Östersjön (ICES 2016; Eero m.fl. 2015), men i jämförelse med torsk fångad i Bornholms, Tysklands och Polens kustområden är konditionen något lägre i Västra Hanöbukten. Fångsterna av skrubbskädda under provfiskena i Hanöbukten 2015-2017 var mycket låga men avviker inte tydligt från de i tidigare undersökningar i området. Enligt ICES beståndsskattningar har förekomsten av skrubbskädda minskat ganska kraftigt i Östersjön sedan början av 2000-talet, och sedan 2012 har beståndet varit på den lägsta nivån under hela tidsserien (ICES 2017). I jämförelse med andra kustområden i södra Östersjön är fångsterna i Västra Hanöbukten lägre än de längs Tysklands kuster. Det finns ingen vedertagen gräns för vad som kännetecknar god kondition hos skrubbskädda, men en undersökning bland yrkesfiskare på Gotland visade att en skrubbskädda ska ha ett konditionsvärde på minst 1,05 för att bedömas vara av god kvalitet och därmed ha ett marknadsvärde (Nissling m.fl. 2014). Även om underlaget i våra analyser är osäkert på grund av att få fiskar fångades i provfiskena i Västra Hanöbukten under åren 2015-2017 så var konditionen hos fisken mycket låg, mellan 60-85 % av fiskarna hade ett konditionsindex under gränsvärdet 1,05. Den låga konditionen i Västra Hanöbukten är på intet sätt unik jämfört med andra kustområden i södra Östersjön, men i kustområden i Tyskland och Polen är konditionen något högre. Tolkningen av resultaten bör tas med försiktighet då det förekommer två underarter av skrubbskädda i Östersjön (Momigliano m.fl. 2017) för vilka det möjligen finns naturliga skillnader i konditionsindex på grund av olika längd-vikt förhållanden (Nissling m.fl. 2015). Därtill har endast ett begränsat antal individer utgjort grunden för jämförelserna.

Fångsterna av fisk var inte avvikande utanför Helge ås mynning och inga tydliga bevis för utbredd syrebrist kunde påvisas under provfiskena i Västra Hanöbukten under 2015-2017. Vad som verkar

vara unikt för fisken i området är den relativt höga förekomsten hos framförallt torsk och skrubbskädda av yttre fysiska avvikelser. De typiska frätskador som observerats hos fisk i området (Havs och vattenmyndigheten 2013) kunde dock inte påvisas i provfiskena. De skador som dominerade var istället hudsår hos främst torsk och skrubbskädda. Förutom de skador som orsakats av andra djur (säl och nejonöga), är de bakomliggande orsakerna till den förhöjda sjukdomsfrekvensen i området är inte klarlagd, men pekar på en yttre påverkan på individ-, men inte på bestånds- eller samhällsnivå hos fisken.

De bakomliggande orsakerna till de låga fångsterna av framförallt skrubbskädda, den relativt låga konditionen hos torsk och skrubbskädda, samt den höga förekomsten av yttre fysiska avvikelser hos fisken är inte klarlagda och kräver mer undersökningar. En teori, snarare än en förklaring, skulle kunna vara att den stora förekomsten av lösdrivande rödalger när de bryts ner i de grundare områdena i Västra Hanöbukten under vissa perioder leder till episodisk syrebrist. Det är då möjligt att fisken temporärt flyr området, och att produktionen av föda för fisken i form av bottendjur minskar. En minskad födobas för torsk och skrubbskädda ger sannolikt en försämrad kondition och en ökad känslighet för yttre påverkan hos båda arterna. Dessa möjliga episodiska händelser av massförekomst av rödalger och utbrott av syrebrist har dock inte dokumenterats i befintliga miljöövervakningsprogram i Västra Hanöbukten.

Integrerad slutsats

Sammantaget ger inte undersökningarna i Västra Hanöbukten under 2015-2017 några tydliga samband mellan miljöfarliga ämnen och fiskens hälsotillstånd. Även om hälsotillståndet hos skrubbskädda från Västra Hanöbukten tycktes påverkat under 2015, fanns det överlag inga förhöjda halter av de analyserade miljögifterna i skrubbskädda och torsk i området jämfört med de referensstationer som använts. Det bör också tilläggas att hälsotillståndet hos skrubbskädda i Västra Hanöbukten under åren 2016 och 2017 visade mindre eller ingen påverkan i jämförelse med fiskar från referensstationerna. Därtill ger inte de utförda undersökningarna några tydliga belägg för effekter av miljöstörande ämnen på fisksamhällets struktur och funktion, då fisksamhället under åren 2015-2017 i Västra Hanöbukten överlag inte avviker från det som kartlagts i tidigare undersökningar i området och i andra delar av södra Östersjön.

Detta medför att det inte heller är möjligt att uttala sig om vilka storleksklasser av fisk som är känsligast för miljöfarliga ämnen. Det bör dock noteras att det inte kan uteslutas att den avvikande hälsan hos skrubbskäddan i Västra Hanöbukten jämfört med Kvädöfjärden under 2015, samt att vissa av de yttre fysiska avvikelserna hos fisken i området kan ha orsakats av miljöfarliga ämnen som inte analyserats i denna utredning. För att kunna fastställa sådana eventuella samband behövs en långsiktig övervakning som möjliggör att man kan upptäcka episodiska fenomen som påverkar fiskens hälsa i kombination med insamling av material för analyser av potentiellt miljöfarliga ämnen. Därtill är det viktigt att fortsätta med en bred och förutsättningslös miljöövervakning i området kring Västra Hanöbukten eftersom det i Sverige utgör ett delvis unikt system, med öppen kust mot södra Östersjön, där relativt få undersökningar har genomförts sedan tidigare.

Tillsammans med slutsatserna som presenteras ovan har undersökningarna som utförts under 2015-2017 lett till att vi fått en ökad kunskap om tillståndet för fisken i Västra Hanöbukten gällande miljögiftsbelastning, hälsa, samhälle och bestånd, samt huruvida nuvarande tillstånd avviker från andra delar av Östersjön. Denna information utgör en viktig grund för eventuella fortsatta studier i området och bör vara en utgångspunkt för en långsiktig miljöövervakning av fisken i området.

Referenser

- Beyer, J., Jonsson, G., Porte, C., Krahn, M. M., Ariese, F. 2010. Analytical methods for determining metabolites of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) pollutants in fish bile: a review. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 30 (3), 224-244.
- Bignell J.P. 2017. C7547 Histopathology of European flounder from Hanöbukten, Sweden. Final Results. Report from CEFAS, Weymouth England 2017-11-22. 17 pages.
- Bignert, A., Danielsson, S., Faxneld, S., Nyberg, E. 2016. Comments Concerning the National Swedish Contaminant Monitoring Programme in Marine Biota, 2016, 5:2016, Swedish Museum of Natural History, Stockholm, Sweden. 309 pages.
- Bignert, A., Danielsson, S., Faxneld, S., Ek, C., Nyberg, E. 2017. Comments Concerning the National Swedish Contaminant Monitoring Programme in Marine Biota, 2017, 4:2017, Swedish Museum of Natural History, Stockholm, Sweden. 339 pages.
- Casini M, Käll F, Hansson M, Plikshs M, Baranova T, Karlsson O, Lundström K, Neuenfeldt S, Gårdmark A, Hjelm J. 2016. Hypoxic areas, density dependence and food limitation drive the body condition of a heavily exploited marine fish predator. *Royal Society Open Science*, 3: 160416.
- Davies I.M. and Vethaak D, 2012 Integrated marine environmental monitoring of chemicals and their effects. ICES Cooperative Research Report No 315.
- Eero M, Hjelm J, Behrens J, Buckmann K, Casini M, Gasyukov P, Holmgren N, Horbowy J, Hüsey K, Kirkegaard E, Kornilovs G, Krumme U, Köster FW, Oeberst R, Plikshs M, Radtke K, Raid T, Schmidt J, Tomczak MT, Vinther M, Zimmermann C, Storr-Paulsen M. 2015. Eastern Baltic cod in distress: an ecological puzzle hampering scientific guidance for fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, 72: 2180-2186.
- Feist, S. W., Lang, T., Stentiford, G. D., & Köhler, A. (2004). Biological effects of contaminants: use of liver pathology of the European flatfish dab (*Limanda limanda* L.) and flounder (*Platichthys flesus* L.) for monitoring (Vol. 38). International Council for the Exploration of the Sea.
- Förlin, L., Hansson, T., Haux, C., Johansson-Sjöbeck, M.-L., Larsson, A. and Lidman, U. (1979) 'Subletala fysiologiska effekter av PCB och DDT på skrubbskädda (*Platichthys flesus*) i bräckt och marin miljö', NBL Rapp 88, Brackish Water Toxicology Laboratory, Swedish Environment Protection Board, Stockholm.
- Förlin, L., Larsson, Å., Parkkonen, J., Ericson, Y., Ek, C., Faxneld, S., Danielsson, S., Nyberg, E., Olsson, J. och Franzén, F. 2017. Faktablad från integrerad kustfiskövervakning 2017:3. Kvädöfjärden (Egentliga Östersjön) 1988-2016. <http://www.slu.se/faktablad-kustfisk>
- Havs och vattenmyndigheten 2013. Hanöbuktsutredningen, regeringsuppdrag. Havs och vattenmyndighetens rapport 2013-10-31
- ICES. 2016. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS), 12- 19 April 2016, ICES HQ, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2016/ACOM:11. 594 pp.

ICES. 2017. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS), 19- 26 April 2017, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2017/ACOM:11. 810 pp.

Josefsson, S. 2016. Miljöföroreningar i sediment vid Blekinges kust och i Hanöbukten. Sveriges geologiska undersökningar, SGU-rapport 2016:22. 40 sidor.

Karlsson, M. 2015. Provfiske i Östersjöns kustområden – Djupstratifierat provfiske md Nordiska kustöversiktsnät. Havs- och vattenmyndigheten. Version 1:3.

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/kust-hav/fiskhalso.pdf>

Lingman, A. 2012. Provfiske med nät och ryssjor i Hanöbukten hösten 2012. Sveriges lantbruksuniversitet.

Logan, D. T. 2007. Perspective on ecotoxicology of PAHs to fish. Hum. Ecol. Risk Assess, 13 (2), 302-316.

Marteinsdottir G., Begg G.A. 2002 Essential relationships incorporating the influence of age, size and condition on variables required for estimation of reproductive potential in Atlantic cod *Gadus morhua*. Marine Ecology Progress Series, Volym 235, s. 235–256.

Momigliano P, Jokinen H, Fraimout A, Florin AB, Norkko A, Merilä J. 2017. Extraordinarily rapid speciation in a marine fish. PNAS, 114: 6074-6079.

Murawski, S. A., Hogarth, W. T., Peebles, E. B., Barbeiri, L. 2014. Prevalence of external skin lesions and polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in Gulf of Mexico fishes, post-Deepwater Horizon. Trans. Am. Fish. Soc.,143 (4), 1084-1097.

Nissling, A., Thorsen, A., da Silva, F. F.G. 2015. Fecundity regulation in relation to habitat utilisation of two sympatric flounder (*Platichthys flesus*) populations in the brackish water Baltic Sea. Journal of Sea Research, Volym 95, s. 188–195.

Nissling, A., Widbom, B., Florin, A-B., Gydemo, R., 2014. Utveckling av ett hållbart gotländskt flundrefiske – resursnyttjande och förvaltning, Elektronisk resurs, 2017-11-30: <http://husbehovsfiskarna.se/hbf/wp-content/uploads/2014/03/FOG-FLUNDRA-RAPPORT.pdf>

Nissling, A., Dahlman, G. 2010. Fecundity of flounder, *Pleuronectes flesus*, in the Baltic Sea – reproductive strategies in two sympatric populations. Journal of Sea Research 64:190-198.

Olsson J., Lingman A., Jonsson AL, Förlin L., Hanson N., Larsson Å., Parkkonen J., Faxneld S. och Ljunghager F. 2016. Miljöövervakning i Hanöbukten – finns det ett samband mellan tillståndet för fisken, dess hälsa och belastning av miljöfarliga ämnen? (Delrapport) HaV rapport 2016:17

Palm S. och Söderberg L. 2017. Genetisk ursprungsanalys av skrubbskädda från olika delar av svenska östersjökusten. Rapport från SLU med ID SLU.aqua.2017.5.4-147. 11 sidor.

Sandström, O., Grahn, O., Karlsson, M., Larsson, Å., Malmaeus, M. och Viktor T. 2015. Miljösituationen förr och nu i skogsindustrirecipienter - Bakgrundsrapport. IVL-rapport C115.

Sjölin A. 2016. Statistisk utvärdering av fiskdata. Tidstrendsanalyser och variansanalyser på data från fiskfysiologiska undersökningar på tånglake under perioden 1998-2014. Rapport 061-16. Toxicon AB. 15 sidor.

Statens veterinärmedicinska anstalt. 2016. Kartläggning av omfattningen av sårskadad fisk i Hanöbukten. Regeringsuppdrag M2014/1349 Nm. 44 sidor.

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.

Vitale F., Börjesson, P., Svedäng, H., Casini, M. 2008. The spatial distribution of cod (*Gadus morhua* L.) spawning grounds in the Kattegat, eastern North Sea. *Fisheries Research*, 90: 36–44.

Whyte, J. J., Jung, R., Schmitt, C.; Tillitt, D. 2000. Ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD) activity in fish as a biomarker of chemical exposure. *Crit. Rev. Toxicol*, 30 (4), 347-570.

Bilaga

Tabell B1. KEMI Market List. Observerad neutral massa representerar de kromatografiska toppar från screeningen som har identifierats i riskdatabasen mot kända substanser med förväntad neutral massa och tillhörande CAS nummer. Exponeringsvärden är baserade på användningsmönster inom EU men även på importerade varor och tar hänsyn till ett ämnes kvantiteter och användningsområden inom EU samt nivå av okontrollerad spridning vid användning. Farovärden är kopplade till faroklassificering enligt gällande EU lagstiftning för klassificering, märkning och paketering (CLP); olika (eko)toxikologiska CLP effekter och för särskilt farliga substanser även akvatisk kronisk toxicitet viktat till ett farovärde.

ID	Observerad neutral massa (Da)	Förväntad neutral mass (Da)	Jonisering	CAS nummer	Exponeringsvärde i vatten (max 27)	Farovärde (1-9)
1	494.1928	494.1905	neg	67485-29-4	11	9
2	658.4062	658.4036	pos	2437-29-8	16	9
3	731.4077	731.406	pos	163831-67-2	3	9
4	298.0548	298.0541	neg	14816-18-3	13	9
5	294.1221	294.1216	neg	81-14-1	20	9
6	291.1143	291.1138	neg	94361-06-5	18	9
7	380.1243	380.1236	neg	124719-26-2	3	9
8	372.1942	372.1937	neg	121-29-9	16	9
9	338.1886	338.1882	neg	28434-01-7	15	9
10	382.2512	382.2508	neg	41620-33-1	5	9
11	313.1317	313.1314	neg	143390-89-0	14	9
12	328.2042	328.2038	neg	121-21-1	16	9
13	302.1885	302.1882	neg	28434-00-6	16	9
14	302.1885	302.1882	neg	584-79-2	15	9
15	300.1728	300.1725	neg	23031-36-9	13	9
16	318.1582	318.158	neg	72963-72-5	17	9
17	258.1985	258.1984	neg	1222-05-5	23	9
18	316.2039	316.2038	neg	25402-06-6	9	9
19	364.1376	364.1376	neg	96489-71-3	6	9
20	236.2138	236.214	pos	3100-36-5	20	9
21	290.1374	290.1379	pos	17804-35-2	6	9
22	297.2662	297.2668	pos	118134-30-8	4	9
23	300.1103	300.111	pos	13684-63-4	15	9
24	300.1103	300.111	pos	13684-56-5	15	9

25	411.0355	411.0364	neg	128639-02-1	15	9
26	380.2123	380.2134	neg	55285-14-8	5	9
27	421.1243	421.1259	neg	66230-04-4	16	9
28	499.9383	499.9375	neg	2795-39-3	14	8
29	499.9383	499.9375	neg	1763-23-1	5	8
30	499.9383	499.9375	neg	29081-56-9	2	8
31	306.1835	306.1831	neg	131-18-0	14	8
32	278.1521	278.1518	neg	84-69-5	23	8
33	278.1521	278.1518	neg	84-74-2	22	8
34	113.084	113.0841	pos	2687-91-4	24	8
35	102.068	102.0681	neg	97-99-4	19	8
36	307.1458	307.1451	neg	107534-96-3	19	7
37	150.1042	150.1045	pos	98-54-4	20	7
38	211.1106	211.111	pos	102-06-7	16	7
39	228.1146	228.115	pos	80-05-7	23	7
40	303.2555	303.2562	pos	67564-91-4	18	7
41	288.0962	288.0949	neg	26087-47-8	16	6
42	284.2354	284.2351	neg	141773-73-1	19	6
43	270.1621	270.162	neg	80-43-3	24	6
44	137.0476	137.0477	pos	99-99-0	19	6
45	121.089	121.0892	pos	87-62-7	17	6
46	208.146	208.1463	pos	80623-07-0	21	6
47	208.146	208.1463	pos	3457-61-2	16	6
48	122.073	122.0732	pos	105-67-9	14	6
49	306.1245	306.1256	pos	27955-94-8	12	6
50	152.0835	152.0842	pos	3327-22-8	17	5
51	187.0631	187.0625	pos	6190-65-4	15	4
52	294.1986	294.1984	neg	7078-98-0	11	4
53	191.1308	191.131	pos	134-62-3	22	4
54	262.1678	262.1681	pos	5124-30-1	22	4
55	168.0784	168.0786	pos	25550-51-0	21	4
56	168.0784	168.0786	pos	19438-60-9	17	4
57	359.8365	359.8372	pos	777-11-7	2	4
58	338.3176	338.3185	pos	32360-05-7	20	4
59	166.0623	166.063	neg	26590-20-5	15	4
60	166.0623	166.063	neg	11070-44-3	14	4
61	154.0623	154.063	neg	85-42-7	24	4
62	152.0466	152.0473	neg	85-43-8	20	4
63	696.3884	696.385	neg	66197-78-2	24	3
64	416.2331	416.2311	neg	87333-19-5	18	3
65	321.1797	321.1786	pos	50-63-5	15	3
66	385.2655	385.2644	neg	76994-37-1	22	3
67	385.2655	385.2644	neg	633-03-4	20	3
68	314.1472	314.1463	pos	26544-20-7	19	3
69	482.2639	482.2626	pos	68239-62-3	12	3
70	302.1371	302.1364	neg	1620-21-9	16	3
71	328.2409	328.2402	neg	127-47-9	18	3

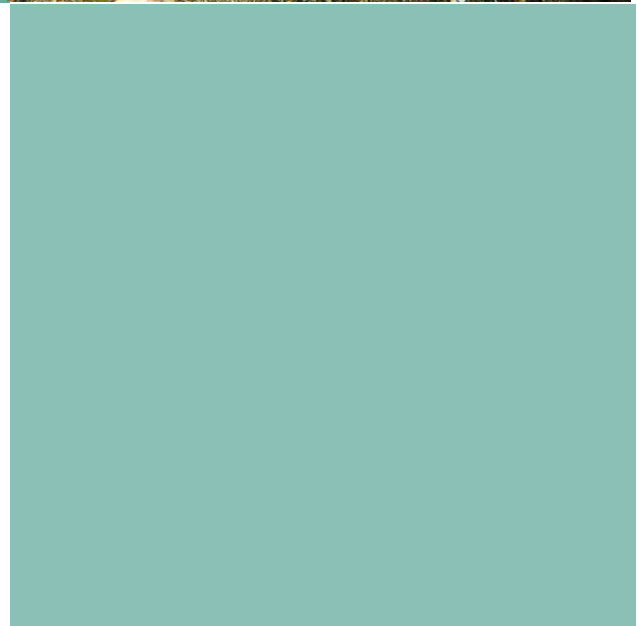
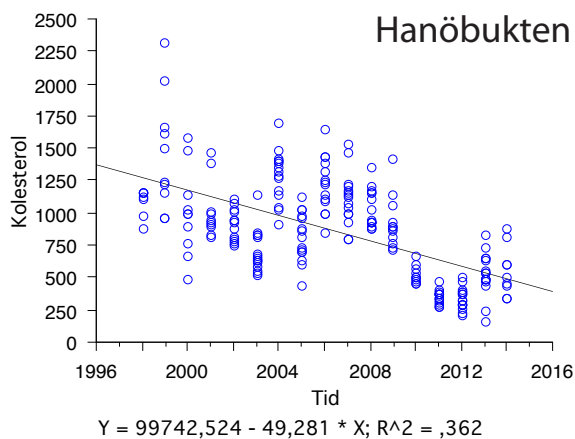
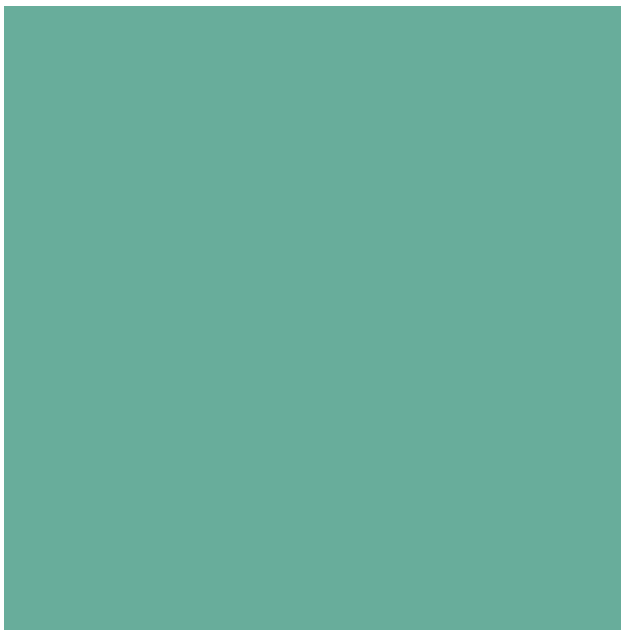
72	322.1926	322.1919	pos	54060-92-3	20	3
73	322.1926	322.1919	pos	58798-47-3	11	3
74	330.1319	330.1313	neg	66063-05-6	13	3
75	338.2462	338.2457	neg	25155-25-3	17	3
76	330.1835	330.1831	neg	84-61-7	22	3
77	314.225	314.2246	neg	57-83-0	17	3
78	326.1885	326.1882	neg	1843-05-6	22	3
79	302.246	302.2457	neg	6731-36-8	16	3
80	302.2249	302.2246	neg	514-10-3	17	3
81	320.1262	320.126	neg	24280-93-1	10	3
82	430.2358	430.2355	neg	51333-22-3	18	3
83	332.1412	332.1413	neg	28924-21-2	14	3
84	520.1666	520.1668	pos	68214-62-0	10	3
85	465.0822	465.0825	neg	6535-48-4	10	3
86	465.0822	465.0825	neg	6471-51-8	6	3
87	487.2412	487.2416	pos	83044-89-7	12	3
88	136.0384	136.0385	pos	315-30-0	18	3
89	454.3401	454.3407	pos	20073-51-2	13	3
90	530.4328	530.4335	pos	119-06-2	10	3
91	290.1374	290.1379	pos	738-70-5	16	3
92	180.1147	180.115	pos	51503-08-3	2	3
93	180.1147	180.115	pos	6214-45-5	2	3
94	180.1147	180.115	pos	67952-38-9	2	3
95	369.2871	369.2879	pos	82919-37-7	25	3
96	320.1981	320.1988	pos	6600-31-3	14	3
97	668.4073	668.409	pos	6706-82-7	15	3
98	350.3288	350.3297	pos	27136-73-8	23	3
99	350.3288	350.3297	pos	95-38-5	22	3
100	350.3288	350.3297	pos	21652-27-7	21	3
101	350.3288	350.3297	pos	3388-72-5	16	3
102	182.1301	182.1307	neg	68959-28-4	3	3
103	182.1301	182.1307	neg	85098-81-3	2	3
104	182.1301	182.1307	neg	85098-80-2	2	3
105	182.1301	182.1307	neg	2777-65-3	2	3
106	182.1301	182.1307	neg	93952-58-0	2	3
107	182.1301	182.1307	neg	49815-58-9	2	3
108	182.1301	182.1307	neg	93840-81-4	2	3
109	182.0937	182.0943	neg	7417-19-8	2	3
110	181.0732	181.0739	neg	94-35-9	2	3
111	181.0732	181.0739	neg	69628-98-4	2	3
112	181.0732	181.0739	neg	81029-03-0	2	3
113	181.0732	181.0739	neg	7244-77-1	2	3
114	181.0732	181.0739	neg	52177-06-7	2	3
115	674.4534	674.456	pos	67990-27-6	18	3
116	456.3357	456.3379	neg	63157-72-2	22	3
117	456.3357	456.3379	neg	2390-59-2	19	3
118	632.2398	632.2371	neg	68109-88-6	11	2

119	335.1299	335.1288	pos	99607-70-2	13	2
120	822.506	822.5044	neg	88122-99-0	19	2
121	546.3929	546.392	neg	3319-31-1	20	2
122	459.6587	459.6581	neg	632-79-1	12	2
123	344.1991	344.1988	neg	116-37-0	15	2
124	279.1473	279.1471	neg	70630-17-0	14	2
125	270.1833	270.1831	neg	105-95-3	23	2
126	437.051	437.0512	neg	6041-94-7	20	2
127	236.2138	236.214	pos	66068-84-6	21	2
128	264.2085	264.2089	pos	154171-77-4	19	2
129	199.1933	199.1936	pos	14433-76-2	20	2
130	206.1667	206.1671	pos	33704-61-9	20	2
131	196.1458	196.1463	neg	115-95-7	22	2
132	530.2918	530.2933	neg	32724-62-2	15	2
133	600.3526	600.355	neg	78181-99-4	12	2
134	478.2921	478.2904	neg	4035-89-6	16	1
135	359.2132	359.2123	neg	83950-14-5	22	1
136	359.2132	359.2123	neg	77769-98-3	22	1
137	278.2252	278.2246	neg	463-40-1	19	1
138	280.2408	280.2402	neg	60-33-3	20	1
139	315.1144	315.1138	neg	3896-11-5	19	1
140	515.1741	515.1733	neg	12239-87-1	18	1
141	470.2635	470.2628	pos	41137-60-4	18	1
142	350.2826	350.2821	neg	28777-98-2	22	1
143	427.9755	427.9752	neg	27619-97-2	14	1
144	447.2312	447.2311	pos	70321-86-7	17	1
145	504.2696	504.2696	pos	3779-63-3	13	1
146	101.084	101.0841	pos	51200-87-4	20	1
147	328.0929	328.0932	neg	268567-32-4	22	1
148	181.0737	181.0739	pos	27492-84-8	2	1
149	491.3044	491.3049	neg	56358-10-2	18	1
150	491.3044	491.3049	neg	56358-09-9	16	1
151	139.0995	139.0997	pos	2235-00-9	19	1
152	460.3335	460.3341	pos	1109-11-1	14	1
153	340.1162	340.1172	neg	2512-29-0	20	1
154	182.0937	182.0943	neg	36701-01-6	3	1
155	174.0886	174.0892	neg	3437-84-1	15	1
156	158.0433	158.044	neg	97-59-6	22	1
157	555.3188	555.3171	pos	12671-74-8	10	0
158	302.0773	302.0764	neg	72102-84-2	14	0
159	499.9383	499.9375	neg	90480-49-2	2	0
160	499.9383	499.9375	neg	93894-68-9	2	0
161	364.1891	364.1886	neg	98312-78-8	21	0
162	500.3004	500.3004	neg	30989-05-0	22	0
163	236.1047	236.1049	neg	52392-55-9	15	0
164	530.4328	530.4335	pos	27253-26-5	12	0
165	463.8864	463.8871	neg	4378-61-4	22	0

166	182.1304	182.1307	pos	72903-06-1	2	0
167	456.3357	456.3379	neg	68814-02-8	11	0

Statistisk utvärdering av fiskdata

Tidstrendsanalyser och variansanalyser på data från fiskfysiologiska undersökningar på tånglake under perioden 1998-2014



Rapport 061-15
Härslöv februari 2016

TOXICON AB

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. Sammanfattning.....	3
2. Inledning.....	4
2.1 Bakgrund.....	4
2.2 Datamaterialet.....	4
2.3 Målsättning.....	5
2.4 Upplägg.....	5
3. Statistik	
3.1 Tidstrendsanalyser.....	6
3.2 Variansanalyser.....	6
4. Resultat och diskussion	
4.1 Tidstrendanalyser.....	6
4.2 Variansanalyser.....	14
4.3 Sammanfattning av tidstrends- och variansanalyser...	14
5. Referenser.....	15
6 Bilagor	
1. Tidstrendsanalyser (förklaringsgrader)	
2. Variansanalyser (p-värden)	

FÖRFATTARE:
ANDERS SJÖLIN

TOXICON AB, 2016-02-18

TOXICON AB
ROSENHÄLLSVÄGEN 29
261 92 HÄRSLÖV
TELEFON: 0418-70 700
FAX: 0418-70 300
ORGNUMMER: 556383-7294
WWW.TOXICON.COM

1. SAMMANFATTNING

Som ett led i den utredning av miljöproblemen i Hanöbukten, som Havs- och vattenmyndigheten utför på uppdrag av regeringen, har Toxicon AB genomfört en statistisk utvärdering åt Göteborgs Universitet. Utvärderingen baseras på de årliga fiskfysiologiska undersökningar på tånglake som Toxicon AB genomfört 1998-2014 i det aktuella området på uppdrag åt Stora Enso Nymölla och Södra Cell Mörrum. Målet med utvärderingen är att ta reda på om det finns trender i fiskmaterialet som indikerar på ett försämrat tillstånd för tånglake sedan 2009/2010.

I utvärderingen har drygt 1 000 tidstrendsanalyser och 360 variansanalyser utförts. De viktigaste resultaten från de utförda tidstrendsanalyser och variansanalyser på materialet kan sammanfattas på följande sätt:

1. Halten av extraktivämnena fettsyror och fytosteroler, samt halten kolesterol, uppvisade en tydligt minskande trend för i stort sett samtliga geografiska grupper/områden under perioden 1998-2014.
2. Minskningen i halt av extraktivämnena fettsyror och fytosteroler kan inte tolkas som något negativt.
3. Anledningen till att kolesterol minskat är oklar. Kolesterol kan komma från ved, men den troligaste källan är att kolesterol kommer från fiskens naturliga utsöndring av ämnet, antingen som ren kolesterol eller i form av gallsyror. Kolesterol kan fisken själv bilda men huvudsakligen sker tillskottet av kolesterol via födan. Om födotypen eller födoresurserna förändras kan detta kanske också påverka kolesterolhalten. Detta kan i sin tur ha följeffekter på de många funktioner som kolesterol har i cellerna, såsom vid bildandet av könshormoner och vitamin D.
4. För att undersöka om den minskande halten av kolesterol kunde kopplas till tillförseln av komponenter från Helgeån under perioden 1998-2014 utfördes initialt tidstrendsanalyser på fysikalisk-kemiska parametrar från ån. Undantaget årsmedelhalten av TOC (totalt organiskt kol) som uppvisade en ökande trend noterades inga signifikanta minskningar eller öknings för de övriga parametrarna (vattenflöde, TOC, halten järn och vattenfärg). Ingen koppling kunde dock göras mellan den minskande kolesterolhalten och den ökande TOC-halten under perioden 1998-2014.
5. Halten av PAH-metaboliter visade sig vara signifikant högre efter 2009/2010, vilket är då de första rapporterna om en försämring av miljötillståndet i Hanöbukten kom fram. Haltökningen var dock så låg att den inte gav någon omedelbar biologisk respons i form av ökad produktion av avgiftningsenzymet CYP1A (och ej heller en ökad aktivitet av enzymet i form av en ökad EROD-aktivitet). Resultaten från de morfometriska parametrarna och reproduktionsparametrarna indikerar också att miljötillståndet för tånglake inte var sämre efter 2009/2010 jämfört med före denna brytningspunkt.
6. En tydligt minskande trend i halten av avgiftningsenzymet CYP1A sågs för perioden 2010-2014, dvs efter brytpunkten 2009/2010. Att avgiftningsenzymet CYP1A minskar efter 2009/2010 kan tolkas som att halten främmande ämnen i havsmiljön inte ökat utan snarare minskat. Detta står dock i ett motsatsförhållande till att för vissa av de geografiska grupperna noterades en tydligt ökande trend i aktivitet av enzymet glutathiontransferas (GST) under 2010-2014. Intressant är att tydligast är trenden för Hanöbukten, och speciellt för "Åhus". Varför CYP1A-halten minskar samtidigt som aktiviteten av GST ökar är oklart. Förklaringen kan kanske vara en närvaro av ämnen som inte ger en bildning/inducering av CYP1A men däremot av GST.

2. INLEDNING

2.1 Bakgrund

Under 2009/2010 kom de första rapporterna om att miljötillståndet i Hanöbukten inte var bra. Det rörde sig om att fisken flytt till djupare vatten, d v s ingen fisk fanns kustnära. Rapporter kom också om att mager och/eller sårskadad fisk noterats. Vattnet i bukten beskrevs som brunfärgat och illaluktande. En ökning i mängden ettåriga fintrådiga alger och en minskning i antalet små kräftdjur noterades i kustområdet. Det hade också skett en minskning av kustfågel och döda fåglar noterades i skärgården. Länsstyrelsen i Skåne meddelade regeringen om läget, vilket ledde till att Havs- och vattenmyndigheten (HaV) fick i uppdrag att utreda situationen. Som ett led i denna utredning har Toxicon AB genomfört en statistisk utvärdering åt Göteborgs Universitet på uppdrag av HaV. Utvärderingen baseras på de årliga fiskfysiologiska undersökningar på tånglake som Toxicon AB genomfört 1998-2014 i det aktuella området på uppdrag åt Stora Enso Nymölla och Södra Cell Mörrum. Målet med utvärderingen är att ta reda på om det finns trender i fiskmaterialet som indikerar på ett försämrat tillstånd för tånglake sedan 2009/2010.

2.2 Datamaterialet

Fiskfysiologiska undersökningar på tånglake (*Zoarces viviparous*), utförda av Toxicon AB på uppdrag av Stora Enso Nymölla och Södra Cell Mörrum, finns för perioden 1998-2014 (Toxicon, 2015a och Toxicon, 2015b). I undersökningarna finns data för ett drygt 30-tal parametrar. Här ingår kemiska, biokemiska, histopatologiska, morfometriska och reproduktionsparametrar. Undersökningarna har utförts på sju lokaler som geografiskt täcker området från Åhus till Torhamn, d v s från inre Hanöbukten till Blekingekustens östligaste del. Målsättningen med undersökningarna har varit att studera eventuella skillnader mellan referens- och recipientlokaler. Fokus har alltså inte varit att studera eventuella trender med avseende på tid. I denna rapport/utvärdering används däremot det stora datamaterialet för tånglake (under perioden 1998-2014) till att undersöka om det finns signifikanta trender i materialet med avseende på tid och om skillnader föreligger för några parametrar före och efter det att en förändring i Hanöbuktens miljötillstånd noterades.

Tånglake

Tånglake (*Zoarces viviparous*) betraktas som en relativt stationär fisk som lever kustnära. Den används, tillsammans med abborre, som bioindikator i det svenska nationella övervakningsprogrammet avseende fiskfysiologi. Tånglake är en fisk som föder levande ungar. Detta gör det möjligt att studera om eventuella störningar på reproduktionen, såsom förhöjd yngeldödlighet och missbildningar hos ynglen, finns.

Parametrarna

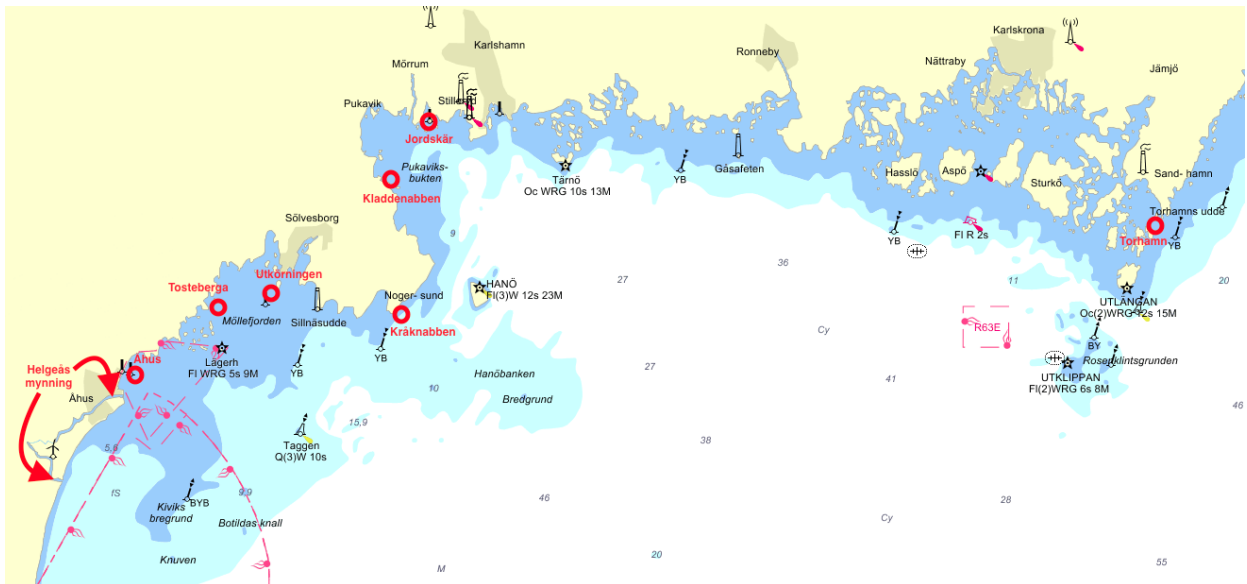
De parametrar som ingår i undersökningarna kan delas in i kemiska markörer, biomarkörer, morfometriska parametrar och reproduktionsparametrar. De kemiska markörerna utgörs av extraktivämnen från ved; fettsyror, fytosteroler och hartssyror. I analysen får man också ut kolestrerol och fecosterol. Tillsammans med fytosteroler utgör de totalhalten steroler. De biologiska markörerna, eller biomarkörerna, utgör ett mått på en exponering för främmande ämnen. De biomarkörer som mäts är PAH-metaboliter i galla (tre olika typer) och leverenzymers aktivitet/halt: EROD-aktivitet, CYP1A-halt, glutathiontransferas (GST) och glutathionreduktas (GR). De morfometriska parametrarna somatisk konditionsfaktor (SCF= honans somatiska vikt/längd³) och relativ levervikt (LTI=levervikt/honans totala vikt, och LSI=levervikt/honans somatiska vikt) ger grova mått på fiskens fysiologiska kondition respektive leverstatus. Störst antal parametrar får man från den yngelkontroll som görs på tånglakehonornas yngel. De ekologiskt mest relevanta reproduktionsparametrarna är de som säger något om antalet yngel och om ynglen lever och/eller är missbildade. Dessa är andelen döda yngel, andelen missbildade yngel, fekunditet (antalet yngel/honans somatiska vikt) och reproduktion (antalet levande yngel/honans vikt). Andelen honyngel ger ett mått på om honorna exponerats för ämnen som kan påverka vilket kön ynglen får.

2.3 Målsättning

Utvärderingen har som mål att ta reda på om parametrarna förändrats över tid (under perioden 1998-2014) och om geografisk placering i så fall spelar en roll samt om en koppling till omvärldsfaktorer kan göras till de eventuella förändringarna. Initialt utförs inledande tidstrendsanalyser för lokalerna, indelade i tio olika geografiska grupper. Därefter görs variansanalyser för att undersöka om skillnader finns för parametrarna före respektive efter 2009/2010, vilket var då de första signalerna kom om att fisken flydde området och att sårskadad fisk noterades. Slutligen kopplas eventuella skillnader över tid till omvärldsfaktorer såsom avrinning och vattnets brunifieringsgrad (färgtal).

2.4 Upplägg

Data finns för 36 parametrar från sju lokaler. Lokalerna är huvudsakligen placerade väster respektive öster om Listerlandet, d v s i inre Hanöbukten och i Pukaviksbukten (figur 1). I de statistiska analyserna har lokalerna delats in i sju olika grupper plus att referenslokalerna behandlats separat (tabell 1). Anledningen till uppdelningen är att undersöka om skillnader finns mellan olika geografiska områden avseende eventuella tidstrender för de aktuella parametrarna. För de totalt tio områdena (inklusive de tre referenslokalerna) utfördes tidstrendsanalyser och variansanalyser (ANOVA).



FIGUR 1. Karta (fmodifierad från Eniro) med lokalerna inlagda (som röda ringar). Helgeås mynning illustreras med röda pilar..

TABELL 1. De lokaler som fördelats i tio olika grupper i den statistiska utvärderingen av undersökningar åt Stora Enso Nymölla och Södra Cell Mörrum under perioden 1998-2014. .

Grupp	Åhus	Tosteberga	Utkörningen	Kråknabben	Kladdenabben	Jordskär	Torhamn
Alla	X	X	X	X	X	X	X
Ref-alla	X			X			X
Rec-alla		X	X		X	X	
Rec-N		X	X				
Rec-M					X	X	
Hanö	X	X	X				
Pukavik				X	X	X	
Åhus	X						
Kräken				X			
Torhamn							X

3. STATISTIK

3.1 Tidstrendanalyser

Tidstrendanalyser har utförts för hela undersökningsperioden (1998-2014) samt för perioderna 1998-2009 och 2010-2014. Detta har gjorts för att se om skillnader finns före och efter 2009/2010, vilket är det år då problemen i Hanöbukten verkar ha uppstått. Tidstrendanalyser utfördes också på data från Helgeå. Det rörde sig om vattenflödesdata från SMHIs mätstation 2191 (Torsebro KRV) samt på följande fysikalisk-kemiska data från SLUs mätstation 31: TOC (totalt organiskt kol), järnhalt (Fe) och vattenfärg (Abs. vid 420 nm). För de fiskfysiologiska parametrar där signifikanta tidstrender med god förklaringsgrad förelåg för perioden 1998-2014 undersöktes huruvida en korrelation förelåg till vattendata från Helgeå. Detta för att kunna knyta en eventuell förändring i någon parameter till en påverkan från Helgeå. Totalt gjordes drygt 1 100 tidstrendanalyser. Analyserna är gjorda i programvaran Statview. Indelning av de signifikanta trenderna har gjorts utifrån förklaringsgraden. Graderingen går från ej signifikant trend/signifikant trend med mycket svag förklaringsgrad (<10%) till mycket god förklaringsgrad (>40%):

● Ingen/mycket svag	Ej signifikant/<10% förkl.grad
● Svag	10-≤20% förklaringsgrad
● Måttlig	20-≤30% förklaringsgrad
● God	30-≤40% förklaringsgrad
● Mycket god	>40 förklaringsgrad%

3.2 Variansanalyser

Variansanalyser (ANOVA) har genomförts på datamaterialet 1998-2009 jämfört med datamaterialet 2010-2014. Anledningen var att undersöka om signifikanta skillnader för parametrarna fanns före och efter brytpunkten 2009/2010. Signifikansnivån sattes till 95% ($p < 0,05$). Totalt gjordes 360 variansanalyser. Analyserna utfördes i programvaran Statview.

4. RESULTAT OCH DISKUSSION

4.1 Tidstrendanalyser

Ett mycket stort antal tidstrendanalyser har körts. Resultaten från dessa sammanfattas i tabell 2-4 (och i bilaga 1). Ett urval av tidstrendanalyserna presenteras för de olika parametrarna. Resultat från parametrar som använts för att ta fram olika index eller parametrar som är beroende av provtagningstidpunkt (t ex totalvikt, total längd, somatisk vikt, totalvikt yngel, totala antalet yngel och medelvikt/yngel) presenteras bara i bilaga. Olika bedömningskriterier har använts i den histopatologiska utvärderingen före och efter 2009/2010. Därför tas inte data med från de histopatologiska studierna i denna rapport.

Perioden 1998-2014

Extraktivämnen i galla

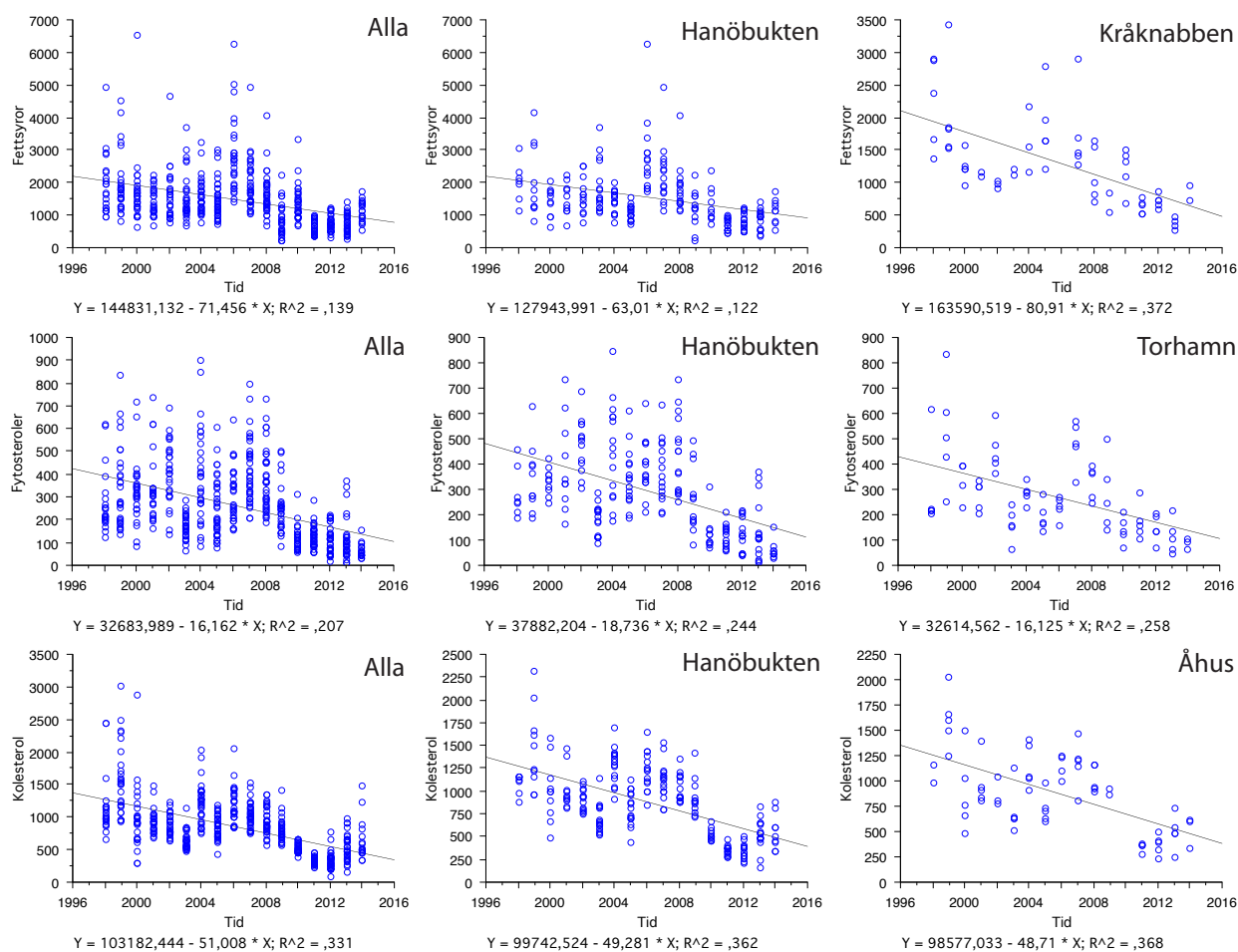
Halten av extraktivämnena fettsyror och fytosteroler minskar generellt sett i grupperna under perioden. Detsamma gäller för halten steroler, steroler exklusive fytosteroler och kolesterol. För dessa parametrar är trenderna dock tydligare, d v s förklaringsgraden är högre (tabell 2 och bilaga 1). Noterbart är att spridningen är tydligt mindre för parametrarna efter jämfört med före 2009/2010 (figur 2). Halten steroler består till övervägande del av kolesterol, men också av fecosterol (en sterol som produceras av svampar och mossor). Att halten steroler och kolesterol i stort sett ger snarlika resultat i de olika grupperna är därför inte förvånande. Halten av kolesterol minskar för samtliga grupper men något mindre tydligt (lägre förklaringsgrad) för grupp "Torhamn" (lokalen längst österut) (tabell 2). Överlag var förklaringsgraden god för de olika geografiska grupperna avseende kolesterol (figur 2 och tabell 2). Ingen eller en mycket svag trend kan ses för hartssyror. Orsaken till detta var troligen att halterna låg precis runt detektionsgränsen undantaget ett år då halterna var mycket höga.

Perioden 1998-2014

TABELL 2. Signifikanta minskningar respektive ökning under perioden 1998-2014 för de olika parametrarna uppdelat på de tio geografiska grupperna. Blå färg indikerar ingen signifikans eller signifikans med mycket låg förklaringsgrad ($\leq 10\%$). Grön, gul, orange och röd färg indikerar signifikans med svag, måttlig, god respektive mycket god förklaringsgrad (se legend nedan tabellen). De lokaler som ingår i de tio olika grupperna har angetts i tabell 1. Grupper som är blåmarkerade är referenslokaler i Stora Enso Nymöllas och Södra Cell Mörrums program. För förklaringsgrad hänvisas till bilaga 1.

	Alla	Ref-alla	Rec-alla	Rec-M	Rec-N	Hanö	Pukavik	Åhus	Kräken	Torhamn
Fettsyror	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	
Fytosteroler	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat			Minskat
Steroler	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat
Steroler-fytosteroler	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat
Kolesterol	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat
Hartssyror										
Naftalenmetaboliter		Ökat			Ökat		Ökat	Ökat	Ökat	
1-OHpyrenmetaboliter									Ökat	
Bensopyrenmetaboliter									Ökat	
EROD			Minskat	Minskat		Minskat		Minskat		
CYP1A (≥ 2006)			Minskat	Minskat		Minskat		Minskat	Minskat	
EROD/CYP1A (≥ 2006)										
GST (≥ 2010)	Ökat	Ökat	Ökat	Ökat		Ökat	Ökat	Ökat	Ökat	
GR (≥ 2010)									Ökat	
Somatisk konditionsfaktor										
LTI										
LSI										
GSI										
GS12										
ESI										
Fekunditet										
Reproduktion										
Retarderade yngel < 15mm										
Retarderade yngel > 15mm										
Retarderade yngel, totalt										
Missbildade yngel, totalt										
Döda yngel < 15 mm										
Döda yngel > 15 mm										
Andel honyngel										





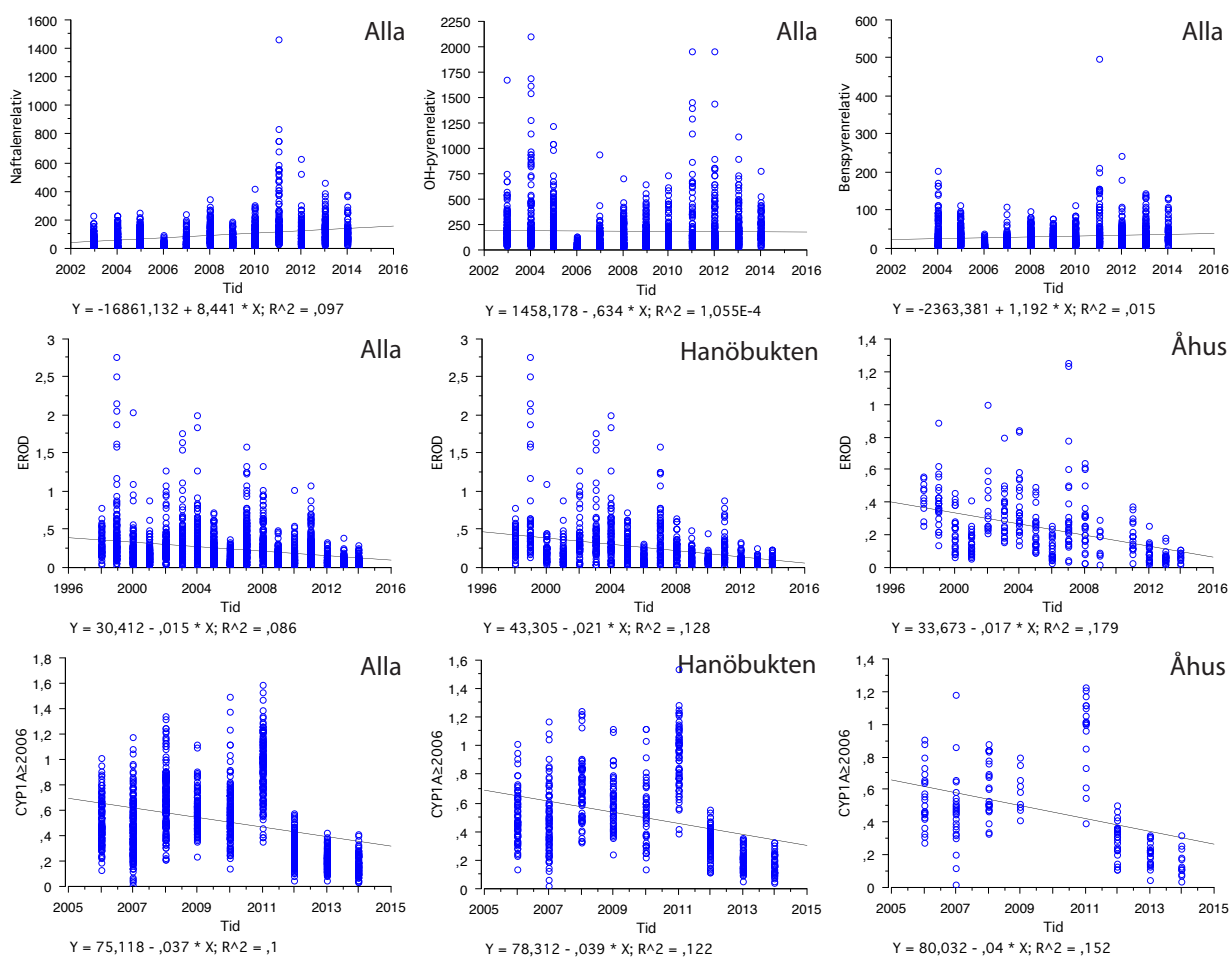
FIGUR 2. Tidstrender för extraktivämnena fettsyror och fytosteroler samt för kolesterol ($\mu\text{g/g TS}$), exemplifierat med de geografiska grupperna "Alla", "Hanöbukten", "Kråknabben" (fettsyror), "Torhamn" (fytosteroler) och "Åhus" (kolesterol). De lokaler som ingår i de olika grupperna har angivits i tabell 1.

Biomarkörer

Då samtliga lokaler (grupp "Alla") tas med i tidstrendanalysen noterades ingen/mycket svag trend för samtliga biomarkörer förutom för GST som uppvisade en ökande trend med låg förklaringsgrad (tabell 2). Då GST (och GR) först började analyseras 2010 säger dock denna parameter inget om trender för hela perioden 1998-2014. Avgiftningenszymer CYP1As aktivitet (=EROD-aktivitet) och dess halt (=CYP1A-halt) uppvisade för några av grupperna minskande trender men med låg förklaringsgrad (tabell 2 och figur 3). Å andra sidan uppvisade halten av naftalenliknande PAH-metaboliter ökande trender, men med en låg förklaringsgrad, för vissa av grupperna (figur 3). Detta kan tyckas något förvånande då en ökning i PAH-metabolithalt visats samvariera med en ökning i EROD-aktivitet ((Hanson et al., 2008). Förklaringen till att halten av naftalenliknande metaboliter inte samvarierade med EROD-aktiviteten i de utförda tidstrendanalyserna berodde troligtvis på att halten av naftalenliknande metaboliter inte var så hög att det gav en biologisk respons i form av en ökad EROD-aktivitet. Endast i grupp "Kråknabben" uppvisade övriga PAH-metaboliter (1-OHpyrenliknande och bensopyrenliknande) en ökande trend, men också här med låg förklaringsgrad (tabell 2).

Morfometriska parametrar och reproduktionsparametrar

Samtliga parametrar uppvisade en icke signifikant trend eller en mycket svag trend (förklaringsgrad <10%) i de olika geografiska grupperna (tabell 2).



FIGUR 3. Tidstrender för PAH-metaboliter (relativ fluorescens av naftalenlikande, pyrenlikande och bensopyrenlikande metaboliter), EROD (nmol/min*mg protein) och CYP1A-halten (relativ absorbens), exemplifierat med de geografiska grupperna "Alla", "Hanöbukten", och "Åhus". För CYP1A-halten finns endast data för perioden 2006-2014. De lokaler som ingår i de olika grupperna har angivits i tabell 1.

Perioden 1998-2009

Extraktvämmen i galla

Inga signifikanta trender eller mycket svaga trender noterades generellt sett för fettsyror, fytosteroler, steroler och kolesterol. Däremot noterades en ökande trend med måttlig förklaringsgrad för halten hartssyror för i stort sett samtliga grupper (tabell 3). Orsaken till detta var att mycket högre halter av hartssyror (till följd av en mycket hög halt av hartssyran dehydroabietin) noterades under ett år i slutet av perioden och detta gav den signifikanta positiva ökningen. Ökningen i halt sågs på samtliga lokaler under det aktuella året.

Biomarkörer

Halten av naftalenlikande PAH-metaboliter uppvisade en ökande, men svag, trend för lokalerna i Pukaviksbukten ("Rec-M", "Pukavik" och "Kråknabben") (tabell 3). En nedåtgående trend, med måttlig förklaringsgrad, i halten av 1-OHpyrenlikande metaboliter och bensopyrenlikande metaboliter noterades för "Torhamn". I vissa av grupperna förekom svaga nedåtgående trender för halten av 1-OHpyrenlikande metaboliter (tabell 3). Generellt sett var dock halten av PAH-metaboliter i de olika lokalgrupperingarna ej signifikant eller signifikant med en mycket svag förklaringsgrad. För EROD och EROD/CYP1A förekom inga signifikanta trender eller så var förklaringsgraden mycket svag om det var så att en signifikant trend noterades. Däremot noterades en ökande trend med låg till måttlig förklaringsgrad för CYP1A-halten, vilken började analyseras från och med 2006, på samtliga referenslokaler ("Ref-alla") samt på referenslokalerna "Kråknabben" och "Torhamn".

TABELL 3. Signifikanta minskningar respektive ökning under perioden 1998-2009 för de olika parametrarna uppdelat på de tio geografiska grupperna. Blå färg indikerar ingen signifikans eller signifikans med mycket låg förklaringsgrad ($\leq 10\%$). Grön, gul, orange och röd färg indikerar signifikans med svag, måttlig, god respektive mycket god förklaringsgrad (se legend nedan tabellen). De lokaler som ingår i de tio olika grupperna har angetts i tabell 1. Grupper som är blåmarkerade är referenslokaler i Stora Enso Nymöllas och Södra Cell Mörrums program. För förklaringsgrad hänvisas till bilaga 1. EA=Ej analyserat (d v s data finns bara för perioden 2010-2014).

Perioden 1998-2009

	Alla	Ref-alla	Rec-alla	Rec-M	Rec-N	Hanö	Pukavik	Åhus	Kräken	Torhamn
Fettsyror										
Fytosteroler								Ökat		
Steroler										Minskat
Steroler-fytosteroler				Minskat						Minskat
Kolesterol				Minskat						
Hartssyror	Ökat	Ökat	Ökat	Ökat	Ökat	Ökat	Ökat	Ökat	Ökat	Ökat
Naftalenmetaboliter				Ökat			Ökat		Ökat	
1-OHpyrenmetaboliter		Minskat		Minskat			Minskat			Minskat
Bensopyrenmetaboliter										Minskat
EROD										
CYP1A (≥ 2006)										Ökat
EROD/CYP1A (≥ 2006)		Ökat							Ökat	
GST	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA
GR	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA
Somatisk konditionsfaktor										
LTI										
LSI									Minskat	
GSI										
GSI2										
ESI										
Fekunditet										
Reproduktion										
Retarderade yngel < 15mm										
Retarderade yngel > 15mm										
Retarderade yngel, totalt										
Missbildade yngel, totalt										
Döda yngel < 15 mm										
Döda yngel > 15 mm										
Andel honyngel										



Morfometriska parametrar och reproduktionsparametrar

I samtliga grupper förekom inga signifikanta trender eller mycket svaga trender ($\leq 10\%$ förklaringsgrad) för de olika parametrarna (tabell 3). En svagt minskande trend noterades dock på Kråknabben för LSI (leversomatiskt index) (tabell 3).

Perioden 2010-2014

Extraktivämnen i galla

Jämfört med perioderna 1998-2014 och 1998-2009 uppvisade perioden 2010-2014 ett mindre entydigt mönster för de olika geografiska grupperna (tabell 4). Ökande trender, med måttlig respektive mycket god förklaringsgrad, sågs för kolesterol (vilket i stort sett också är steroler minus fytosteroler) i grupp "Åhus" och "Torhamn" (figur 4). Inga signifikanta trender eller signifikanta trender med mycket svag förklaringsgrad noterades för övriga geografiska grupper avseende kolesterol (undantaget "Ref-alla" där en signifikant trend med svag förklaringsgrad noterades) och hartssyror. För fettsyror och fytosterol uppvisade några grupper minskande trender med svag förklaringsgrad. Något förvånande är att för fettsyror uppvisade "Åhus" en positiv trend med mycket bra förklaringsgrad och "Kråknabben" en positiv trend för fettsyror med bra förklaringsgrad, men utan någon samvariation med fytosterolhalten (tabell 4 och figur 4).

Biomarkörer

Ej signifikanta trender eller mycket svaga trender noterades för halten av PAH-metaboliter i de olika grupperna (undantaget en svag ökning i halten av 1-OHpyrenliknande metaboliter för "Åhus" i innersta Hanöbukten) (tabell 4). För halten CYP1A noterades en minskning med god till mycket god förklaringsgrad i samtliga grupper. En minskning i aktiviteten av enzymet (EROD) noterades också, men med svag till måttlig förklaringsgrad (tabell 4 och figur 4). Sedan de första rapporterna kom om att Hanöbuktens miljö tillstånd inte var riktigt bra har alltså avgiftningenszyms halt minskat. Detta skulle kunna tolkas som att halten av främmande ämnen inte ökat, utan snarare minskat, under perioden 2010-2014. Att kvoten EROD/CYP1A uppvisade en svagt ökande trend berodde troligtvis på att enzymets haltminskning var något större än enzymets aktivitetsminskning under 2010-2014. Leverenzymet glutationtransferas (GST) uppvisade en ökande trend med svag-måttlig förklaringsgrad för några av grupperna (figur 4). Detta skulle kunna tolkas som en ökad enzymaktivitet till följd av någon form av stimuli som t ex en ökande belastning av främmande ämnen. Intressant är att mest tydlig är trenden för "Åhus" (en god förklaringsgrad på 39%) som ligger i innersta Hanöbukten (figur 4). Det är också här i innersta Hanöbukten som diskussioner om att Helgeåns vatten skulle kunna ge en viss negativ påverkan har förts (HaVs hearing).

Morfometriska parametrar och reproduktionsparametrar

En minskande trend, med svag förklaringsgrad, noterades för fysiologisk kondition (somatisk konditionsfaktor) och levertstatus (LTI) på Kråknabben (tabell 5). En ökande trend med svag förklaringsgrad noterades i några av grupperna för GSI (=gonadvikten/honans somatiska vikt) och ESI (=yngelvikt/honans somatiska vikt) (tabell 5). Anledningen kan vara att provfisket, och därmed provtagningen, skett något senare under perioden 2013-2014 jämfört med åren innan. Detta innebär bl a att, om det förutsätts att reproduktionen sker ungefär vid samma tidpunkt årligen, hinner ynglen växa mer innan provtagning görs. Högre GSI och ESI kan då bli fallet. En ökning i parametrarna kan primärt inte tolkas som något negativt.

Omvärldsfaktorer

Signifikanta trender, med måttlig till god förklaringsgrad, noterades för de flesta grupper i parametrarna steroler, halten steroler exklusive fytosteroler och halten kolesterol. Då parametern kolesterol gav den största minskningen undersöktes det om den generella minskningen i halt av kolesterol som noterades i grupperna 1998-2014 (tabell 2) kunde kopplas till någon omvärldsfaktors förändring under den aktuella perioden. Då Helgeå är den största ån med utflöde i Hanöbukten användes data för vattenflöde, totalt organiskt kol (TOC),

TABELL 4. Signifikanta minskningar respektive ökning under perioden 1998-2009 för de olika parametrarna uppdelat på de tio geografiska grupperna. Blå färg indikerar ingen signifikans eller signifikans med mycket låg förklaringsgrad ($\leq 10\%$). Grön, gul, orange och röd färg indikerar signifikans med svag, måttlig, god respektive mycket god förklaringsgrad (se legend nedan tabellen). De lokaler som ingår i de tio olika grupperna har angetts i tabell 1. För förklaringsgrad hänvisas till bilaga 1. EA= Ej analyserat (d v s data finns bara för perioden 2010-2014).

Perioden 2010-2014										
	Alla	Ref-alla	Rec-alla	Rec-M	Rec-N	Hanö	Pukavik	Åhus	Kräken	Torhamn
Fettsyror				Minskat			Minskat	Ökat	Minskat	
Fytosteroler				Minskat			Minskat			Minskat
Steroler		Ökat							Ökat	Ökat
Steroler-fytosteroler	Ökat	Ökat						Minskat	Ökat	Ökat
Kolesterol		Ökat						Minskat		Ökat
Hartssyror										
Naftalenmetaboliter										
1-OHpyrenmetaboliter								Ökat		
Bensopyrenmetaboliter										
EROD			Minskat	Minskat			Minskat	Minskat		
CYP1A (≥ 2006)	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat	Minskat
EROD/CYP1A (≥ 2006)		Ökat			Ökat	Ökat		Ökat	Ökat	Ökat
GST	Ökat	Ökat	Ökat		Ökat	Ökat	Ökat	Ökat	Ökat	
GR									Ökat	
Somatisk konditionsfaktor										
LTI									Minskat	
LSI									Minskat	
GSI			Ökat	Ökat			Ökat		Ökat	
GS12										
ESI							Ökat		Ökat	
Fekunditet										
Reproduktion										
Retarderade yngel < 15mm										
Retarderade yngel > 15mm										
Retarderade yngel, totalt										
Missbildade yngel, totalt										
Döda yngel < 15 mm										
Döda yngel > 15 mm										
Andel honyngel										

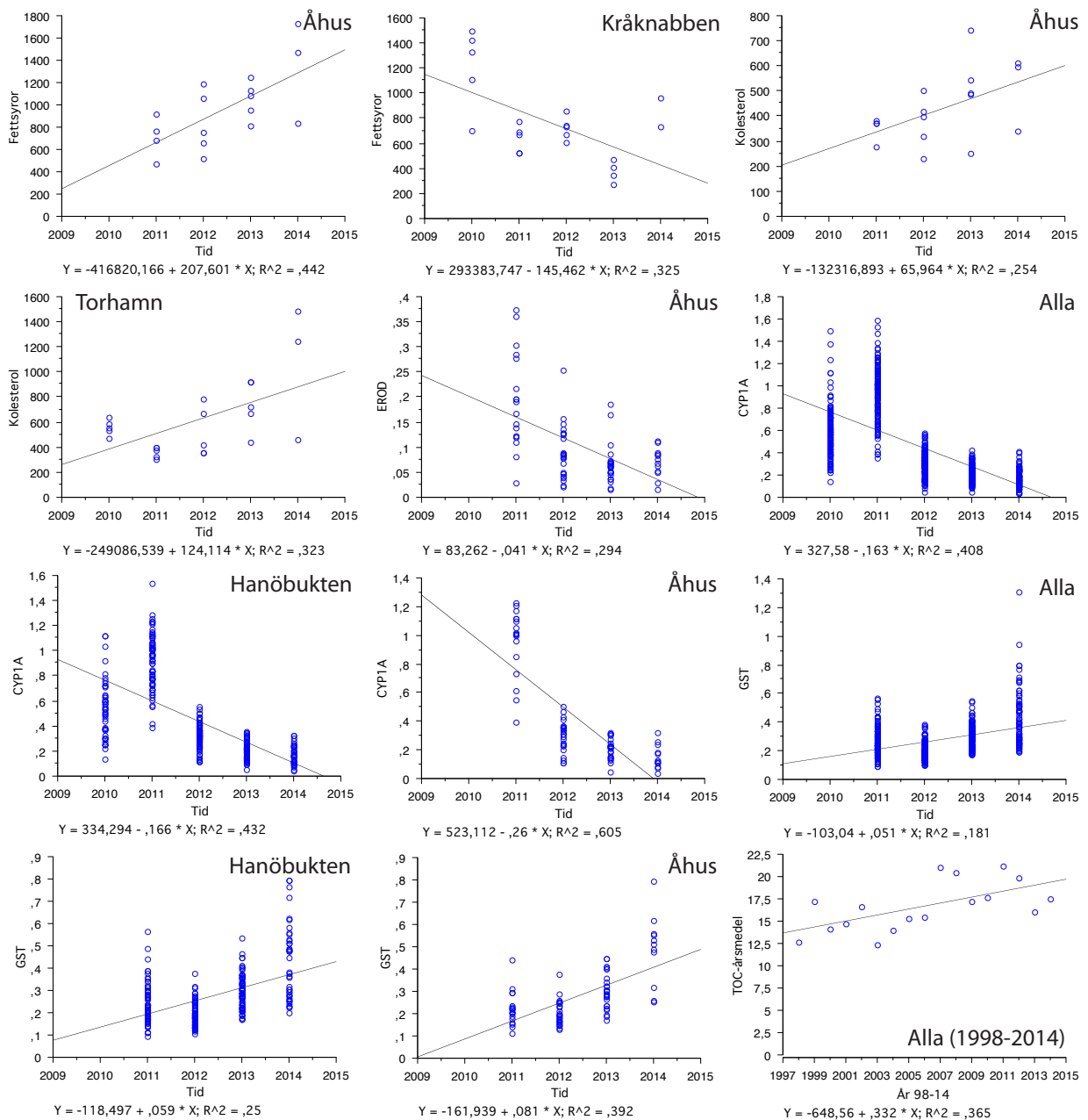
0- $\leq 10\%$
Mycket svag

>10- $\leq 20\%$
Svag

>20- $\leq 30\%$
Måttlig

>30- $\leq 40\%$
God

>40%
Mycket god



FIGUR 4. Tidstrender över perioden 2010-2014 för fettsyror ("Åhus" och "Kråknabben") och kolesterol ("Åhus" och "Torhamn") i $\mu\text{g/g TS}$, EROD ("Åhus") i $\text{nmol/min} \cdot \text{mg protein}$ och CYP1A och GST (båda "Alla", "Hanöbukten" och "Åhus") i absorbensenheter respektive $\mu\text{mol/min} \cdot \text{mg protein}$. Dessutom tidstrendsanalys för TOC-årsmedel (mg/l) för hela perioden 1998-2014. De lokaler som ingår i de olika grupperna har angivits i tabell 1.

järnhalt (Fe) och vattenfärg (abs. 420 nm, filtr och abs.420 nm ofiltr.) härifrån. Det utfördes tidstrendsanalyser både på årsmedelvärden och medelvärden för perioden augusti-oktober under åren för parametrarna. Att augusti-oktober valdes berodde på att det är månaderna precis före det årliga provfisket av tånglake startar och därför ger det information om den senaste belastningen. Vattenföringsdata är från SMHIs databas och resterande parametrar (TOC, Fe, och vattenfärg) är från SLUs databas.

Inga signifikanta tidstrender noterades för omvärldsfaktorerna med undantag för årsmedelvärden för halten TOC ($p=0,01$, förklaringsgrad 36%) (figur 4). Detta är i motsats till de signifikanta ökningarna som rapporterats av Ratcovic et al. (2013) och Börjesson (2013) för halten Fe respektive för halten Fe och vattenfärg (brunifiering). Det skall dock påpekas att tidserierna som använts i denna rapport är kortare än de som använts i Ratcovic et al. (2013) och Börjesson (2013). En koppling mellan halten kolesterol och halten TOC under-

söktes men ingen signifikant koppling mellan parametrarna noterades. Haltminskningen i kolesterol i de olika grupperna kan således inte förklaras med en ökande halt av TOC från Helgeå. Varför minskar då kolesterol i galla hos tånglake under 1998-2014? Minskningen har dessutom skett vid brytpunkten 2009/2010, vilket märks t ex både då samtliga lokaler sammanslås ("Alla"), för grupp "Hanö" och grupp "Åhus" (figur 2). Kolesterol utsöndras naturligt till gallan antingen som fri kolesterol eller efter omvandling till gallsyror (Dickers & Tietge, 2010). Om för mycket kolesterol utsöndras kan det finnas en risk för gallsten, men om halten kolesterol i galla minskar vad innebär det? Kolesterol har många viktiga funktioner i kroppen såsom produktion av könshormoner och är kanske den viktigaste komponenten för produktion av D-vitamin. Kan den lägre kolesterolhalten ses som ett indirekt uttryck för en D-vitaminbrist? Detta skulle isåfall kunna vara i linje med ett av många spår till varför miljötillståndet i Hanöbukten är dåligt. Det som är närmast att tänka sig är dock att födotillgången/födoalet förändrats och detta påverkar i sin tur mängden kolesterol som fisken får i sig via födan.

4.2 Variansanalyser

Då samtliga lokaler togs med i variansanalysen (grupp "Alla") noterades att följande parametrar var signifikant lägre efter 2009/2010 (tabell 4 och bilaga 2):

1. Halten extraktivämnen (inklusive kolesterol)
2. Avgiftningsenzymet CYP1A (EROD-aktivitet och CYP1A-halt)
3. Andelen retarderade yngel < 15mm, andelen retarderade yngel totalt och andelen döda yngel <15 mm (tabell 5).

De parametrar som var signifikant högre efter 2009/2010 var (tabell 4 och bilaga 2):

1. PAH-metabolithalterna
2. Relativ gonadvikt (GSI, GSI₂ och ESI)
3. Fekunditet och reproduktion (tabell 5).

För resterande parametrar förekom inga signifikanta trender eller så var trenden mycket svag. Vad innebär då dessa resultat? En minskning i både halten och aktiviteten av avgiftningsenzymet CYP1A kan tolkas som att belastningen av främmande ämnen i vattenmiljön generellt sett inte ökat utan snarare minskat. Bra är naturligtvis att färre retarderade respektive döda yngel noterades efter 2009/2010. Vad en minskning i halten av kolesterol innebär och beror på är desto svårare att förklara. Som nämnts tidigare kan möjligen detta sättas samman med en ändrad födosituation som ger lägre halt kolesterol till fisken via födan. Detta skulle kunna påverka näringsstatusen hos fisken, vilket är i linje med att mer mager fisk noterats i Hanöbukten under senare år. Att några av reproduktionsdexten (fekunditet, reproduktion, GSI och ESI) ökat borde i första hand ses som något positivt. En ökning av GSI (och ESI) kan ha berott på att större fiskhonor generellt sett provfiskades efter 2009/2010 relativt före 2009/2010. Ökningen i halten av PAH-metaboliter är dock negativt. Då ingen koppling till en ökad EROD-aktivitet eller CYP1A-halt förekom kan haltökningen troligen bedömas som relativt låg, vilket inte ger några omedelbara biologiska responser.

Generellt visade variansanalyserna samma resultat för de andra nio grupperna som för gruppen "Alla" (tabell 5). Dock med några få undantag. Den relativa levervikten (LTI och LSI), som är ett grovt mått på leverstatusen, var signifikant högre efter 2009/2010. Den relativa levervikten ökade huvudsakligen på lokalerna i Pukaviksbukten (grupperna "Rec-M", "Pukavik" och Kråknabben"). Andelen döda yngel >15 mm var signifikant högre efter 2009/2010 för grupp "Rec-M" och "Pukavik". Detta kan sättas samman med att fiskarna under de senare åren varit både kraftigare och längre här relativt tidigare. Det föreligger nämligen en signifikant korrelation mellan ökad vikt (och längd) hos fisken och leverns relativa vikt (LSI och LTI). Att andelen döda yngel ökat i några grupper efter 2009/2010 är naturligtvis negativt. Det är dock så att ökningen skett på recipientlokalerna i Pukaviksbukten under senare år och ingen generell försämring kan ses för alla lokaler (grupp "Alla") eller specifikt i Hanöbukten ("grupp "Hanö").

4.3 Sammanfattande diskussion av resultaten från de statistiska analyserna

Finns det något som tyder på att situationen för tånglake försämrats under perioden 1998-2014? Endast halten av extraktivämnena fettsyror och fytosteroler, samt halten kolesterol, uppvisade en tydlig trend för i stort sett samtliga geografiska grupper under perioden. Att extraktivämnena fettsyror och fytosteroler minskat kan inte tolkas som något negativt. Extraktivämnena är kemiska markörer för skogsindustriellt vatten men ämnena kan också tillföras havet från åar. Kolesterol kan komma från ved, men den troligaste källan är att kolesterol kommer från fiskens naturliga utsöndring av ämnet, antingen som ren kolesterol eller i form av gallsyror. Varför halten kolesterol minskat efter 2009/2010, vilket kan ses i tidstrendsanalyserna och i variansanalyserna, är oklart. Kolesterol kan kroppen själv bilda men huvudsakligen sker tillskottet av kolesterol via födan. Om födotypen eller födoresurserna förändras kan därmed också kolesterolhalten förändras. Kolesterol har många funktioner i cellerna, såsom produktion av könshormoner och vitamin D. Är den lägre halten kolesterol ett uttryck för att mindre vitamin D har möjlighet att bildas?

Halten av PAH-metaboliter visade sig vara signifikant högre efter 2009/2010. En haltökning av PAH-metaboliter över perioden 1998-2014 samt över perioden 2010-2014 fanns för vissa av de geografiska grupperna, men förklaringsgraden var mycket svag eller svag. Då ingen ökande trend noterades för enzymet CYP1A, mätt som halt och aktivitet (EROD), över perioden 1998-2014 kunde ingen biologisk respons till följd av haltökningen av PAH-metaboliter detekteras. Sammanfattningsvis indikerar detta att haltökningen av PAH-metaboliter troligtvis var så låg att den inte borde ha gett negativa effekter på tånglake. Ej heller noterades negativ påverkan på tånglake utifrån resultat från de morfometriska parametrarna och reproduktionsparametrarna. De ökningarna som noterades efter 2009/2010 avseende parametrar såsom relativ levervikt, relativ gonadvikt och fekunditetsindex/reproduktionsindex i vissa av de geografiska grupperna bedömdes troligen ha naturliga orsaker, såsom skillnader i provtagningstidpunkt mm. Ökningarna kunde inte heller i första hand tolkas som något negativt.

Kan man då se förändringar efter brytpunkten 2009/2010 i perioden 2010-2014? För kolesterol kan nu en tydlig haltminskning endast ses för grupp "Åhus" för perioden 2010-2014. Däremot ökar halten för grupp "Torhamn". Detta är lokaler som ligger längst inne i Hanöbukten respektive längst österut längs Blekingekusten. Även om data endast nu finns för fem år så indikerar detta att i innersta Hanöbukten så verkar halten kolesterol fortsätta att minska. En tydlig minskning ses för halten CYP1A över 2010-2014. Denna minskning förstärker ytterligare vad som noterades för 1998-2014: Halten av avgiftningsenzymet CYP1A hade inte ökat. Detta kan tolkas som att halten främmande ämnen i havsmiljön inte ökat utan snarare minskat. Detta står dock i motsatsförhållande till att en viss ökning noterades i aktivitet av enzymet glutathiontransferas (GST) under 2010-2014. Intressant är att tydligast är trenden för Hanöbukten, och speciellt för "Åhus". Varför CYP1A-halten minskar samtidigt som aktiviteten av GST ökar är oklart. Förklaringen kan kanske vara en närvaro av ämnen som inte ger en produktion/inducering av CYP1A men som påverkar GST.

5. REFERENSER

- Börjesson, L. (2013). The impact of riverine iron on eels in the Hanö bay. Examensarbete 30 p. Lunds Universitet
- Dickers, A. & Tietge, U.J.F (2010). Biliary cholesterol secretion: More than a simple ABC. *World J. Gastroenterol*: 16(47): 5936-5945.
- Hanson, N., Persson, S. and Å. Larsson (2009). Analyses of perch (*Perca fluviatilis*) bile suggest increasing exposure to PAHs and other pollutants in a reference area on the Swedish Baltic coast. *J. Environ. Monit.* 11:389-393
- Ratcovich, J., Nilsson, A., Carlsson, P., Brönmark, E., Kritzbeg (2013). Effekter av humöst och järnhaltigt vatten på kustnära ål. 8 sidor.
- Toxicon (2015a), Hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake i recipienten till Södra Cell Mörrum hösten 2014. Toxiconrapport 016-15. 36 s.
- Toxicon (2015b), Hälsotillstånd och fortplantning hos tånglake i recipienten till Stora Enso Nymölla AB hösten 2014. Toxiconrapport 017-15. 40 s.

6. BILAGA 1 - Tidstrendanalyser (förklaringsgrad)

Samtliga lokaler 1998-2014

	Alla	Ref-alla	Rec-alla	Rec-M	Rec-N	Hanö	Pukavik	Åhus	Kräken	Torhamn
Fettsyror	13,9	11,3	16,5	18,7	15,1	12,2	21,7	<10	37,2	<10
Fytosteroler	20,7	13,9	26,5	20,3	35,8	24,4	15,5	<10	<10	25,8
Steroler	31,3	26,8	35,5	35,3	37,7	36,3	30,8	35,7	25,6	23,9
Steroler-fytosteroler	29,3	25,8	32,3	32,5	34	35,3	29	38,8	25,4	19,2
Kolesterol	33,1	27,8	37,7	40,6	36,1	36,2	37,2	36,8	32,8	19,8
Hartsyror	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Gallprotein	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Naftalenmetaboliter	<10	10,7	<10	<10	13,6	<10	13,5	17	12,3	<10
1-OHpyrenmetaboliter	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	11,5	<10
Bensopyrenmetaboliter	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	10,5	<10
EROD	<10	<10	10,7	12,9	<10	12,8	<10	17,9	<10	<10
CYP1A (≥2006)	<10	<10	<10	14,2	<10	12,2	<10	15,2	11,4	<10
EROD/CYP1A (≥2006)	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
GST	18,1	23,2	14,4	19,8	<10	25	15,6	39,2	28,5	<10
GR	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	15,8	<10
Totalvikt	<10	<10	<10	<10	11,2	<10	<10	<10	<10	<10
Totallängd	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Somatisk vikt	<10	<10	<10	<10	10,7	<10	<10	<10	<10	<10
Somatisk konditionsfaktor	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
LTI	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
LSI	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
GSI	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
GSI2	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Totalvikt yngel	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Totalt antal yngel	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Medelvikt yngel	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
ESI	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Fekunditet	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Reproduktion	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Retarderade yngel < 15mm	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Retarderade yngel > 15mm	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Retarderade yngel, totalt	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Missbildade yngel, totalt	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Döda yngel < 15 mm	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Döda yngel > 15 mm	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Andel honyngel	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10



Samtliga lokaler 1998-2014

	Alla	Ref-alla	Rec-alla	Rec-M	Rec-N	Hanö	Pukavik	Åhus	Kräken	Torhamn
Fettsyror	13,9	11,3	16,5	18,7	15,1	12,2	21,7	<10	37,2	<10
Fytosteroler	20,7	13,9	26,5	20,3	35,8	24,4	15,5	<10	<10	25,8
Steroler	31,3	26,8	35,5	35,3	37,7	36,3	30,8	35,7	25,6	23,9
Steroler-fytosteroler	29,3	25,8	32,3	32,5	34	35,3	29	38,8	25,4	19,2
Kolesterol	33,1	27,8	37,7	40,6	36,1	36,2	37,2	36,8	32,8	19,8
Hartsyror	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Gallprotein	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Naftalenmetaboliter	<10	10,7	<10	<10	13,6	<10	13,5	17	12,3	<10
1-OHpyrenmetaboliter	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	11,5	<10
Bensopyrenmetaboliter	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	10,5	<10
EROD	<10	<10	10,7	12,9	<10	12,8	<10	17,9	<10	<10
CYP1A (≥2006)	<10	<10	<10	11,2	<10	12,2	<10	15,2	11,4	<10
EROD/CYP1A (≥2006)	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
GST	18,1	23,2	14,4	19,8	<10	25	15,6	39,2	28,5	<10
GR	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	15,8	<10
Totalvikt	<10	<10	<10	<10	11,2	<10	<10	<10	<10	<10
Totallängd	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Somatisk vikt	<10	<10	<10	<10	10,7	<10	<10	<10	<10	<10
Somatisk konditionsfaktor	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
LTI	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
LSI	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
GSI	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
GSI2	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Totalvikt yngel	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Totalt antal yngel	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Medelvikt yngel	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
ESI	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Fekunditet	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Reproduktion	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Retarderade yngel < 15mm	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Retarderade yngel > 15mm	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Retarderade yngel, totalt	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Missbildade yngel, totalt	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Döda yngel < 15 mm	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Döda yngel > 15 mm	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Andel honyngel	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10

Förklaringsgrad

0-≤10%
Mycket svag

>10-≤20%
Svag

>20-≤30%
Måttlig

>30-≤40%
God

>40%
Mycket god

Samtliga lokaler 2010-2014

	Alla	Ref-alla	Rec-alla	Rec-M	Rec-N	Hanö	Pukavik	Åhus	Kräken	Torhamn
Fettsyror	<10	<10	<10	14,7	<10	<10	18,4	44,2	32,5	<10
Fytosteroler	<10	<10	<10	20,4	<10	<10	12,9	<10	<10	12,7
Steroler	<10	18,8	<10	<10	<10	<10	<10	<10	20,6	51,6
Steroler-fytosteroler	11,6	21,8	<10	<10	<10	<10	<10	17,9	26,4	52,4
kolesterol	<10	14,5	<10	<10	<10	<10	<10	25,4	<10	32,3
Hartssyror	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Gallprotein	<10	<10	<10	<10	14,8	11,5	<10	<10	<10	11,4
Naftalenmetaboliter	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
1-OHpyrenmetaboliter	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	18,1	<10	<10
Bensopyrenmetaboliter	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
EROD	<10	<10	10,8	16,8	<10	<10	13,4	29,4	<10	<10
CYP1A (≥2006)	40,8	39,3	41,7	43,9	39,8	43,2	41,7	60,5	37,5	30,9
EROD/CYP1A (≥2006)	<10	11,8	<10	<10	14,9	13,9	<10	13,7	16	11,3
GST	18,1	23,2	14,4	<10	19,8	15,6	25	39,2	28,5	<10
GR	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	15,8	<10
Vakuoliseringsgrad	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA
Totalvikt	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	12	<10	<10
Totallängd	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	19,6	<10	<10
Somatisk vikt	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	11,6	<10	<10
Somatisk konditionsfaktor	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	11,1	<10
LTI	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	13,7	<10
LSI	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
GSI	<10	<10	11,3	11,9	<10	<10	13,6	<10	18,2	<10
GSI2	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Totalvikt yngel	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Totalt antal yngel	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	16,3	<10	<10
Medelvikt yngel	13,3	<10	16,1	11,7	20,1	14,8	<10	<10	<10	18,8
ESI	<10	<10	<10	<10	<10	<10	11,4	<10	17,6	<10
Fekunditet	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Reproduktion	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Retarderade yngel < 15mm	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Retarderade yngel > 15mm	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Retarderade yngel, totalt	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Missbildade yngel, totalt	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Döda yngel < 15 mm	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Döda yngel > 15 mm	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Andel honyngel	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10

Förklaringsgrad	0-≤10%	>10-≤20%	Måttlig	>20-≤30%	God	>30-≤40%	>40%
	Mycket svag	Svag	Måttlig		God		Mycket god

6. BILAGA 2 - Variansanalyser (p-värden)

ANOVA - Före/efter 2009/2010

	Alla	Ref-alla	Rec-alla	Rec-N	Rec-M	Hanö	Pukavik	Ahus	Kräken	Torhamn
Fettsyror	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001
Fytosteroler	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001
Steroler	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001
Steroler-fytosteroler	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001
Kolesterol	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001
Hartssyror	p=0,11	p=0,87	p=0,0087	p=0,0072	p=0,34	p=0,0257	p=0,13	p=0,35	p=0,0111	p=0,35
Gallprotein	p<0,0001	p=0,0004	p=0,27	p=0,0073	p=0,25	p=0,0045	p=0,05	p=0,088	p=0,66	p=0,0005
Naftalenmetaboliter	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001
1-OHpyrenmetaboliter	p<0,0001	p<0,0001	p=0,031	p=0,36	p<0,0001	p=0,071	p<0,0001	p=0,0056	p<0,0001	p=0,19
Bensopyrenmetaboliter	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p=0,0081	p<0,0001	p<0,0001	p=0,0040	p<0,0001	p<0,0001	p=0,25
EROD	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001
CYP1A (≥2006)	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p=0,0040	p<0,0001
EROD/CYP1A (≥2006)	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p=0,22	p<0,0001	p=0,055	p<0,0001	p=0,10	p<0,0001	p=0,028
GST	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA
GR	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA	EA
Totalvikt	p<0,0001	p=0,014	p<0,0001	p=0,99	p<0,0001	p=0,013	p=0,0008	p=0,0022	p=0,96	p=0,80
Totallängd	p<0,0001	p=0,039	p<0,0001	p=0,53	p<0,0001	p=0,16	p=0,0018	p=0,0397	p=0,96	p=0,49
Somatisk vikt	p<0,0001	p=0,064	p<0,0001	p=0,19	p<0,0001	p=0,13	p=0,0026	p=0,0066	p=0,74	p=0,91
Somatisk konditionsfaktor	p=0,59	p=0,84	p=0,51	p=0,061	p=0,080	p=0,80	p=0,24	p=0,15	p=0,35	p=0,041
LTI	p=0,97	p=0,49	p=0,83	p=0,077	p=0,0050	p=0,027	p<0,0001	p=0,099	p=0,0001	p=0,88
LSI	p=0,054	p=0,061	p=0,18	p=0,094	p=0,0012	p=0,66	p<0,0001	p=0,59	p<0,0001	p=0,41
GSI	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p=0,88	p<0,0001	p=0,33	p<0,0001	p=0,088	p=0,0044
GSIZ	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p=0,0029	p<0,0001	p=0,72	p<0,0001	p=0,54	p=0,088
Totalvikt yngel	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p=0,0021	p<0,0001	p=0,14	p<0,0001	p=0,89	p=0,071
Totalt antal yngel	p<0,0001	p=0,0004	p<0,0001	p=0,29	p<0,0001	p=0,0020	p<0,0001	p=0,0040	p=0,32	p=0,11
Medelvikt yngel	p=0,0087	p=0,022	p=0,097	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p=0,27	p=0,53
ESI	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p<0,0001	p=0,47	p<0,0001	p=0,53	p<0,0001	p=0,62	p=0,017
Fekunditet	p<0,0001	p=0,0017	p<0,0001	p=0,0055	p<0,0001	p=0,0030	p=0,0008	p=0,093	p=0,083	p=0,030
Reproduktion	p<0,0001	p=0,0014	p<0,0001	p=0,0025	p=0,0004	p=0,0008	p=0,0047	p=0,049	p=0,15	p=0,027
Retarderade yngel < 15mm	p=0,0031	p=0,22	p=0,0020	p=0,0059	p=0,29	p=0,0077	p=0,78	p=0,091	p=0,78	p=0,56
Retarderade yngel > 15mm	p=0,95	p=0,69	p=0,58	p=0,57	p=0,86	p=0,34	p=0,65	p=0,43	p=0,68	p=0,26
Retarderade yngel, totalt	p=0,038	p=0,54	p=0,0157	p=0,0252	p=0,61	p=0,018	p=0,12	p=0,12	p=0,68	p=0,80
Missbildade yngel, totalt	p=0,079	p=0,37	p=0,10	p=0,20	p=0,32	p=0,11	p=0,17	p=0,28	p=0,22	p=0,79
Döda yngel < 15 mm	p=0,0026	p=0,16	p=0,0030	p=0,0066	p=0,23	p=0,0044	p=0,62	p=0,051	p=0,78	p=0,53
Döda yngel > 15 mm	p=0,38	p=0,21	p=0,99	p=0,16	p=0,0013	p=0,25	p=0,017	p=0,52	p=0,39	p=0,17
Andel honyngel	p=0,42	p=0,90	p=0,28	p=0,12	p=0,74	p=0,29	p=0,80	p=0,82	p=0,75	p=0,88

Ej signifikant (dvs p<0,05)

Signifikant lägre 2010-2014

Signifikant högre 2010-2014