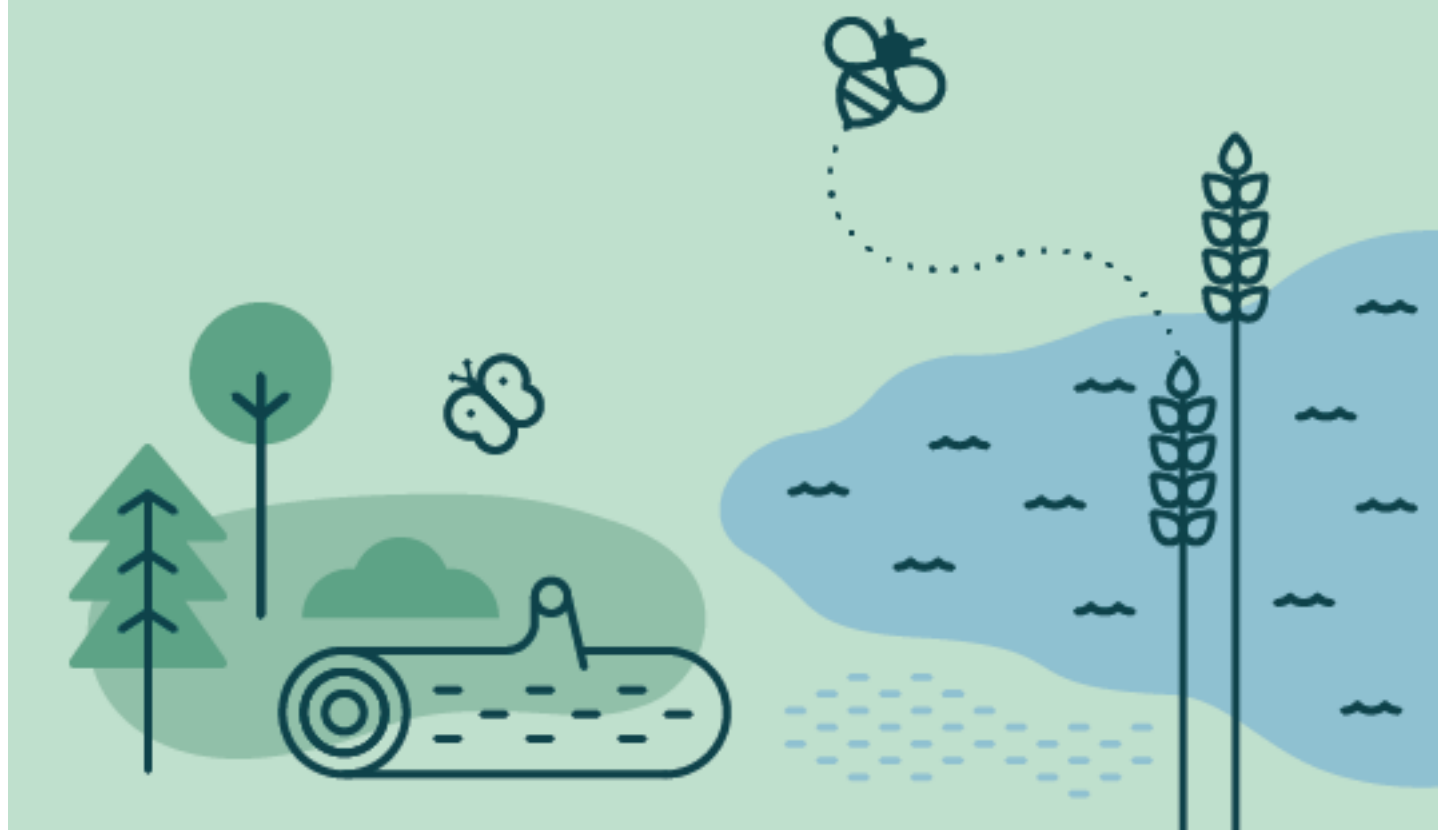


Effekter av tennorganiska föreningar

En undersökning av fem småbåtshamnar och två
naturhamnar i Göteborg stad 2023

Rapportnummer 2024:03



Förord

Miljöförvaltningen har låtit utföra analys av tennorganiska föreningar (TBT) i sediment och nätsnäcka, samt analys av effekter av TBT på nätsnäcka i småbåtshamnar och naturhamnar. Undersökningen ingår i miljöförvaltningens miljöövervakningsplan, som fastställs av miljö- och klimatnämnden i samband med att budgeten beslutas varje år. Rapporten innehåller resultat och jämförelse med gränsvärden för statusklassning, och kan användas som stödindikator för uppföljning av Göteborgs Stads miljö- och klimatprogram.

Effekter av tennorganiska föreningar

En undersökning av fem småbåtshamnar och två naturhamnar i Göteborg stad 2023

Göteborgs Stad, miljöförvaltningen

Författare: Marina Magnusson, Johanna Bergkvist & Karin Olsson

Granskad av: Åke Granmo

Foton: Marina Magnusson, Marine Monitoring AB

ISBN nr: 1401-2448

Vill du använda text eller bilder ur denna rapport citerar du: Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2024:03 Effekter av tennorganiska föreningar En undersökning av fem småbåtshamnar och två naturhamnar i Göteborg stad 2023

Detta är en rapport i miljöförvaltningens rapportserie. Hela rapportserien hittar du på <https://goteborg.se/mfrapporter>

Sammanfattning

Syftet med denna studie har varit att undersöka fem hamnar samt två naturhamnar med avseende på förekomst av organiska tennföreningar (däribland TBT). Undersökningen omfattar analys av sediment och vävnad hos nätsnäckor, och i vilken utsträckning denna exponering har gett upphov till effekter, som benämns imposex, hos snäckor. Resultaten tillsammans med tidigare undersökningar används sedan för uppföljning av målområdet Naturen inom Göteborgs stads nya miljö- och klimatprogram. Uppdraget har utförts av Marine Monitoring AB.

Imposex, som är en form av maskulinisering av honor, mäts som VDSI och förekom vid samtliga lokaler. Utifrån ett klassificeringssystem framtaget av OSPAR och kalibrerat mot EUs vattendirektiv, klassades statusen som otillfredsställande vid Hinsholmen, Fiskebäck, Näset och Vrångö samt som måttlig vid Amundö. Minskning av VDSI vid jämförelse med de tidigaste undersökningarna sågs vid Amundö och Hinsholmen. Samtliga sedimentprover tagna i hamnar hade halter över gränsvärdet för TBT och uppnår således inte god status.

Effekter av TBT sågs även i undersökta naturhamnar om än betydligt lägre än vad som sågs i småbåtshamnarna. Stora Rävholmen uppvisade god status både med avseende på imposex och koncentrationer av TBT i sedimenten. Stora Varholmen uppvisade ett VDSI som var marginellt över gränsen för god status och får liksom Amundö måttlig status. TBT i sedimentet detekterades endast i ett av två prover och då i en halt marginellt över gränsvärdet för TBT, vilket medför att lokalen inte uppnår god status.

De höga halterna av organiska tennföreningar i sedimenten från småbåtshamnarna samt effekterna dessa orsakar avspeglar sig även på statusbedömningen av de berörda ytvattenförekomsterna; Asperöfjorden, Askims fjord och Göteborgs S skärgårds kustvatten. Den kemiska statusen för samtliga dessa ytvattenförekomster bedömdes som ej god för den senaste förvaltningscykeln (2017–2021). På grund av att det anses som tekniskt omöjligt att i dagsläget uppnå god status så finns det även en tidsfrist som är satt till 2027. Utifrån resultaten från denna studie och tidigare är det dessvärre inte troligt att god status uppnås till 2027 eller 2030, som är Göteborgs stads tidsplan för sitt miljö- och klimatprogram. För att detta skall vara möjligt så behövs sannolikt undantag göras för hamnar i bedömningen av ytvattenförekomster. Det är även viktigt att fler lokaler utanför hamnområden omfattas i framtida undersökningar för att ge en bättre representativ bild av hela ytvattenförkomsten.

Innehåll

1	Inledning	5
2	Bakgrund	7
3	Syfte	9
4	Metoder och genomförande	10
4.1	Provtagning av ytsediment	10
4.2	Insamling av snäckor och analys av imposex.....	11
4.3	Kemisk analys av sediment och snäckvävnad	13
4.4	Statistisk analys	13
4.5	Statusbedömning.....	14
5	Resultat	16
5.1	Småbåtshamnar	20
5.2	Naturhamnar	34
5.3	Jämförelse mellan lokaler	36
5.4	Regressionsanalyser	42
5.5	Statusbedömning.....	44
6	Diskussion och slutsatser	46
6.1	TBT i sedimentet och påverkan på snäckor	46
6.2	Påverkanskällor och åtgärder	48
6.3	Bedömning av miljöpåverkan på ytvattenförekomst	50
6.4	Slutsatser	51
7	Referenser	53

1 Inledning

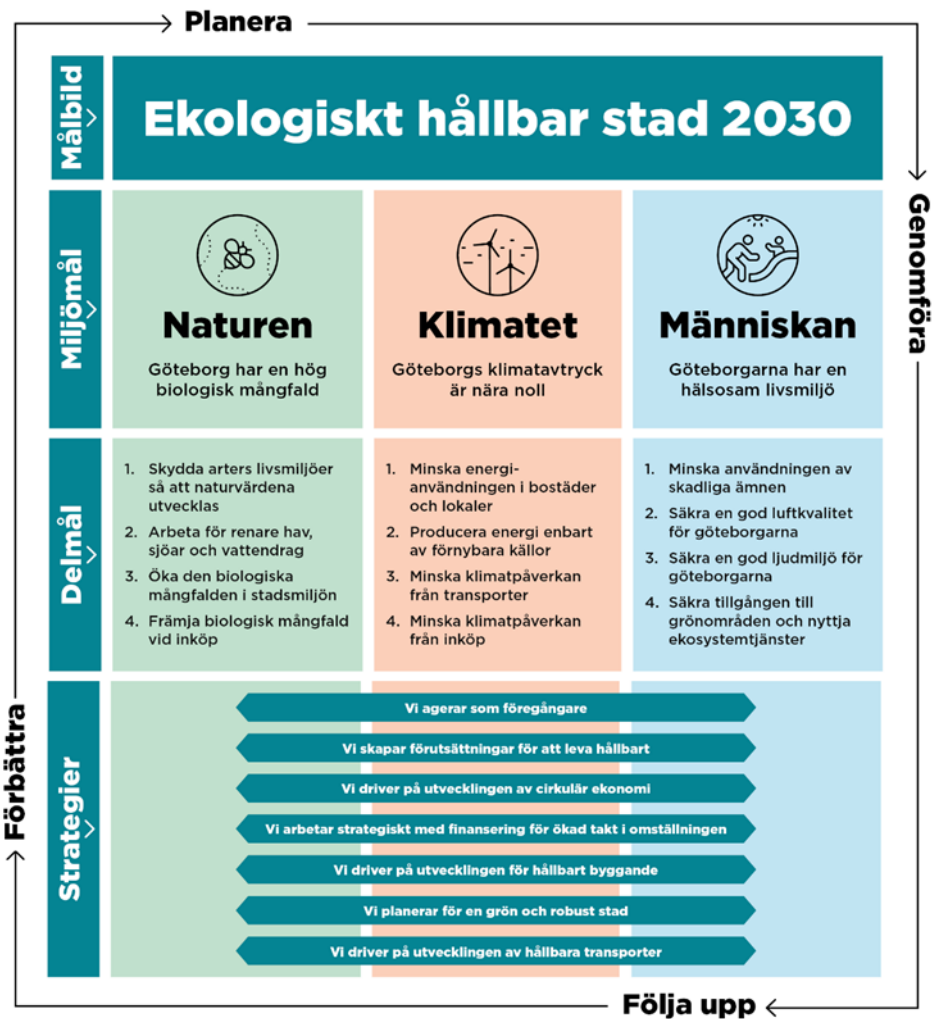
Göteborgs Stad har uppdaterat och justerat det tidigare miljöprogrammet, som numera har bytt namn till ”Göteborgs Stads miljö- och klimatprogram”.

Programmet togs i bruk våren 2021 och utgår från Agenda 2030, Parisavtalet och Sveriges nationella miljömålssystem. Det är ett styrande dokument med syfte att visa riktningen för ett långsiktigt och strategiskt miljöarbete där målet är att Göteborg ska vara en ekologiskt hållbar stad 2030.

I det tidigare programmet hade Göteborgs Stad tolv uppsatta miljömål varav ett var *Hav i balans samt levande kust och skärgård*. För att uppnå miljömålen användes så kallade indikatorer som var återkommande mätningar vilka visade en positiv eller negativ trend kopplad till ett mål. TBT i småbåtshamnar var en sådan indikator inom det tidigare programmet. Den är inte lika tydligt utpekad i det nya miljö- och klimatprogrammet, men kan användas som stödparameter för att uppnå miljömålet för målområdet *Naturen*.

Inom det nya programmet är fokus på tre målområden; *Naturen, Människan och Klimatet* (Figur 1). Miljömålet för *Naturen* är att *Göteborg har en hög biologisk mångfald*. Detta innebär att det senast 2030 skall finnas tillräckligt av förekommande naturtyper och livsmiljöer för att med rätt skötsel kunna bevara de arter som finns i kommunen samt ge förutsättningar för naturen att utveckla ekosystemtjänster.

För att nå upp till miljömålet finns ett flertal indikatorer bland annat *Andel ytvattenförekomster med god ekologisk status*. I dagsläget uppnår endast 17 procent av ytvattenförekomsterna i Göteborgs stad *god* ekologisk status och målet är att samtliga skall uppnå *god* ekologisk status till 2030. Påverkan från tributyltenn (TBT) är en av anledningarna till att kustvattenförekomsterna inte når *god* ekologisk status. Det är därför viktigt att fortsätta övervaka förekomst av och påverkan från TBT på djurlivet. Marine Monitoring AB har 2023 på uppdrag av Miljöförvaltningen i Göteborg utfört denna studie.



Figur 1. Sammanfattande bild som visar de tre miljömålen med tillhörande delmål samt miljö- och klimatprogrammets sju strategier. Bilden ringas in av miljöledningssystemets fyra aktiviteter för ett systematiskt miljöarbete: planera, genomföra, följa upp och förbättra. Bilden är hämtad från Göteborgs Stads miljö- och klimatprogram 2021–2030.

2 Bakgrund

Påväxt på båtar är och har alltid varit ett problem då båtens motstånd i vattnet ökar vilket medför en ökad bränsleförbrukning och ett ökat avgasutsläpp. Olika metoder har förekommit för att förhindra påväxten och en av de vanligaste är att måla skrovet med en ofta giftig substans för att förhindra att bland annat havstulpaner, musslor och alger sätter sig fast på skrovet. Organiska tennföreningar och framför allt tributyltenn (TBT) är en substans som är känd för att vara effektiv mot påväxtorganismer. TBT började användas i båtottenfärger på 60-talet, men i slutet av 70-talet insåg forskare att substansen var extremt toxisk för många marina organismer, bland annat blötdjur, hos vilka de kan ge upphov till störningar i hormonbalansen (Müller et al. 1989; Stewart et al. 1992). Hos honor av marina framgälade snäckor, exempelvis nätsnäckan *Tritia nitida* (tidigare kallad *Nassarius nitidus*) kan dessa hormonstörningar leda till bildningar av hanliga könskaraktärer, såsom penis och sädesledare (Joosse, 1983; Oehlmann et al. 1993). Detta beror på att TBT i sin konstruktion påminner om det hanliga könshormonet testosteron och kan därmed inducera bildningar av hanliga könskaraktärer hos juvenila honor. Detta fenomen kallas för imposex och är oåterkalleligt.

Känsligheten för organiska tennföreningar varierar hos olika arter och därmed kan graden av imposex också variera. Vanligtvis utvecklar honorna en pseudopenis och en sädesledare i motsvarande område som hanen har sin penis. Studier tyder på att det finns ett strikt samband mellan graden av imposex och nivån av TBT-exponering (Matthiessen and Gibbs, 1998). Hos en del arter, till exempel purpursnäckan, kan imposex leda till att honorna blir sterila med utrotning av lokala populationer som följd. Organiska tennföreningar kan även ge andra skador än imposex, exempelvis tros användningen av TBT bland annat påverka sillens stimbeteende samt orsaka hög dödlighet hos ostronlarver (Alzieu, 1991; Dyrinda, 1992).

För att skydda grunda kustområden från påverkan infördes i Sverige 1989 ett förbud mot användandet av båtottenfärger innehållande organiska tennföreningar på båtar under 25 meter. Det tog ytterligare nästan 20 år innan ett totalförbud, innefattande även större fartyg, var på plats. Den 5 oktober 2001 antog den internationella sjöfartsorganisationen (IMO) en juridiskt bindande internationell konvention om kontroll av skadliga antifoulingssystem på fartyg (AFS-konventionen), denna innebar att användning av tennorganiska föreningar (TBT) som antifoulingssystem på fartyg blev totalförbjudet från och med den 1 januari 2008.

Trots förbudet påträffas TBT fortfarande frekvent på båtskrov. Ämnet finns troligen kvar i gamla övermålad färglager som släpper från skroven i samband med högtryckstvätt, borsttvätt, skrapning, slipning och så vidare. I en studie finansierad av Havs- och vattenmyndigheten har ett analysinstrument utvecklats för att kunna identifiera förekomst och kvantifiera halten TBT i båtskrov, utan att göra någon åverkan på skrovet. Ytreberg et al. (2016) har visat att tennhalter högre än 400 µg/m² kunde detekteras på 32 av 200 båtar i Göteborgsområdet. Detta kan jämföras med att ett lager av en gammal tennfärg motsvarar cirka

800 µg/m². Höga halter av ämnet har också återfunnits i jord på båtuppställningsplatser, i dagvatten och i ytsediment i hamnar (Bengtsson & Wernersson, 2012). Liknande förhållanden förekommer också i varvsmiljöer. Förorenade hamnområden och hantering av fartyg på land bedöms vara av stor betydelse för den fortsatta tillförseln av TBT till den marina miljön. Ett sätt att minska denna påverkan har varit att installera spolplattor i anslutning till båttupptagningsplatser, där spillvattnet med mera från rengöringen av båtskrovet kan renas alternativt tas om hand som farligt avfall.

Halter av TBT förekommer inte endast i hamnmiljöer utan ses även spridda långt utanför. Inom det nationella övervakningsprogrammet av effekter av tennorganiska föreningar övervakas 28 stationer årligen med avseende på imposex. Övervakningen har pågått sedan 2003 och även om förbättringar ses så uppvisar merparten av lokalerna fortfarande effekter som härleds till TBT. Halterna är visserligen betydligt lägre än vad som sågs i hamnarna i denna rapport men de ger ändå upphov till irreversibla effekter på organismer. Främst har användningen av båtbottnfärg medfört att många värdefulla grundområden har påverkats negativt. Sammanfattningsvis kan det konstateras att trots att det finns ett förbud mot TBT i båtbottnfärger så har den tidigare mycket omfattande användningen satt spår i miljön.

3 Syfte

Syftet med denna studie är att undersöka fysiska förändringar hos nätsäckor, så kallad imposex, som tyder på påverkan av tributyltenn (TBT), samt att dokumentera halter av tennorganiska föreningar i nätsäckor och ytsediment från fem småbåtshamnar och två naturhamnar (Figur 2). Den trend för belastningen av dessa ämnen som resultaten bildar tillsammans med resultat från tidigare undersökningar används därefter som stödparameter till indikator för uppföljning av Göteborgs Stads nya miljö- och klimatprogram.

Nytt för 2023 års studie är att småbåtshamnarna Björlanda kile samt Önnereds båtlag har ersattas av två områden som används frekvent av fritidsbåtar så kallat naturhamnar. Områdena har valts utifrån ”Strava global heatmap”, vilken visar förekomst av aktivitet baserat på signaler från mobiltelefoni vilket i sin tur antyder en frekvent förekomst av fritidsbåtar.



Figur 2. Karta över undersökta småbåtshamnar (röda cirklar) och naturhamnar (blå cirklar) i Göteborgs Stad 2021.

4 Metoder och genomförande

Uppdraget är utfört av Marine Monitoring AB, där Marina Magnusson varit projektledare och ansvarat för genomförandet av studien. Både sediment och nätsnäcksvävnad analyserades kemiskt med avseende på innehållet av organiska tennföreningar, därtill analyserades även alla snäckor med avseende på förekomst av imposex. Totalt besöktes fem småbåtshamnar och två naturhamnar i Göteborgs Stad under perioden 13 september - 27 oktober 2023.

4.1 Provtagning av ytsediment

Provtagning av TBT inom Göteborgs Stad har utförts vart tredje år sedan 2008. Två ytsedimentprover har tagits i varje hamn. Fram till och med 2014 togs ett prov långt in i varje hamn (kallad *inre*) och ett i ytterkant (kallad *yttre*) för att se om det gick att observera en avtagande effekt. Vid 2017 års provtagning flyttades den yttre provpunkten till den punkt där insamling av nätsnäckor sker (kallad *nät*), detta för att möjliggöra en tydligare koppling mellan analyserade snäckor och analyserat sediment. Undantag finns där sedimentet inte har varit lämpligt för kemisk analys på grund av ett för stort inslag av sand. I dessa fall har provtagning av sediment skett vid samma yttre provpunkt som vid tidigare undersökningar. I de båda naturhamnarna togs ett sedimentprov vid fångstplatsen för nätsnäckorna samt ett sedimentprov en bit ifrån.

Provtagningar av sediment utförda 2010, 2011 och 2014 bestod enbart av ett replikat. Från och med 2017 har tre replikat samlats in, vilka har slagits ihop (poolats) till ett gemensamt prov som sedan lämnats för kemisk analys. Av de tre replikaten togs ett prov i en central punkt enligt koordinater från tidigare provtagning. Därefter togs ytterligare två prover inom en radie av 1,5 meter från det första replikatet, men inte närmare varandra än en meter. Provtaget substrat i de olika replikaten skall vara homogent och finkornigt, exempelvis lera. Ett lerigt substrat innehåller fler partiklar och därmed en större yta som TBT kan binda till än ett sandigt substrat, vilket är anledningen till att TBT-halten blir högre i ett finpartikulärt substrat än i ett sandigt. Om substratet var för grovkornigt, det vill säga hade ett dominerande inslag av sand eller grus, flyttades provet, om möjligt, till ett bättre område. 2023 års sedimentprovtagning följer samma upplägg som 2017.

Totalt togs 14 sedimentprover med ponar-huggare enligt tillämpade delar i Naturvårdsverkets undersökningstyp för sediment (Leonardsson, 2005) (Figur 3). Hugget togs manuellt genom att långsamt ställa ner huggaren i öppet läget på sedimentbotten. Därefter gjordes ett ryck i linan så att spärren på huggaren släppte varpå ett hugg av sedimentet togs när redskapet drogs upp. Väl uppe på båtdäck alternativt brygga öppnades luckorna i överkant för kontroll av att ytsedimentet var orört och lämpligt för kemisk analys. Därefter fotograferades sedimentytan innan 0–2 cm av det översta ytskiktet skrapades av för att läggas i 100 ml plastburkar anpassade för aktuell analys. Proverna transporterades därefter till Marine Monitoring AB:s laboratorium där de förvarades i fryns innan transport till ALS Scandinavia AB för kemisk analys.



Figur 3. Provtagning av sediment med ponarhuggare. Fotograf Marina Magnusson, Marine Monitoring AB®.

4.2 Insamling av snäckor och analys av imposex

Undersökningen av förekomst av imposex hos snäckor utfördes enligt standardmetodik för imposex rekommenderad av OSPAR, "JAMP Guidelines for contaminant-specific biological effects monitoring (Technical Annex 3: TBT-specific biological effects monitoring)" (OSPAR, 2008–09). Imposex innebär en gradvis utveckling av pseudopenis och sädesledare hos honor till följd av exponering av organiska tennföreningar. Parametrar som analyserades var "Vas Deferens Sequence Index" (VDSI) samt snäckvävnadens innehåll av organiska tennföreningar. Nätsnäckan *Tritia nitida* användes som indikatorart.

Nätsnäckorna fångades in på ett djup av 0,5–3,0 meter med hjälp av fällor betade med fisk. De djur som analyserades valdes utifrån storlek och skalskick för att få en representativ åldersklass. För att uppnå maximal avslappning hos snäckorna sövdes de i 7 procent lösning av magnesiumklorid ($MgCl_2$) i cirka 20–30 minuter innan analys. Detta förfarande underlättar mätproceduren och ger data som är mer reproducerbara och tillförlitliga. För mätning av skalhöjd användes ett digitalt skjutmått medan penislängd och imposexstadium analyserades i en stereolupp (Figur 4). Innan imposexanalys och mätning av penis kunde genomföras knäcktes skalet med hjälp av ett skruvstäd och själva snäckan plockades ut med en pincett. Alla längdparametrar mättes med en noggrannhet av 0,01 mm. Utvecklingen av imposex hos nätsnäckor kan delas in i fem olika stadier (0–4) där 0 är en normal hona och 4 är en hona med penis och en sädesledare som sträcker sig fram till (stadie 4) eller förbi honans könsöppning (stadie 4+) (Figur 4). Varianter finns av stadie 1 och 3 där de vanligaste betecknas med A eller B i tillägg till siffran. A innebär att utvecklingen av imposex startar med bildandet av en penis; B innebär att utvecklingen av imposex startar med bildandet av en sädesledare. Det är dock siffran som anger värdet på stadiet och som ingår i beräkningen av VDSI.

För varje lokal beräknades ett värde på VDSI genom att summan av imposexstadiet hos samtliga undersökta honor delades med antalet analyserade honor enligt nedan. En lokal med ett högt VDSI indikerar alltså en mycket påverkad lokal.

$$\text{VDSI} = \frac{\text{summan av imposexstadiet hos alla undersökta honor}}{\text{antalet undersökta honor}}$$



Figur 4. De övre bilderna visar fångst samt analys av nätsnäckor. Den nedre bilden visar en honnsnäckas som uppvisar det högsta VDSI stadiet 4+. Fotograf Marina Magnusson, Marine Monitoring AB®.

4.3 Kemisk analys av sediment och snäckvävnad

Den kemiska analysen av sediment och snäckvävnad utfördes av det ackrediterade laboratoriet ALS Scandinavia AB. För analys av sediment användes ytsediment (0–2 cm) från tre poolade sedimentprov per hamn. För vävnadsanalys användes alla honor vilka hade analyserats med avseende på imposex, dessa poolades till ett vävnadsprov från varje hamn. Ämnen som analyserades var monobutyltenn (MBT), dibutyltenn (DBT), tributyltenn (TBT), tetrabutyltenn (TeBT) monooktyltenn (MOT), dioktyltenn (DOT), tricyklohexyltenn (TricyHexT) monofenyltenn (MPhT), difenyltenn (DPhT) och trifenyltenn (TPhT). Detektionshalten för samtliga ämnen var 1 µg/kg våtvikt i biota och 1 µg/kg torrsubstans i sediment.

4.4 Statistisk analys

Eventuella förändringar över tid och mellan lokaler av VDSI har analyserats för småbåtshamnarna. En 2-vägs ANOVA med lokal (Hinsholmen, Fiskebäck, Näset, Amundö och Vrångö) och år (2008, 2011, 2014, 2017, 2020 och 2023), samt interaktion mellan lokal och år, som faktorer genomfördes med VDSI som beroendevariabel. Därtill har även en 1-faktors ANOVA utförts med lokal (Hinsholmen, Fiskebäck, Näset, Amundö, Vrångö, Stora Varholmen och Stora Rävholmen) som faktor och graden av imposex (VDSI) som beroende variabel. Analyserna gjordes i R version 4.3.2 (2023). Levene's test användes för kontroll av homogena varianser och post-hoc analys (Tukeys HSD) genomfördes vid signifikanta skillnader mellan lokaler och år. Det bör dock noteras att data inte har varit homogena trots transformering, varför det finns risk att signifikanta resultat inte är korrekta. Heterogena varianser är dock inga större problem när antal prover (n) i varje behandlingsgrupp är balanserade (det vill säga ungefär samma i alla grupper) och relativt stora, oftast mer än 5 behandlingar och n större än 6, eftersom ANOVA är tillräckligt robust för detta (Quinn, 2002) (Underwood AJ., 1997).

De statistiska analyserna av VDSI har även kompletterats med ordinalregressioner (proportional odds models), vilket är den analysmetod som ICES (International Council for the Exploration of the Sea) använder sig av (https://dome.ices.dk/OHAT/trDocuments/2023/help_methods_biota_imposex.html). Ordinalregressioner kan vara lämpliga när svarsvariabeln på ordinalskala, det vill säga svarsvariabelns värden är ordnade även om avståndet mellan de olika stegen inte är konstant, såsom vore fallet vid en intervallskala. I den här analysen är VDSI på skala 0–4, ordnade som $0 < 1 < 2 < 3 < 4$, men avståndet mellan 0–1 är inte nödvändigtvis samma som avståndet 1–2. Istället för att modellera en rät linje ($y = b \times x + a$) så som görs i en linjärregression modelleras sannolikheten för ett visst utfall och sannolikheten för att inte få det utfallet (det vill säga oddsen).

Vidare har sambandet mellan VDSI och halten TBT i vävnaden samt sambandet mellan halten TBT i vävnaden och halten TBT i sedimentet analyserats statistiskt i linjära regressionsanalyser. Analysen har utförts för varje år men även för alla år sammanslagna (se avsnitt 5.4). I dessa analyser har huvudsakligen data från sedimentprover tagna närmast lokalen för provtagningen av snäckorna använts. Notera även att nämnda regressionsanalyser också har utförts för summan av TBT och dess nedbrytningsprodukter DBT och MBT.

4.5 Statusbedömning

För varje hamn utfördes en statusbedömning med avseende på imposex och halt av TBT i sedimentet utifrån gällande kriterier (Tabell 1). Bedömning av status med avseende på imposex var i enlighet med OSPAR (CEMP *assessment report: 2008/2009 - Assessment of trends and concentrations of selected hazardous substances in sediments and biota*). Statusbedömning av sedimentet utfördes i enlighet med Havs- och vattenmyndighetens författningssamlingar, HVMFS 2019:25, där gränsvärdet för TBT i sediment anges till 1,6 µg/kg TS för ett sediment med en total organisk kolhalt (TOC) motsvarande 5 procent. Gränsvärdet är riskbaserat och vid halter under 1,6 µg/kg bedöms den kemiska statusen i sedimentet som god och ingen negativ effekt förväntas. Det kan dock noteras att inom HELCOMs arbete med riskbedömningar har gränsvärdet för TBT i sediment sänkts från 1,6 till 1,3 µg/kg TS utifrån nytillkommen data (HELCOM, 2023).

Notera att halter angivna i denna rapport inte är normaliserade utifrån en 5 procent TOC-halt, då detta inte har gjorts vid tidigare studier. Den normaliserade halten TBT har dock beräknats för 2023 års provtagning, för att kontrollera om det överstiger gränsvärdet om 1,6 µg/kg TS eller ej.

Utöver klassning utifrån riskbedömning så har även en klassning utifrån förekomst av organiska tennföreningar i sedimentet utförts. Ett referensverktyg framtaget av svenska Naturvårdsverket i samarbete med Sveriges geologiska undersökning (SGU) (Josefsson, 2017) har använts. Verktöget kan nyttjas för bedömningar av nivån på ett sediments föroreningshalt i förhållande till andra marina sedimentprover, tagna i svenskt vatten under perioden 1986–2014. Verktöget omfattar bland annat TBT, DBT och MBT, vilka har analyserats i ca 300 prover. Det är dock viktigt att notera att klasserna i detta verktyg inte är kopplade till förekomst av negativa effekter i miljön utan de är endast till för att bedöma nivån på halterna i förhållande till hur det ser ut i marina sedimenten i Sverige.

I tidigare studier har bedömning även gjorts utifrån norska kriterier för TBT (Miljödirektoratet, 2020). Dessa är indelade i effektbaserade respektive förvaltningsbaserade gränsvärden. Gränsvärdet för den högsta klassen (V) avseende effektbaserade värden är en TBT-halt högre än 0,003 µg/kg TS vilken anses innebära omfattande toxiska effekter. Halten TBT i samtliga sedimentprover överskred de norska effektbaserade gränsvärdena men även det svenska gränsvärdet för sediment (1,6 µg/kg TS), varför de norska

förvaltningsbaserade gränsvärdena har använts vid tidigare studier. I denna rapport kommer dock de norska förvaltningsbaserade värdena endast att markeras i Tabell 2 men bara när de avviker ifrån klassningen i det svenska referensverktyget. Det är främst de två högsta klasserna i respektive system som skiljer sig åt. Annars berörs inte de norska förvaltningsbaserade värdena ytterligare i denna rapport. Svenska kriterier för trifenylytenn (TPhT) saknas dock, varför norska kriterier (Miljödirektoratet, 2020) innefattande effektbaserade gränsvärden har använts där halter av TPhT har detekterats.

Tabell 1. Gränsvärden som har använts för statusbedömning med avseende på förekomst av imposex uttryckt som VDSI i nätsnäcka samt halter av TBT respektive TPhT i sedimenten.

VDSI	A	B	C	D	E
	Bakgrund	God	Måttlig	Otillfredsställande	dålig
Nätsnäcka (OSPAR, 2009) ¹	<0,3		0,3–<2	2–3,5	>3,5
Svenskt kriterium ²	God status			Ej god status	
TBT Sediment (µg/kg TS)	<1,6 µg/kg TS			>1,6 µg/kg TS	
Svenska jämförelsehalter ³ (µg/kg TS)	1	2	3	4	5
	Mycket låg	Låg	Medelhög	Hög	Mycket hög
MBT i sediment	-	<1	1–10	10–20	≥20
DBT i sediment	-	<1	1–10	10–26	≥26
TBT i sediment	-	<1	1–19	19–55	≥55
Norska kriterium ⁴	I	II	III	IV	V
	Bakgrund	God	Moderat	Dålig	Mycket dålig
Effektbaserade halter		<0,002	0,002–0,016	0,016–0,032	>0,032
Förvaltningsmässiga halter	<1	1–5	5–20	20–100	>100
Norska kriterium ⁴	I	II	III	IV	V
	Bakgrund	God	Moderat	Dålig	Mycket dålig
Effektbaserade halter		<0,036	0,036–0,67	0,67–6,7	>6,7

1. OSPAR (2009). CEMP assessment report 2008/2009 – Assessment of trends and concentrations of selected hazardous substances in sediment and biota.

2. HVMFS 2019:25 Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om Klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.

3. Josefsson, S., 2017, Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment november 2017, SGU-rapport 2017:12.

4. Miljödirektoratet. 2020. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020. Veileder M-608. 2016.

5 Resultat

Totalt besöktes fem småbåtshamnar samt två naturhamnar, från vilka sediment och nätsnäckor undersöktes (Figur 5). Nätsnäckor hittades vid samtliga lokaler och totalt fångades cirka 70–80 individer per station och av dessa analyserades 50 djur med avseende på imposex. Antal honor per lokal varierade mellan 24 och 48 individer. Sedimentprover togs vid två stationer i samtliga hamnar. Sedimentprover togs även i naturhamnarna, ett på samma position eller relativt nära där snäckorna fångades samt ett något längre ifrån, beroende på typ av substrat.

Nedan ges en beskrivning av besökta hamnar samt resultaten från sediment-, vävnads- och imposexanalys, vilka även redovisas i Tabell 2, Tabell 3, Tabell 4 och Tabell 5. För varje hamn görs även om möjligt en jämförelse med studier utförda 2004 (Magnusson et. al., 2005), 2008 (Magnusson et. al., 2009), 2010 (Bengtsson & Cato, 2011), 2011 (Magnusson et. al., 2011), 2014 (Miljöförvaltningen, 2014), 2017 (Miljöförvaltningen, 2018) och 2020 (Miljöförvaltningen, 2020). Vid hänvisning till dessa studier i nedanstående text kommer endast året som de är utförda under att användas. Därefter görs en kort jämförelse mellan samtliga stationer. Observera att organiska tennföreningar som vanligen inte observeras i vävnad (TeBT, MOT, DOT och TrichyHexT) eller i sediment (TeBT, MOT, DOT, TrichyHexT, MPhT, DPhT och TPhT) har utelämnats i figurerna för vävnads- och sedimentanalyser vid samtliga stationer. De kommenteras endast i texten men återfinns även i Tabell 2.

I resultatsdelen diskuteras vävnads- och sedimentanalys till stor del utifrån kvoten av TBT och summan av dess nedbrytningsprodukter DBT och MBT och benämns då som ”kvoten”. En långt gången nedbrytningsprocess har en kvot under 1, medan en kvot över 1,5 visar på en relativt opåverkad sammansättning av organiska tennföreningar. Enligt Bengtsson & Cato (2011) är detta en bra indikator på nedbrytning av organiska tennföreningar i sedimentet där en kvot på $< 0,8$ inte innebär ett nytillskott; $0,8–1,0$ -litet nytillskott; $1,0–1,5$ -märkbart nytillskott och $> 1,5$ - stort nytillskott. Observera att när det gäller kvoten i vävnaden hos nätsnäcka så ger denna en ögonblicksbild av om snäckan är exponerad för TBT eller ej. Denna information är sedan viktig för att tolka resultatet från analysen av imposex. De morfologiska förändringar som imposex medför utvecklas i juvenila snäckor och är inte reversibla. Eftersom de nätsnäckor som analyseras vanligen är kring minst fem år finns det en möjlighet att de uppvisar imposex trots att de inte längre exponeras för TBT.



Figur 5. Kartor över samtliga hamnar och naturområden med stationer för provtagning av sediment och nätsäckor. Källa flygfoto: ©2024 Google. ©2024 Aerodata International Survey, Airbus, CNES/Airbus, Lantmäteriet/Metria, Maxar Technologies, Kartdata ©2024.

Tabell 2. Sammanställning av data från den kemiska analysen av sedimentet samt vävnad hos nätsnäcka. Observera att då halter av TBT vid samtliga sedimentstationer i hamnar överskrider det svenska gränsvärdet för god status (1,6 µg/kg TS; TOC 5 procent) har klassningen utgått ifrån svenska jämförelsehalter (Josefsson, 2017) för monbutyltenn (MBT), dibutyltenn (DBT) och tributyltenn (TBT). För trifenyлтenn (TPhT) har norska gränsvärden (Miljødirektoratet, 2020) använts. Halter av TBT där den norska klassningen är lägre än den svenska har markerats med en *. Notera att år 2023 fångades nätsnäcka vid sedimentlokalen Näset inre och inte som tidigare vid Näset nät.

Nätsnäcke-stationer (µg/kg TS)	MBT	DBT	TBT	TeBT	MOT	DOT	Tricy-HexT	MPhT	DPhT	TPhT	Kvoten ¹	
Hinsholmen	14	43	49	<2,9	<2,9	<2,9	<2,9	<2,9	<2,9	16	0,9	
Fiskebäck	42	130	192	<3,2	<3,2	<3,2	<3,2	6	7	101	1,1	
Näset	61	118	142	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	3	30	0,8	
Amundö	8	10	39	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	<3,0	6	2,1	
Vrångö	31	80	146	<3,0	<3,2	<3,2	<3,2	4	4	30	1,3	
Stora Varholmen	<3,1	<3,1	<3,1	<3,1	<3,1	<3,1	<3,1	<3,1	<3,1	<3,1	-	
Stora Rävholmen	<3,1	<3,1	6,2	<3,1	<3,1	<3,1	<3,1	<3,1	<3,1	<3,1	-	
Sedimentstationer (µg/kg TS)												
Hinsholmen inre/nät	52	140	94*	<1	<1	<1	<1	3	1	1	0,5	
Hinsholmen yttre	6	21	23	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	0,9	
Fiskebäck inre	<1	263	241	22	<1	<1	<1	<1	<1	5	0,9	
Fiskebäck nät	9	438	189	9	<1	<1	<1	<1	<1	5	0,6	
Näset inre	6	253	566	7	<1	<1	<1	<2	4	5	2,2	
Näset nät	<1	51	58*	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1,1	
Amundö inre	2	201	392	<1	<1	<1	<1	<1	<1	3	1,9	
Amundö nät	<1	15	13	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	0,8	
Vrångö inre	3	288	1250	21	<1	<1	<1	<1	<1	<1	4,3	
Vrångö mitt	5	37	26	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	0,6	
St Varholmen Sed 1	<1	9	4*	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	0,0	
St Varholmen Sed 2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	0,5	
St Rävholmen Sed 1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	0,0	
St Rävholmen Sed 2	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	0,0	
Svenskt gränsvärde ²	God status			Ej god status								
TBT Sediment (µg/kg TS)	<1,6 µg/kg TS			>1,6 µg/kg TS								
Svenska jämförelsehalter ³ (µg/kg TS)	1	2	3	4	5							
	MKT LÅG	LÅG	MEDELHÖG	HÖG	MKT HÖG HALT							
MBT i sediment	-	<1	1–10	10–20	≥20							
DBT i sediment	-	<1	1–10	10–26	≥26							
TBT i sediment	-	<1	1–19	19–55	≥55							
Norska gränsvärden ⁴ (µg/kg TS)	BAKGRUND	II	III	IV	V							
	ND	GOD	MODERAT	DÄLIG	MYCKET DÄLIG							
TBT i sediment	<1	1–5	5–20	20–100	>100							
TPhT i sediment		<0,036	0,036–0,67	0,67–6,7	>6,7							

1. TBT/(MBT+DBT)

2. HVMFS 2019.25 Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om Klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.

3. Josefsson, S., 2017. Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment. SGU rapport 2017:12.

4. Miljødirektoratet. 2020. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020. Veileder M-608. 2016.

Tabell 3. Sammanställning av VDSI hos nätsnäcka samt statusklassning för samtliga år i enlighet med OSPAR 2009 (grönt=god status; gult=måttlig status; orange=otillfredsställande status; rött=dålig status).

Småbåtshamnar	VDSI						
	2004	2008	2011	2014	2017	2020	2023
Hinsholmen	-	3,9	3,1	2,2	2,8	2,1	2,7
Fiskebäck	-	-	4,0	3,4	3,5	3,4	3,3
Näset	-	3,2	2,4	1,3	1,8	1,8	2,4
Amundö	3,3	2,1	1,4	1,3	1,3	1,4	1,1
Vrångö	-	2,8	2,9	3,5	3,6	3,3	3,3
Naturhamnar	2004	2008	2011	2014	2017	2020	2023
Stora Varholmen	-	-	-	-	-	-	0,3
Stora Rävholmen	-	-	-	-	-	-	0,3

Tabell 4. Sammanställning över halten TBT i sediment för samtliga år. Klassning av TBT är i enlighet med Josefsson (2017).

Småbåtshamnar	TBT (µg/kg TS)						
	2004	2010	2011	2014	2017	2020	2023
Hinsholmen innersta	-	510	-	-	-	-	-
Hinsholmen inre/nät	-	180	130	50	205	48	94
Hinsholmen yttre	-	-	71	12	68	29	23
Fiskebäck inre	-	-	1200	130	335	8	241
Fiskebäck yttre	-	-	160	40	-	-	-
Fiskebäck nät	-	-	-	-	483	206	289
Näset inre	-	220	450	840	448	151	566
Näset mellan/nät	-	-	73	-	91	78	58
Näset yttre	-	-	19	15	-	-	-
Amundö inre	350	290	170	260	133	91	392
Amundö yttre	-	-	47	25	-	-	-
Amundö nät	-	-	-	-	33	16	13
Vrångö inre	-	-	79	20	306	11	1250
Vrångö mitt	-	-	56	29	85	451	26
Naturhamnar							
Stora Varholmen Sed 1	-	-	-	-	-	-	4
Stora Varholmen Sed 2	-	-	-	-	-	-	<1
Stora Rävholmen Sed 1	-	-	-	-	-	-	<1
Stora Rävholmen Sed 2	-	-	-	-	-	-	<1
Svenska jämförelsehalter ¹ (µg/kg TS)	1 MKT LÅG	2 LÅG	3 MEDELHÖG	4 HÖG	5 MKT HÖG		
MBT i sediment	-	<1	1–10	10–20	>20		
DBT i sediment	-	<1	1–10	10–26	>26		
TBT i sediment	-	<1	1–19	19–55	>55		

1. Josefsson, S., 2017. Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment. SGU Rapport 2017:12

Tabell 5. Sammanställning över halten TPhT i sediment för samtliga år. Klassning av TPhT är i enlighet med Miljödirektoratet (2020).

Småbåtshamnar	TPhT (µg/kg TS)					
	2004	2011	2014	2017	2020	2023
Hinsholmen innersta	-	-	-	-	-	-
Hinsholmen inre/nät	-	<2,0	4,6	2,7	<1	1
Hinsholmen yttre	-	<2,0	<3,0	<1	1,2	<1
Fiskebäck inre	-	31	<5,0	3,9	<1	5
Fiskebäck yttre	-	<2,0	<5,0	-	-	-
Fiskebäck nät	-	-	-	7,9	3,9	5
Näset inre	-	6	<5,0	9,7	<1	5
Näset mellan/nät	-	<1,0	-	1,2	<1	<1
Näset yttre	-	<1,0	<5,0	-	-	-
Amundö inre	9	<2,0	7,4	1,2	<1	3
Amundö yttre	-	<2,0	<3,0	-	-	-
Amundö nät	-	-	-	<1	<1	<1
Vrångö inre	-	<5,0	<5,0	2,1	<1	<1
Vrångö mitt	-	<1,0	<5,0	2,7	2,9	<1
Naturhamnar						
Stora Varholmen Sed 1	-	-	-	-	-	<1
Stora Varholmen Sed 2	-	-	-	-	-	<1
Stora Rävholmen Sed 1	-	-	-	-	-	<1
Stora Rävholmen Sed 2	-	-	-	-	-	<1
Norska Gränsvärden¹ (µg/kg TS)	I BAKGRUND	II GOD	III MODERAT	IV DÄLIG	V MKT DÄLIG	
TPhT i sediment	-	<0,036	0,036–0,67	0,67–6,7	>6,7	

1. Miljödirektoratet (2020). Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota - revidert 30.10.2020. Veileder M-608/2016.

5.1 Småbåtshamnar

Småbåtshamnar som undersöktes var Hinsholmen, Fiskebäck, Näset, Amundö samt Vrångö hamn. Samtliga har undersökts vid ett flertal tidigare tillfällen. Hinsholmen och Fiskebäck drivs av Grefab som ägs av Göteborgs stad, Mölndals stad, Partille kommun och Ale kommun. Övriga hamnar drivs i privat regi.

5.1.1 Hinsholmen

I Hinsholmskilen ligger den näst största småbåtshamnen av de som ingår i denna undersökning. Totalt ryms 1500 båtar i denna långsmala kil och cirka 850 båtar tas upp här varje höst. Vid den första provtagningen 2008 koncentrerades fisket efter nätsnäckor till de inre delarna av kilen (brygga Å-Ö), men då det var svårt att få tillräckligt med djur flyttades fångstområdet till den nuvarande platsen (brygga Q-P). Denna är belägen i närheten av några av de mastningskranar som finns i hamnen och fångsten har varit tillfredställande samtliga år.

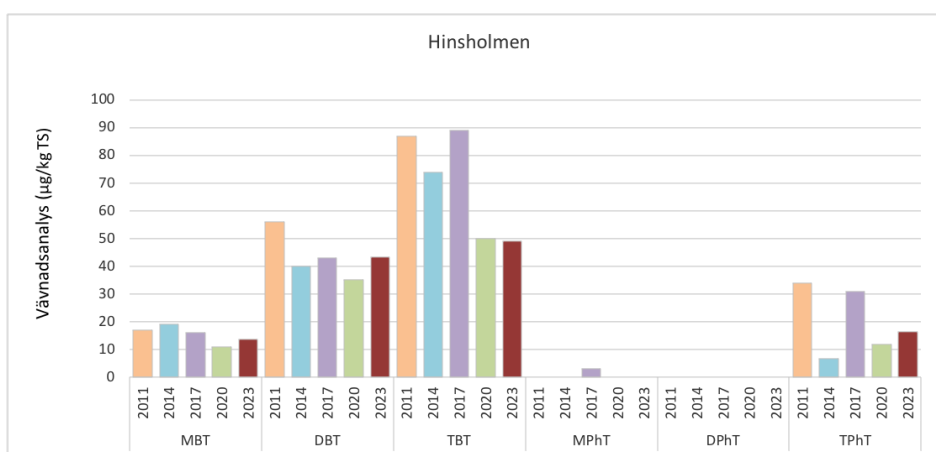
5.1.1.1 Imposex

Fångsten av nätsnäckor bestod 2023 av cirka 200 snäckor, huvudsakligen vuxna djur med en medelskallängd på 20,2 millimeter. Av de 50 djur som analyserades var 44 honor varav 91 procent uppvisade något stadium av imposex. Det vanligaste stadiet var 3A, vilket innebär att honsnäckan har utvecklat både penis och sädesledare. VDSI för denna lokal beräknades till 2,7 och området klassades som *otillfredsställande* med avseende på effektparametern imposex (Tabell 3). Analysen av vävnaden från snäckorna visade på ett innehåll av TBT och dess nedbrytningsprodukter DBT och MBT med en kvot på 0,9 men även TPhT påträffades i vävnaden (Figur 6; Tabell 2). Kvoten visade på att snäckorna lever i TBT-haltigt sediment som ger ett *litet nytillskott*.

5.1.1.1.1 Tidigare studier

Tidigare provtagningar av nätsnäckor med avseende på analys av imposex har skett vid denna hamn 2008, 2011, 2014, 2017 och 2020. I samtliga studier med undantag för 2008 analyserades även halten organiska tennföreningar i vävnaden. Resultaten visade på ett likartat vävnadsinnehåll av MBT och DBT över tiden (Figur 6). TBT samt TPhT har minskat i vävnaden de två senaste mättillfällena (2020 och 2023). VDSI varierar något mellan de olika mättillfällena och åren 2014 och 2020 har uppvisat de lägsta värdena. Statusen för lokalen har dock varit otillfredsställande hela perioden med undantag för år 2008 (Tabell 3) då den var dålig. Det höga VDSI-värdet 2008 berodde sannolikt på att snäckorna fångades längst in i Hinsholmskilen där halten TBT i sedimentet (Hinsholmen innersta) var betydligt högre än vid den lokal (Hinsholmen inre) där de har fångats efterföljande år.

VDSI har även varit signifikant lägre ($p < 0,05$) åren 2014, 2020 och 2023 vid jämförelse med år 2008. För perioden 2011–2023, då snäckorna insamlades på samma position sågs en signifikant skillnad endast mellan åren 2011 och 2020.



Figur 6. Kemisk analys av organiska tennföreningar i nätsnäckevävnad år 2011⁽ⁿ⁼³⁵⁾, 2014⁽ⁿ⁼²⁸⁾, 2017⁽ⁿ⁼³²⁾, 2020⁽ⁿ⁼⁴⁷⁾ och 2023⁽ⁿ⁼⁴⁴⁾ vid Hinsholmens marina.

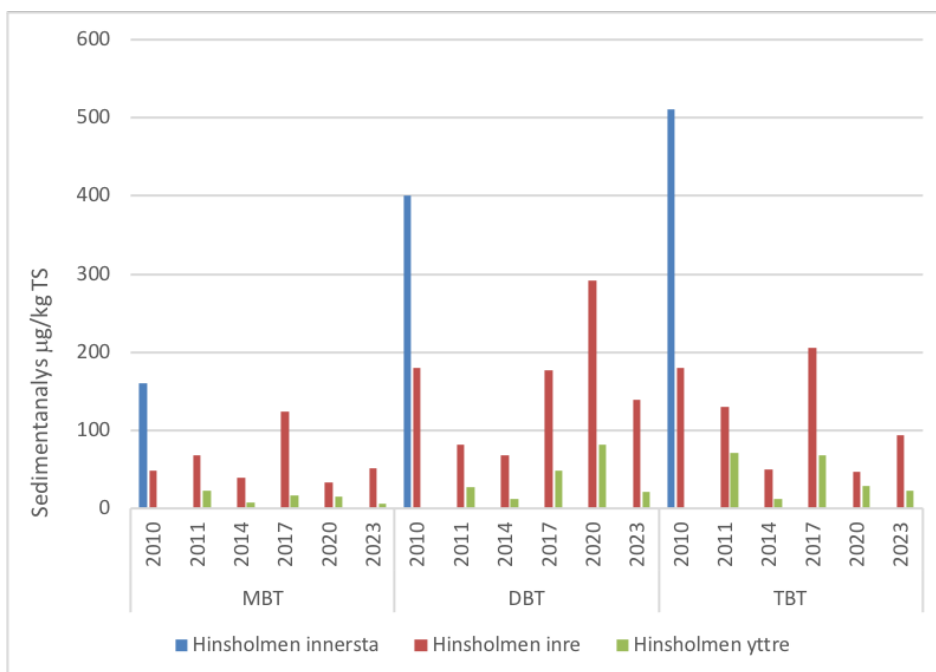
5.1.1.2 Sediment

Kemisk analys av sedimentprover visade att innehållet av organiska tennföreningar avtar i den yttre delen av marinan. TBT-halten i sedimentet uppmättes till 23 µg/kg TS vid den yttre lokalen belägen på innersidan av vågbrytaren och till 94 µg/kg TS vid den inre lokalen där snäckorna provtogs (Tabell 2). Sedimenten i Hinsholmen uppnådde därmed inte *god* status med avseende på TBT enligt det svenska gränsvärdet på 1,6 µg/kg TS. Vid klassning enligt de svenska jämförelsevärdena hamnade sedimenten vid den yttre lokalen inom klass 4 vilket innebär *hög halt* av TBT och den inre lokalen inom klass 5 som innebär *mycket hög halt*. Av nedbrytningsprodukterna MBT och DBT var den senare den som förekom i högst halter. Kvoten av TBT och dess nedbrytningsprodukter var 0,5 vid den yttre lokalen och 0,9 vid den inre lokalen. Detta antyder att ett *litet nytillskott* av TBT sker vid den inre lokalen. Vid den inre lokalen detekterades även halter av MPhT, DPhT samt TPhT (Tabell 2). Svenska jämförelsevärden för TPhT saknas men enligt de norska effektbaserade gränsvärdena för TPhT hamnar sedimentet inom klass IV som innebär en *dålig* status.

5.1.1.2.1 Tidigare studier

Tidigare provtagningar med avseende på organiska tennföreningar i sedimentet har skett 2010, 2011, 2017 och 2020 i denna hamn. Vid jämförelse av TBT-halter i sedimentet från dessa studier tycks halterna minska med undantag för 2017 då en tydlig ökning av TBT sågs i båda lokalerna (Figur 7). År 2020 minskade halten TBT i båda lokalerna och 2023 sågs en marginell minskning vid den yttre lokalen. Halten TBT vid den inre lokalen 2023 har dock ökat. I takt med att TBT minskar tycks även nedbrytningsprodukten DBT öka med undantag för 2023, vilket även avspeglar sig i en minskande kvot. Ett tydligt mönster sågs även för samtliga år med genomgående lägre halter vid den yttre lokalen.

Bedömningen av sedimenten utifrån svenska jämförelsevärden har generellt varit mycket hög halt (klass 5) alternativt klass 4; hög halt för samtliga stationer och år med undantag för 2014 då klassningen var något lägre det vill säga klass 3; medelhög halt vid den yttre lokalen (Tabell 4). Det svenska gränsvärdet (1,6 µg/kg TS) för god status, med avseende på TBT överskreds vid båda lokalerna och samtliga år. Halter av TPhT förekom i Hinsholmen främst vid lokalen inre/nät och då i koncentrationer inom klass IV; dålig halt. Halterna tenderar att minska (Tabell 5).



Figur 7. Kemisk analys MBT, DBT och TBT i sediment från Hinsholmens marina år 2010, 2011, 2014, 2017, 2020 och 2023, ($n^{2010, 2011, 2014}=1$ och $n^{2017, 2020, 2023}=3$ prover poolade till ett).

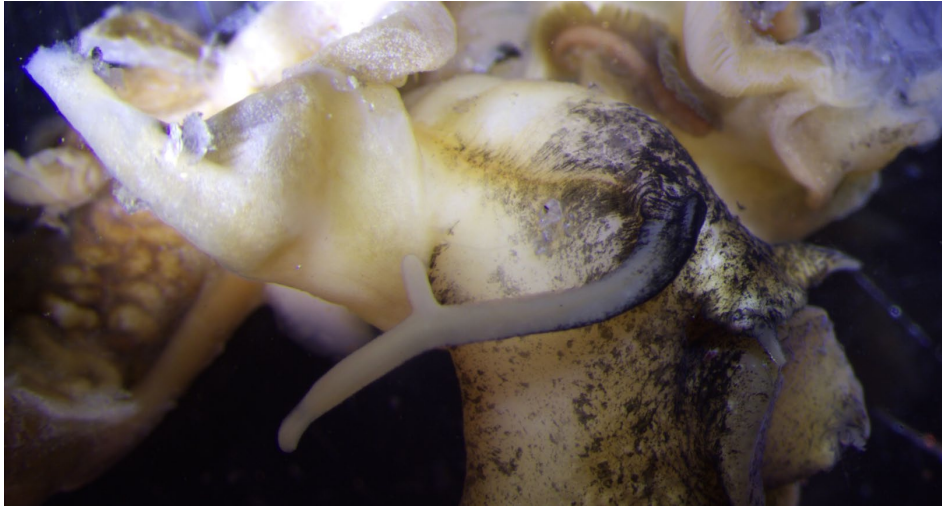
5.1.2 Fiskebäck

Fiskebäckens marina hyser över 930 båtplatser samt ett uppläggningsområde för närmare 750 båtar. I direkt anslutning till marinan återfinns en av Sveriges största fiskehamnar. Fisket efter nätsnäckor utfördes ca 160 meter från mastkranen från brygga E som är belägen i den inre delen av hamnen.

5.1.2.1 Imposex

De snäckor som fångades (cirka 100) var genomgående relativt stora och inga juvenila snäckor kunde observeras. Medellängden på analyserade djur var 24,3 millimeter. Av de 50 analyserade individerna var 33 honor och samtliga var morfologiskt påverkade av TBT. Av honorna uppvisade 33 procent det allra högsta stadiet (4 eller 4+), och 67 procent uppvisade det näst högsta stadiet (3A). Båda stadierna innebär att både penis och sädesledare har bildats. VDSI är för denna lokal beräknat till 3,3 och stationen klassas som *otillfredsställande* (Tabell 3). Utöver ett högt VDSI noterades även en hane med en tudelad penis (Figur 8). Det är dock inte säkert att denna missbildning är till följd av exponering för TBT.

Analysen av vävnaden från honsnäckorna visade på det högsta innehållet inom denna studie av TBT (192 µg/kg TS) och dess nedbrytningsprodukt DBT. Kvoten var 1,1 vilket antyder ett *märkbart nytillskott* av TBT. Av övriga organiska tennföreningar detekterades TPhT samt dess nedbrytningsprodukt DPhT och MPhT i snäckvävnaden. Även halten TPhT var anmärkningsvärt hög med en halt av 101 µg/kg TS (Tabell 2; Figur 9).

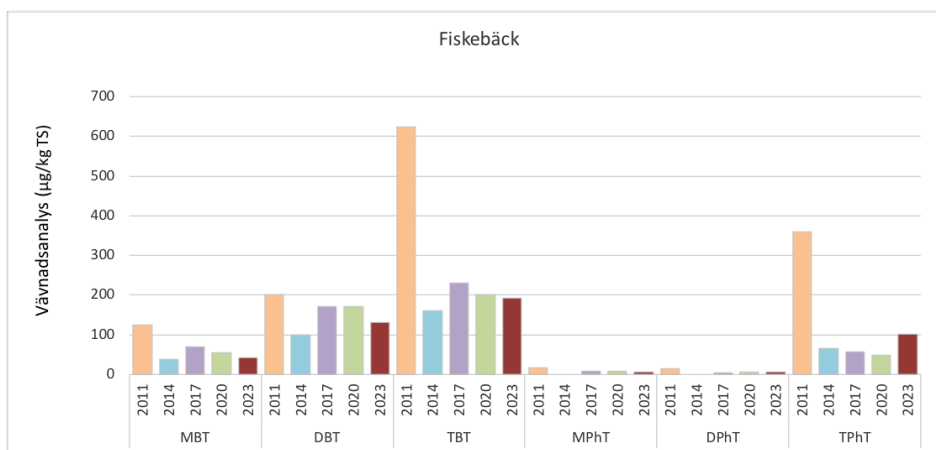


Figur 8. En hane med en tudelad penis insamlad vid Fiskebäcks marina 2023.

5.1.2.1.1 Tidigare studier

Analys av förekomst av imposex hos nätsnäckor i Fiskebäck har utförts vid fyra tidigare tillfällen (2011, 2014, 2017 och 2020). I samtliga studier analyserades även halten organiska tennföreningar i vävnaden. Resultaten visade på ett likartat vävnadsinnehåll av organiska tennföreningar för åren 2014, 2017, 2023 och 2023 möjligen med en tendens till en ökning med avseende på halten TBT i vävnaden för de sista åren i jämförelse med 2014. Däremot var halterna av TBT och TPhT betydligt högre år 2011 (Figur 9), vilket även avspeglade sig i VDSI med ett max på 4,0. Statusen för lokalen utifrån VDSI har förbättrats från *dålig* år 2011 till *otillfredsställande* (Tabell 3), det finns dock ingen signifikant minskning mellan år.

Den kraftiga minskning av halten TBT i vävnad som sågs mellan 2011 och övriga år kan troligen kopplas till att TBT-förorenat sediment forslades bort i samband med den muddring som skedde efter provtagningen 2011. Alternativ förklaring till minskningen av TBT i vävnaden samt graden imposex (VDSI) kan även vara att snäcklokalen flyttades efter 2011 års provtagning, från att ligga nära spolplatta, sjösättnings- och mastningskran till att nu vara belägen cirka 160 meter bort. Imposex induceras dessutom i juvenila djur varför det borde ta 5–10 år (beroende på vilken åldersklass som analyseras) innan en effekt av muddringen ses på VDSI, förutsatt att halterna i sedimenten blir tillräckligt låga.



Figur 9. Kemisk analys av organiska tennföreningar i nätsnäckevävnad år 2011⁽ⁿ⁼²⁷⁾, 2014⁽ⁿ⁼³¹⁾, 2017⁽ⁿ⁼²⁶⁾, 2020⁽ⁿ⁼³⁰⁾ och 2023⁽ⁿ⁼³³⁾ från Fiskebäckens hamn.

5.1.2.2 Sediment

Kemisk analys av tagna sedimentprover 2023 visade på likartad halt av TBT (Tabell 2) vid båda lokalerna. Halten DBT varierar däremot, med ett betydligt lägre värde (263 µg/kg TS) vid den inre lokalen vid jämförelse med lokalen där snäckorna fångades (438 µg/kg TS). Detta medför att kvoten av TBT och dess nedbrytningsprodukter vid den inre lokalen var högre än vid lokalen där snäckorna samlades in. Kvoten av TBT och nedbrytningsprodukterna DBT och MBT var <0,8 för Fiskebäck nät, vilket innebär att nedbrytningen av TBT är snabbare än tillförseln. För Fiskebäck inre var kvoten 0,9 vilket innebär ett *litet nytillskott*. Även om sedimenten i Fiskebäck uppvisade relativt låga kvoter så var halterna av TBT fortsatt höga främst vid lokalen där snäckorna har insamlats. Sedimenten vid båda lokalerna hamnade inom klass 5; *mycket hög halt* (Josefsson, 2017). Vid båda stationerna detekterades även halter av TeBT och TPhT (Tabell 2) och enligt de norska effektbaserade gränsvärdena för TPhT hamnade sedimentet inom klass IV (Miljödirektoratet, 2020).

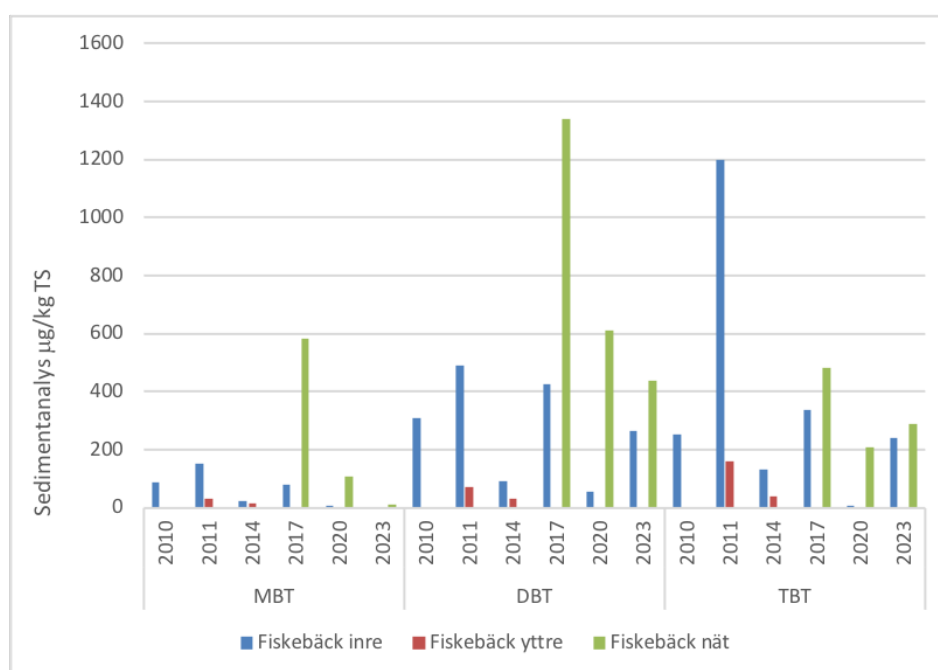
5.1.2.2.1 Tidigare studier

Tidigare provtagningar med avseende på organiska tennföreningar i sedimentet i denna hamn har skett vid Fiskebäck inre år 2010, 2011, 2014, 2017 och 2020. Provtagning vid lokalen Fiskebäck nät har endast skett 2017 och 2020. Åren 2011 och 2014 provtogs även sediment vid lokalen Fiskebäck yttre som är belägen längst ut på vågbrytaren in till hamnen.

Vid jämförelse av TBT-halter i sedimentet över tiden sågs kraftigt förhöjda halter år 2011 i jämförelse med övriga år för lokalen Fiskebäck inre (Figur 10). Noterbart är även att år 2020 var halten TBT vid denna lokal extremt lågt (8 µg/kg TS). Förklaringen till att halterna 2010 och 2011 skiljer sig markant åt kan vara att provtagningen har skett i den inre delen av hamnen vid båda tillfällena men på olika positioner. Från år 2011 och framåt har provtagningen skett cirka 40 meter ifrån sjösättnings- och mastningskranen, 2010 togs sedimentprovet cirka 250 meter från kranen. Att halterna sjönk efter 2011 kan sannolikt kopplas till att det muddrades i hamnen något år efter att Magnusson

et. al. (2011) genomfört sin studie. I samband med att minskade halter av TBT sågs noterades även ökande halter av nedbrytningsprodukten DBT.

Statusklassningen av sedimenten har dock varit relativt konstant med ej god status för samtliga lokaler och år enligt det svenska gränsvärdet (HVMFS 2015:4). Enligt de svenska jämförelsevärdena (Josefsson, 2017) för TBT, DBT och MBT återfanns halterna huvudsakligen inom klass 5;mycket hög halt. Endast TBT-halten 2014 vid Fiskebäck yttre samt TBT-halten 2020 vid Fiskebäck inre visar lägre klass det vill säga klass 4;hög halt och klass 3;medelhög halt (Tabell 4). Trots att uppmätta koncentrationer i sedimenten var höga har kvoten mellan TBT och dess nedbrytningsprodukter sedan 2017 oftast varit under 0,8. Detta tyder på att nedbrytningen vanligen sker snabbare än tillförseln av TBT. Halter av TPhT förekom vid båda lokalerna och då i koncentrationer inom klass IV;dålig halt (Tabell 5).



Figur 10. Kemisk analys av MBT, DBT och TBT i sediment från Fiskebäck marina år 2010, 2011, 2014, 2017, 2020 och 2023, ($n^{2010, 2011, 2014}=1$ och $n^{2017, 2020, 2023}=3$ prover poolade till ett).

5.1.3 Näset

Småbåtshamnen vid Näset inkluderar Näsets båtvarv, Björla marina, Värens båtförening samt Boatmanager Näset AB, och hyser totalt 850 båtplatser varav merparten av båtarna tas upp på hösten.

5.1.3.1 Imposex

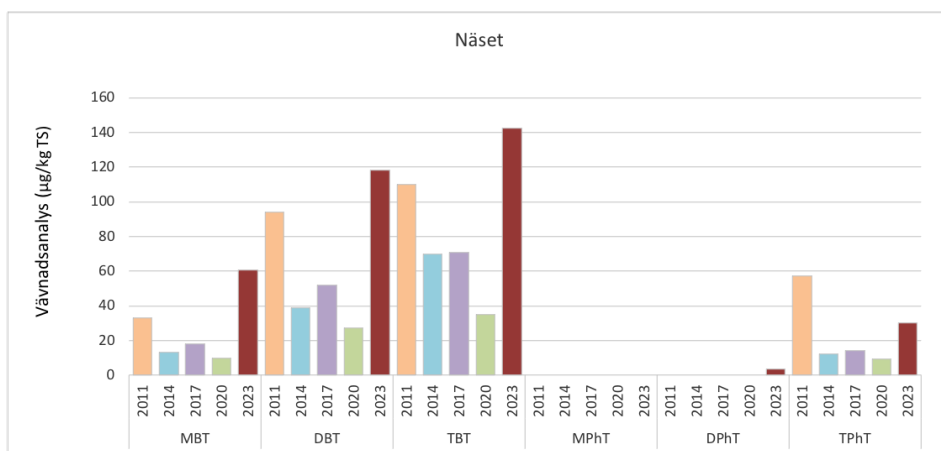
Nätsnäckor har i tidigare undersökningar fångats vid den andra långa bryggan söder sett från kranen. Vid 2023 års provtagning hittades inga snäckor på denna plats utan lokalen flyttades cirka 100 meter, till den korta bryggan norr om kranen och spolplattan det vill säga samma plats som sedimentlokalen Näset inre. Snäckorna vid Näset är vanligen mindre, men ofta med fina skal, jämfört

med övriga lokaler. Cirka 300 snäckor fångades och andelen juvenila bedömdes visuellt till cirka 70 procent. Totalt analyserades 50 individer vars medelskallängd var 19,3 millimeter. Av dessa var 37 honor, av vilka 92 procent uppvisade imposex. Det vanligaste imposexstadiet var 3A vilket observerades hos 62 procent av honorna. Det högsta stadiet var 4, vilket noterades hos 5 procent av honorna. VDSI för denna lokal beräknades till 2,4 och lokalen klassas med avseende på imposex som *otillfredsställande* (Tabell 3). Analysen av vävnaden från snäckorna visade på ett innehåll av mycket höga halter av TBT och dess nedbrytningsprodukter DBT och MBT. Kvoten var 0,8 vilket tyder på att snäckorna tar upp något mer TBT från omgivningen än vad som bryts ner av snäckan (Tabell 2; Figur 11). Även höga halter av TPhT och DPhT observerades.

5.1.3.1.1 Tidigare studier

Provtagning med avseende på analys av imposex hos nätsnäckor har skett vid fem tidigare tillfällen; 2008, 2011, 2014, 2017 och 2020. VDSI var högst 2008 och lägst 2014. Signifikant minskning noterades för åren 2014, 2017 och 2020 vid jämförelse med 2008. Skillnad sågs även mellan 2014 och åren 2011 och 2023. Resultaten från 2017 och 2020 antydde en tendens till ökning vid jämförelse med år 2014 och vid årets provtagning (2023) var denna ökning signifikant. Lokalens status sedan 2008 förbättrades från *otillfredsställande* till *måttlig* men är nu återigen *otillfredsställande*. (Tabell 3).

I samtliga studier med undantag för 2008 analyserades även halten organiska tennföreningar i vävnaden (Figur 11). Resultaten mellan 2011 och 2020 visade på en minskning av organiska tennföreningar över tiden med de högsta halterna 2011. Kvoten mellan TBT och DBT+MBT i vävnaden var dock som lägst 2011 med 0,9. Därefter ökade den något för att 2017 och 2020 vara tillbaka på ungefär samma nivå som 2011. 2023 års resultat visade på en kvot under 0,8 vilket *inte innebär ett nytillskott* av TBT. Det bör dock noteras att halterna av organiska tennföreningar i vävnaden 2023 är betydligt högre jämfört med tidigare år. Trolig förklaring till detta är att lokalen har flyttats närmare området vid spolplattan.



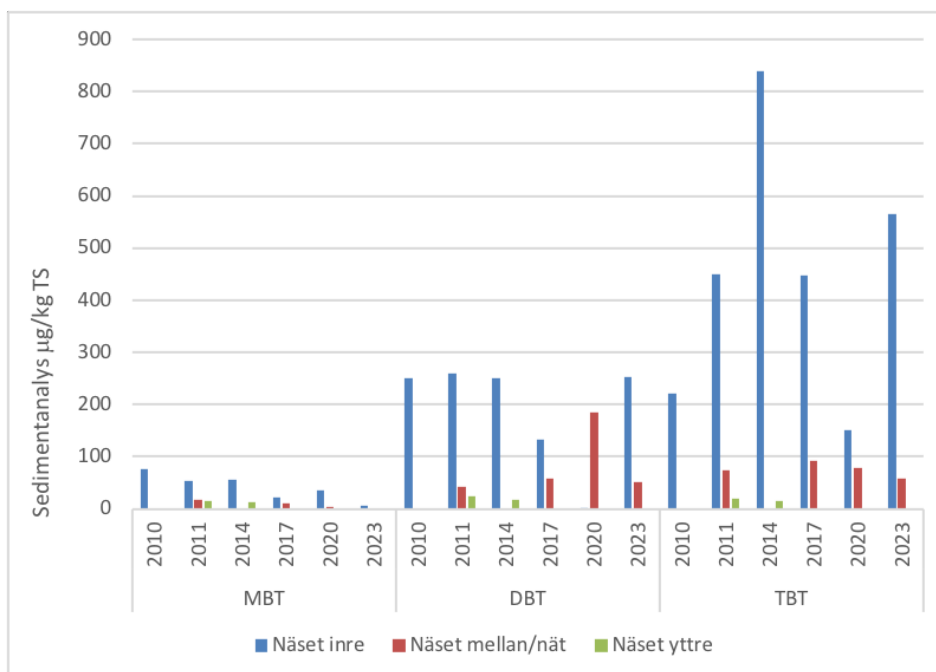
Figur 11. Kemisk analys organiska tennföreningar i vävnad från nätsnäckor år 2011⁽ⁿ⁼⁴³⁾, 2014⁽ⁿ⁼³⁰⁾, 2017⁽ⁿ⁼⁴³⁾, 2020⁽ⁿ⁼⁴⁶⁾ och 2023⁽ⁿ⁼³⁷⁾ från Nässets marina.

5.1.3.2 Sediment

Vid Näset togs två sedimentprover, ett vid den inre lokalen (Näset inre) belägen i närheten av sjösättningskranen och spolplattan, och ett cirka 100 meter bort i sydöstlig riktning vid lokalen där nätsnäckorna har fångats fram till och med 2020 (Näset nät). Den senare lokalen har ersatt den sedimentlokal som var belägen i de yttre delarna av hamnen. "Näset nät" har även provtagits 2011 och kallades då "Näset mellan". Den kemiska analysen av organiska tennföreningar i sedimentproverna visade på ett relativt snabbt avtagande med avståndet från den inre lokalen (Tabell 2). Tredje högsta värdet av TBT i sedimentet (151 µg/kg TS) inom denna studie mättes upp vid den inre lokalen med en kvot på 4,0 vilket innebär ett märkbart nytillskott av TBT. Vid snäcklokalen (Näset nät) har halten TBT i sedimentet halverats (78 µg/kg TS) och kvoten var betydligt lägre (0,4) (Tabell 1). Sedimentet i Näsets marina uppnår inte god status enligt svenska kriterier vid någon av stationerna och vid klassning enligt de svenska jämförelsevärdena för TBT (Josefsson, 2017) faller båda stationerna inom klass 5; *mycket hög halt* (Tabell 2). Nedbrytningsprodukterna DBT och MBT återfanns inom klass 5; *mycket hög halt* respektive klass 3; *medelhög halt*. Utöver TBT, DBT och MBT påträffades även halter av TeBT, DPhT och TPhT vid den inre lokalen (Tabell 2). Enligt de norska effektbaserade gränsvärdena för TPhT hamnade sedimentet inom klass IV (Miljödirektoratet, 2020).

5.1.3.2.1 Tidigare studier

Tidigare provtagningar med avseende på organiska tennföreningar i sedimentet i denna hamn har skett 2010, 2011, 2014, 2017 och 2020. Notera dock att endast *Näset inre* har provtagits på sediment samtliga år. Vid jämförelse av halter av organiska tennföreningar i sedimentet sågs inga tydliga skillnader över tid för lokalen *Näset nät* med undantag för 2020 då en fördubbling av DBT noterades vid jämförelse med övriga år. Vid *Näset inre* var halterna betydligt högre. TBT har sedan 2010 ökat kraftigt fram till 2014 för att därefter avta (Figur 12) 2017 och 2020. Mätningar 2023 visade dock återigen på mycket höga halter (566 µg/kg TS). Kvoten mellan TBT och DBT+MBT i sedimentet för den inre lokalen var över 1,5 sedan 2011, vilket innebär stort nytillskott. Status för sedimenten i *Näsets marina* har varit oförändrad över tiden. Enligt svenska kriterier uppnås inte *god status* och vid klassning enligt de svenska jämförelsevärdena för TBT (Josefsson, 2017) faller båda stationerna inom klass 5; *mycket hög halt* (Tabell 4) för samtliga år, endast *Näset yttre* som provtogs 2011 och 2014 uppvisade en lägre klassning det vill säga klass 3; *medelhög halt*. Halter av TPhT observerades huvudsakligen vid *Näset inre* och då i koncentrationer inom klass IV; *dålig halt* (Tabell 5).



Figur 12. Kemisk analys av MBT, DBT och TBT i sediment från Näsets marina år 2010, 2011, 2014, 2017, 2020 och 2023, ($n^{2010, 2011, 2014}=1$ och $n^{2017, 2020, 2023}=3$ prover poolade till ett).

5.1.4 Amundö marina

Amundö Marina är en småbåtshamn med plats för 550 båtar vid Amundö, söder om Göteborg, i marinan tas cirka 600 båtar upp årligen.

5.1.4.1 Imposex

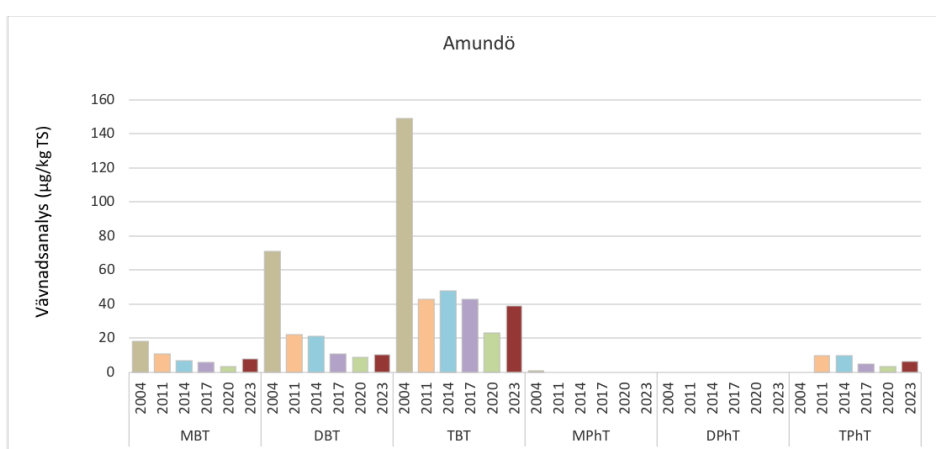
Nätsnäckorna (cirka 400) fångades vid bryggan närmast den nordvästliga palissaden och fällorna innehöll mestadels vuxna individer (cirka 95 procent) med slitna skal. Totalt analyserades 50 individer med 20,6 millimeter i medelskallängd varav 41 var honor. 56 procent av dessa uppvisade imposex. Det högsta stadiet var 3A vilket observerades hos 29 procent av honorna. Det vanligaste stadiet var annars 0, vilket innebär en normal hona. VDSI för denna lokal beräknades till 1,1 och innebär måttlig status med avseende på imposex (Tabell 3). TBT halten i vävnaden var jämfört med övriga provtagna hamnar 2023 den lägsta med 39 µg/kg TS, dock var kvoten på 2,0 den högsta beräknade inom denna studie med avseende på vävnad (Figur 13; Tabell 2). Även halter av TPhT påträffades i vävnaden.

5.1.4.1.1 Tidigare studier

Provtagning med avseende på analys av imposex hos nätsnäckor har skett vid denna hamn sex gånger tidigare; 2004, 2008, 2011, 2014, 2017 och 2020. VDSI var som högst 2004 och har därefter minskat signifikant vid jämförelse med samtliga efterföljande år. Lokalens status sedan 2004 och 2008 har förbättrats från *otillfredsställande* till *måttlig status* (Tabell 3).

I samtliga studier med undantag för 2008 analyserades även halten organiska tennföreningar i vävnaden (Figur 13). TBT, DBT, och MBT har påträffats

samtliga år och TPhT alla år utom 2004. Halterna av TBT och DBT var betydligt högre 2004 än övriga år. Efterkommande år har halterna av TBT i vävnaden varierat mellan 23–48 µg/kg TS, där lägsta koncentrationen uppmättes 2020 (Figur 13). Kvoten mellan TBT och dess nedbrytningsprodukter har vid samtliga undersökningar vid Amundö marina visat på ett *märkbart till stort nytillskott*. 2017 uppgick kvoten till 2,6 och den muddring som utfördes i närområdet under våren 2017 antogs vara en möjlig orsak. Visserligen användes siltgardiner för att minska spridning av eventuellt förorenat sediment men det är svårt att helt undvika grumlingar i vattenpelaren. Det är därför möjligt att snäckornas upptag av TBT från sedimentet ökade 2017 till följd av muddringen, med en ökad kvot som följd. Det finns ingen signifikant skillnad i VDSI mellan åren 2008 och 2020, däremot visade 2023 års resultat på signifikant lägre VDSI än 2008.



Figur 13. Kemisk analys av organiska tennföreningar i nätsnäckevävnad år 2004⁽ⁿ⁼³¹⁾, 2011⁽ⁿ⁼²³⁾, 2014⁽ⁿ⁼³⁶⁾, 2017⁽ⁿ⁼⁴⁶⁾, 2020⁽ⁿ⁼⁴⁵⁾ och 2023⁽ⁿ⁼⁴¹⁾ från Amundö marina.

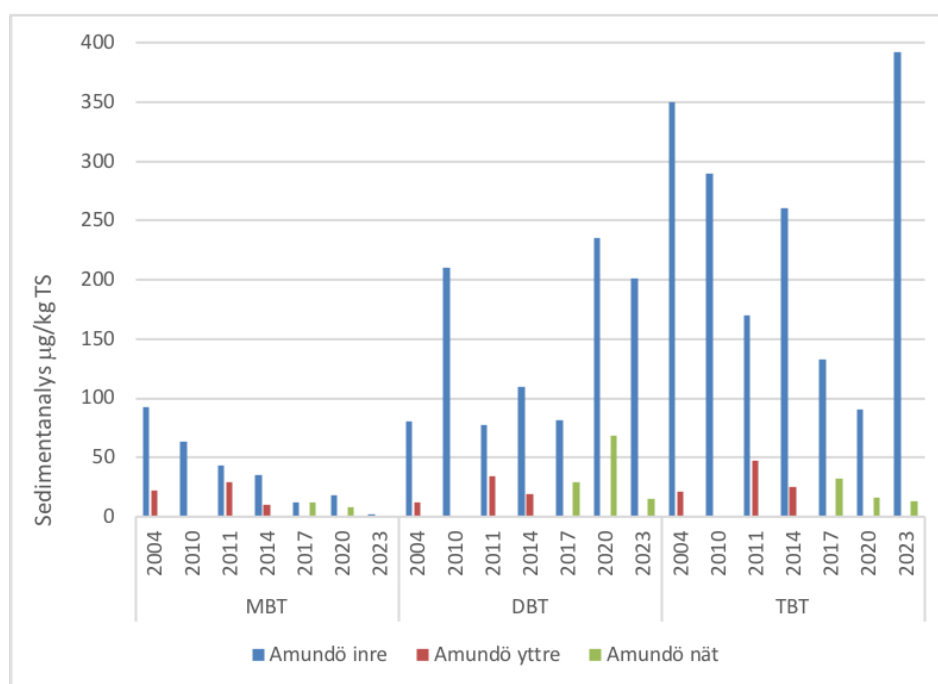
5.1.4.2 Sediment

Vid Amundö marina togs två sedimentprover, ett vid den inre lokalen (Amundö inre) belägen i närheten av sjösättningskranen och spolplattan, samt ett cirka 170 meter bort i nordostlig riktning vid lokalen där nätsnäckorna fångas (Amundö nät). Den senare lokalen ersatte 2017 den sedimentlokal som var belägen i de yttre delarna av hamnen. Kemisk analys av tagna sedimentprover visade på en mycket *hög halt* av TBT vid den inre lokalen (392 µg/kg TS) jämfört med Amundö nät (13 µg/kg TS) (Tabell 2). Kvoten för den inre lokalen var 1,9 och för Amundö nät 0,8, vilket tyder på ett *stort nytillskott* respektive *litet nytillskott*. Ingen av lokalerna uppnådde *god status* enligt svenskt gränsvärde för TBT. Vid klassning enligt de svenska jämförelsevärdena för TBT (Josefsson, 2017) faller den inre lokalen inom klass 5;*mycket hög halt* och Amundö nät inom klass 3;*medelhög halt* (Tabell 2).

Nedbrytningsprodukten DBT återfanns inom klass 5;*mycket hög halt* vid Amundö inre och inom klass 4; *hög halt* vid Amundö nät. Halterna av MBT var lägre och återfanns inom klass 2; *låg halt* respektive klass 3;*medelhög halt*. Utöver TBT, DBT och MBT påträffades även TPhT i halter motsvarande klass IV; *dålig* enligt norska bedömningsgrunder (Tabell 5).

5.1.4.2.1 Tidigare studier

Tidigare provtagningar med avseende på organiska tennföreningar i sedimentet i denna hamn har skett 2004, 2010, 2011, 2017 samt 2020. Vid jämförelse av TBT-halter i sedimentet från dessa studier sågs de högsta halterna av TBT genomgående vid den inre lokalen (Figur 14). Den inre lokalen har provtagits samtliga år och resultaten visade en minskning av TBT från 350 µg/kg TS år 2004 till 91 µg/kg TS år 2020 för att vid den senaste undersökningen (2023) åter igen uppvisa mycket höga halter (Figur 14; Tabell 4). Även kvoten har ökat och var 2023 på samma nivå som 2004. Halterna av MBT har minskat över tiden medan DBT har ökat de två senaste mätningarna. Koncentrationerna i sedimenten vid Amundö Nät var i jämförelse med Amundö Inre förhållandevis låga och har så varit vid samtliga mätningar. Status för sedimenten i Amundö marina har varit oförändrad över tiden. Enligt svenska kriterier uppnår ingen lokal *god status* och vid klassning enligt de svenska jämförelsevärdena för TBT (Josefsson, 2017) faller den inre lokalen inom klass 5; *mycket hög halt* (Tabell 4) för samtliga år. Sedimentet vid Amundö nät är något bättre och uppvisar klass 3; *medelhög halt* sedan 2020. Halter av TPhT detekterades endast vid Amundö inre och då i koncentrationer inom klass IV; *dålig halt* (Tabell 5).



Figur 14. Kemisk analys av MBT, DBT och TBT i sediment från Amundö marina år 2004, 2010, 2011, 2014, 2017, 2020 och 2023, ($n^{2004, 2010, 2011, 2014}=1$ och $n^{2017, 2020, 2023}=3$ prover poolade till ett).

5.1.5 Vrångö hamn

Vrångö hamn ligger i den södra delen av skärgården. Hamnen har plats för 300 båtar och cirka 200 av dessa tas upp årligen. Nätsnäckorna fångades som tidigare i närheten av den sjösättningsramp som finns i den inre hamnbassängen. Vid 2017 års studie sågs en tydlig ökning av TBT både i sedimenten och i snäckvävnaden. Av denna anledning provtogs även en lokal i

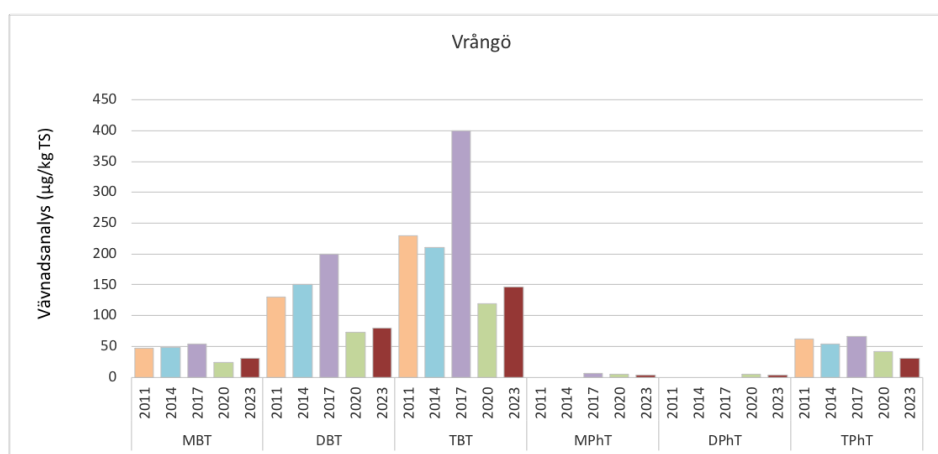
den yttre hamnbassängen 2020, denna lokal har inte ingått i 2023 års övervakning.

5.1.5.1 Imposex

Totalt fångades ett 80-tal snäckor som huvudsakligen var adulta djur med en medelskallängd på 20,5 millimeter. Totalt analyserades 50 individer varav 24 var honor. Samtliga honor uppvisade imposex, stadie 3A förekom hos 71 procent av honorna och stadie 4 eller +4 noterades hos resterande 29 procent. VDSI för denna lokal beräknades till 3,3 vilket innebär att områdets status med avseende på imposex klassas som *otillfredsställande* (Tabell 3). I snäckorna från Vrångö hamn uppmättes en TBT-halt på 146 µg/kg TS vilket är den näst högsta inom denna studie (Figur 15; Tabell 2). Även kvoten mellan TBT och dess nedbrytningsprodukter på 1,3 får anses hög då detta tyder på att snäckorna tar upp mer TBT från omgivningen än vad som bryts ner. Av övriga organiska tennföreningar detekterades TPhT samt dess nedbrytningsprodukt DPhT och MPhT i snäckvävnaden. Även koncentrationen av TPhT var anmärkningsvärt hög med en halt av 30 µg/kg TS.

5.1.5.1.1 Tidigare studier

Provtagning med avseende på analys av imposex hos nätsnäckor har skett vid denna hamn fem gånger tidigare; 2008, 2011, 2014, 2017 och 2020. VDSI har sedan provtagningarna startade 2008 varit högt och förekomst av kraftig maskulinisering med en böjd äggledare noterades hos enstaka honor 2014 och 2017. Inga statistiska skillnader sågs mellan åren och statusen har huvudsakligen varit *otillfredsställande* med undantag för 2017 då den försämrades till *dålig* med avseende på imposex (Tabell 3). I samtliga studier med undantag för 2008 analyserades även halten organiska tennföreningar i vävnaden. Resultaten visade på ett tilltagande vävnadsinnehåll av TBT, DBT och MBT över tiden fram till och med 2017. Halten TBT i vävnaden var då anmärkningsvärt hög för att 2020 och 2023 visa på lägre nivåer för TBT, DBT och MBT (Figur 15). Halten TPhT har varit relativt konstant och låga halter av DPhT och MPhT har noterats de senaste två till tre åren.



Figur 15. Kemisk analys av innehållet av organiska tennföreningar i nätsnäckvävnad år 2011⁽ⁿ⁼²⁷⁾, 2014⁽ⁿ⁼²⁶⁾, 2017⁽ⁿ⁼²⁴⁾, 2020⁽ⁿ⁼²⁷⁾ och 2023⁽ⁿ⁼²⁴⁾ från Vrångö hamn.

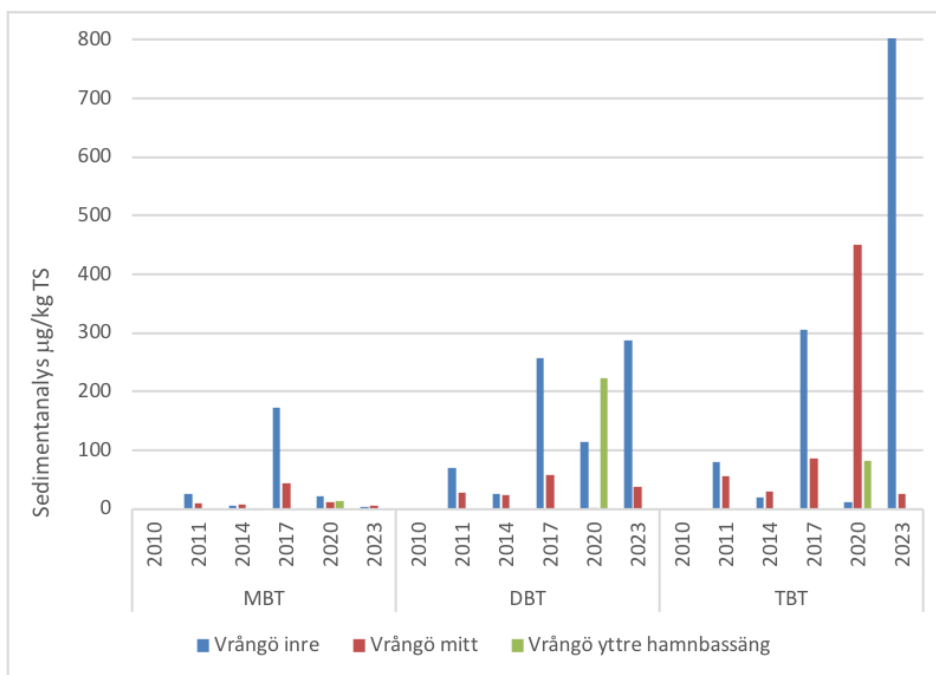
5.1.5.2 Sediment

Vid denna provtagning har det varit en strävan att provta sedimentet vid samma lokal som snäckorna fångades vid, men på grund av ett för sandigt substrat kunde inte detta genomföras i Vrångö hamn. Provtagning har istället skett vid samma lokaler som vid tidigare tillfällen; Vrångö inre och Vrångö mitt. Den inre lokalen är belägen vid den innersta bryggan i hamnen och Vrångö mitt är belägen vid den längsgående bryggan i den norra delen av den inre hamnbassängen. Båda dessa lokaler ligger inom ett avstånd av 60–80 meter från snäcklokalen.

Kemisk analys av sedimentprover tagna 2023 visade att innehållet av organiska tennföreningar var kraftigt högre vid den inre lokalen. TBT-halten i sedimentet uppmättes här till 1250 µg/kg TS (Tabell 2), vilket kan jämföras med 26 µg/kg TS vid Vrångö mitt. Även halten DBT i sedimentet var mycket hög (288 µg/kg TS) vid den inre lokalen vilket innebar en kvot motsvarande 4,3 det vill säga ett *stort nytillskott*. Kvoten vid Vrångö mitt var endast 0,6. Förhållandet vid dessa lokaler var det omvända 2020, det vill säga halten TBT var låg vid Vrångö inre (11 µg/kg TS) och mycket hög vid Vrångö mitt (451 µg/kg TS). Halten DBT vid Vrångö mitt var dessutom mycket låg vilket resulterar i en anmärkningsvärt hög kvot (36). Sedimentet i Vrångö hamn uppnådde inte *god status* enligt svenska kriterier vid någon av stationerna. Vid klassning enligt de svenska jämförelsevärdena för TBT (Josefsson, 2017) föll den inre lokalen inom klass 5;*mycket hög halt* medan Vrångö mitt hamnade inom klass 4;*hög halt* (Tabell 2). Halten DBT och MBT för båda lokalerna återfanns inom klass 5;*mycket hög halt* respektive klass 3;*medelhög halt*. Utöver TBT, DBT och MBT påträffades även TeBT vid den inre lokalen.

5.1.5.2.1 Tidigare studier

Tidigare provtagningar med avseende på organiska tennföreningar i sedimentet har skett 2011, 2014, 2017 och 2020 (Tabell 4, Tabell 5). Vid Vrångö inre sågs en ökning över tid av främst TBT men även DBT även om halterna var lägre 2020 än 2023 (Figur 16). Detta avspeglas även i kvoten som huvudsakligen har varit under 0,8 men som 2023 var 4,3. För Vrångö mitt var nivåerna något mer stabila även om halten TBT var mycket hög 2020 (Figur 16). Vilket också avspeglade sig i en anmärkningshögt kvot (36) 2020 till följd av mycket låga halter av MBT och DBT. Vid 2023 års provtagning var halterna lägre och således även kvoten (se ovan). Sedimenten i Vrångö hamn uppnådde *ej god status* enligt svenska kriterier vid någon lokal eller vid något tillfälle. Vid klassning enligt de svenska jämförelsevärdena för TBT (Josefsson, 2017) hamnade sedimenten huvudsakligen inom klass 5;*mycket hög halt*. Det finns dock undantag där halterna har varit inom klass 3;*medelhög halt* alternativt klass 4;*hög halt*. Halter av TPhT i sedimentet detekterades inte vid 2023 års provtagning, men har noterats tidigare och då i koncentrationer inom klass IV;*dålig halt* (Tabell 5).



Figur 16. Kemisk analys vid Vrångö hamn av MBT, DBT och TBT i sediment år 2010, 2011, 2014, 2017, 2020 och 2023 ($n^{2010, 2011, 2014}=1$ och $n^{2017, 2020, 2023}=3$ prover poolade till ett).

5.2 Naturhamnar

I 2023 års uppdrag ingick även att undersöka två områden som ofta nyttjas som naturhamnar av fritidsbåtar. Stora Rävholmen samt Stora Varholmen har valts utifrån ”Strava global heatmap”, vilken visar förekomst av aktivitet baserat på signaler från mobiltelefoni vilket i sin tur antyder en frekvent förekomst av fritidsbåtar.

5.2.1 Stora Rävholmen

Stora Rävholmen ligger i den yttre skärgården sydväst om Styrö. Provtagningen av snäckor skedde längst in i Bälviken på ca 0,6 meters djup (Figur 17). Bottensubstratet bestod huvudsakligen av sand men en del större stenar täckta av blåstång fanns i området. Något längre ut förekom ålgräs.

5.2.1.1 Imposex

Totalt fångades cirka 200 snäckor, snäckorna var av varierande storlek även om merparten bedömdes som adulta individer. Medelskallängden var 21,4 millimeter och totalt analyserades 50 individer varav 48 var honor. Merparten av honorna var normala och uppvisade stadie 0, 19 procent uppvisade en början till en sädesledare (1B) och endast en hona (2 procent) uppvisade stadie 3A. VDSI för denna lokal beräknades till 0,25 vilket innebär att områdets status med avseende på imposex klassas som god (Tabell 3). Den goda statusen till trots uppmättes en TBT-halt på 6 µg/kg TS i vävnaden (Tabell 2). Inga andra tennorganiska föreningar detekterades.

5.2.1.2 Sediment

Två sedimentprover togs, ett i samma område som snäckorna (Sed 1) samt ett längre ut i viken (Sed 2). Området var dock problematiskt då bottensubstratet var mycket sandigt. Ett flertal punkter inom olika djup undersöktes utan att ett sediment optimalt för kemisk analys hittades. Slutligen provtogs Sed 2 inom en kal yta i en ålgräsäng med förhoppning om ett något finkornigare substrat. Inga organiska tennföreningar kunde dock detekteras i den kemiska analysen. Halten TBT hamnar inom klass 2; *låg halt* och gränsvärdet för *god status* för TBT överskrids.



Figur 17. Fiske efter nätsnäckor längst in i Bälviken på Stora Rävholmen. Ett flertal flöten till fällorna ses till höger i bilden.

5.2.2 Stora Varholmen

Stora Varholmen ligger inom Stora Amundön och Billdals skärgårds naturreservat. Provtagningen av snäckor skedde på ca 0,8 meters djup inom ett grundområde cirka 100 meter väster om Stora Varholmen (Figur 18). Ålgräs förekom i området och bottensubstratet bestod huvudsakligen av sandig silt.

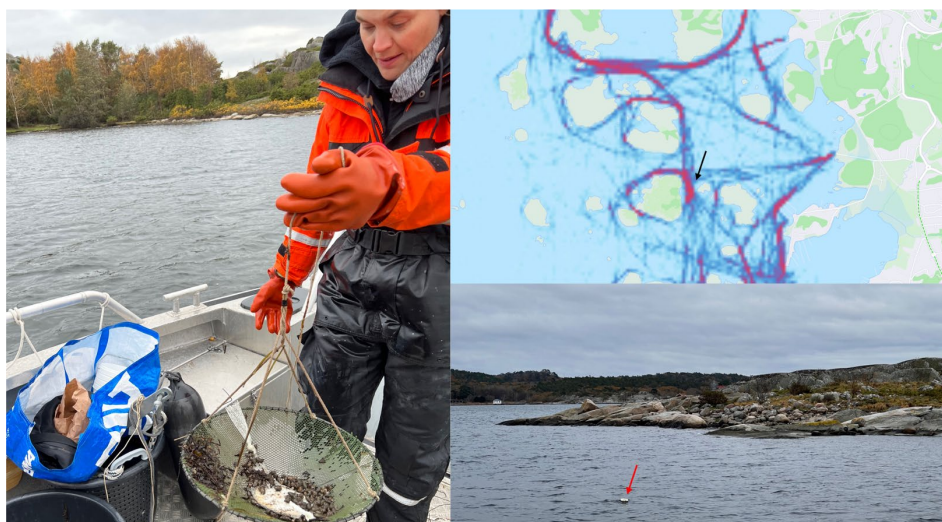
5.2.2.1 Imposex

I området fångades över 500 snäckor i varierande storlekar. Medelskallängden var 19,7 millimeter och totalt analyserades 50 individer på imposex varav 47 var honor. Merparten av honorna (77 procent) var normala och uppvisade stadie 0. Av honorna uppvisade 19 procent en början till en sädesledare (1B) och endast 4 procent, det vill säga två honor, uppvisade stadie 3B, vilket innebär en välutvecklad sädesledare. VDSI för denna lokal är 0,32. Inga tennorganiska föreningar detekterades i vävnaden. Gränsen för *god status* går vid <0,3 varför områdets status med avseende på imposex klassas som *måttlig* (Tabell 3).

5.2.2.2 Sediment

Två sedimentprover togs, ett relativt när snäckorna (Sed 1) där sedimentet bestod av siltig lera. Det andra provet (Sed 2) var svårare att ta till följd av att bottensubstratet i området genomgående var mycket sandigt. Sed 2 togs slutligen något söder om snäcklokalen och närmare Stora Varholmen. Substratet bestod dock huvudsakligen av finsand. Den kemiska analysen kunde inte detektera några organiska tennföreningar i Sed 2, dock noterades medelhöga

halter av TBT (4 µg/kg TS) och DBT (9 µg/kg TS) vid Sed 1 (Tabell 2), vilket innebär en kvot om 0,5, det vill säga *inget nytillskott*. Halten TBT var inom klass 3; *medelhög halt* och gränsvärdet för *god* status i sediment överskreds (HVMFS 2019:25).



Figur 18. Fångst av nätsnäcka vid Stora Varholmen till vänster. Karta som visar förekomst av aktivitet baserat på signaler från mobiltelefoni (svart pil visar fångstområde). Foto till höger visar fälla (röd pil) som ligger i vattnet och "fiskar".

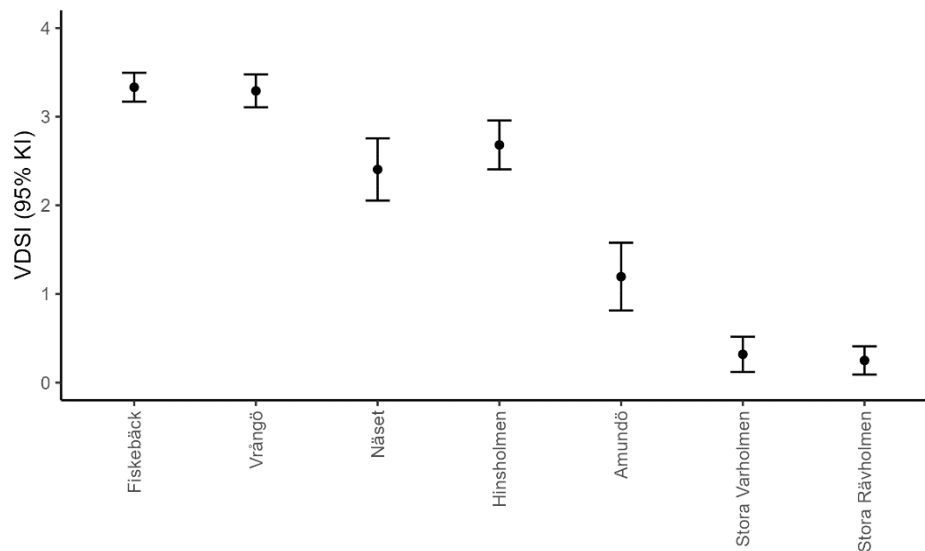
5.3 Jämförelse mellan lokaler

Ett flertal analyser har utförts för att undersöka eventuella förändringar av VDSI och halter TBT i vävnad respektive sediment över tid och mellan lokaler.

Utöver beskrivande statistik utfördes 1-faktors ANOVA med samtliga lokaler (småbåtshamnar och naturhamnar) inom faktorn Lokal och graden av imposex (VDSI) som beroendevariabel. Därtill gjordes även en 2-vägs ANOVA med samtliga småbåtshamnar inom faktorn Lokal och alla år inom faktorn År, samt interaktionen mellan Lokal och År, och VDSI som beroendevariabel. 2-vägs-ANOVA:n har dessutom kompletterats med ordinalregressioner (proportional odds models), en modell som tar fram sannolikheten för att ett visst stadie ska utvecklas eller ej (se 4.4 Statistisk analys för mer information). Resultatet från analyserna presenteras nedan.

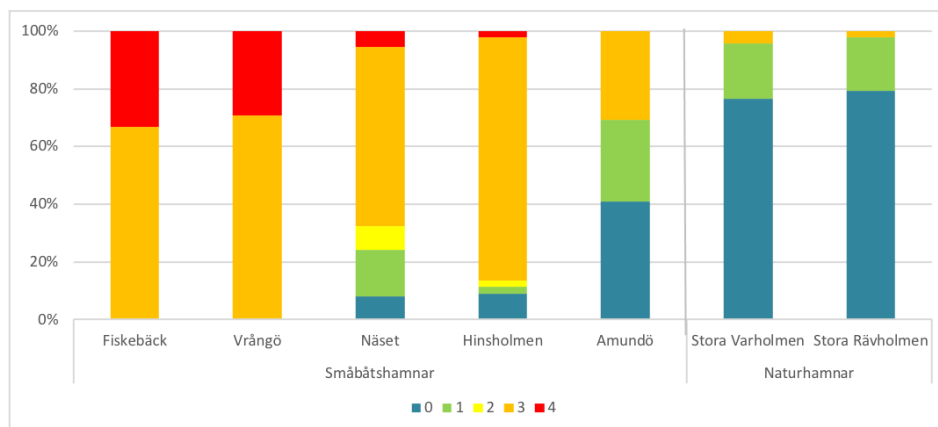
5.3.1 VDSI Småbåtshamnar och naturhamnar 2023

Variansanalys genom 1-faktors ANOVA av samtliga provtagna stationer 2023 visade att VDSI i naturhamnarna var signifikant lägre än VDSI i småbåtshamnarna (Figur 19). VDSI i Amundö var signifikant lägre än i övriga småbåtshamnar. Signifikanta skillnader ses mellan Fiskebäck-Hinsholmen, Fiskebäck-Näset och Vrångö-Näset, där Vrångö och Fiskebäck har ett högre VDSI. Inga skillnader observerades mellan Hinsholmen-Vrångö, Hinsholmen-Näset, Fiskebäck-Vrångö eller mellan de båda naturhamnarna.



Figur 19. Imposex uttryckt som VDSI hos nätsnäckor insamlade från fem småbåtshamnar och två naturhamnar 2023. (felstaplar anger ett 95 procent konfidensintervall).

Analys av hur de olika stadierna av imposex fördelades på respektive station 2023 (Figur 20) visade tydligt att det högsta stadiet (4 eller 4+) främst förekom i Fiskebäck och Vrångö. Ett fåtal snäckor som uppvisade detta stadie påträffades även i Näset och Hinsholmen men förekomsten är tydligt avtagande. Det näst högsta stadiet 3 var relativt vanligt i småbåtshamnarna. I Fiskebäck, Vrångö, Näset och Hinsholmen var andelen snäckor som uppvisade stadie 3 mellan 62 och 84 procent och i Amundö 31 procent. I Näset och Hinsholmen hittades även ett fåtal honor (8–9 procent) som var opåverkade, det vill säga stadie 0. Andelen snäckor med stadie 0 ökade med minskande VDSI och vid Amundö var andelen opåverkade honor 41 procent och i naturhamnarna 77 till 79 procent.



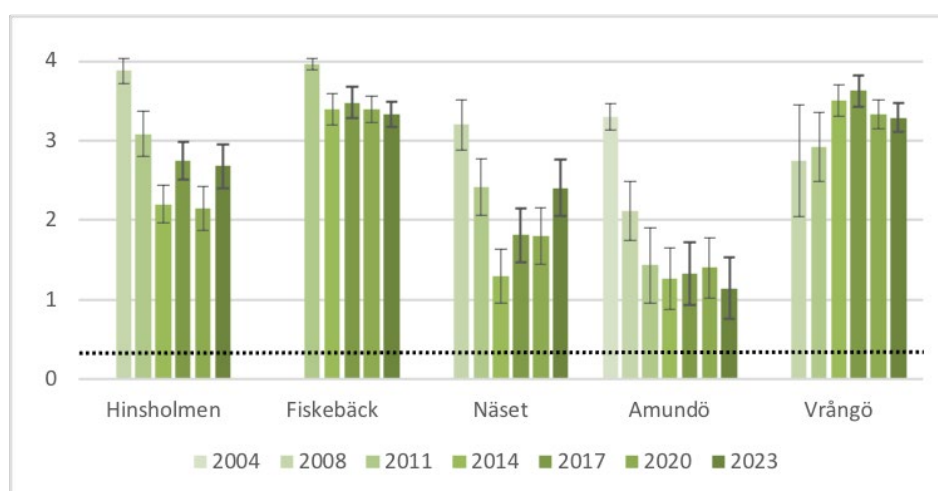
Figur 20. Procentuell fördelning av de olika stadierna av imposex (0–4) lokalerna undersökta 2023.

5.3.2 VDSI Småbåtshamnar 2008–2023

Eventuella förändringar av VDSI över tid och mellan lokaler (småbåtshamnar) analyserades med en 2-vägs ANOVA och resultatet av denna visade på signifikanta skillnader både mellan år och mellan hamnar (Tabell 6). Av de fem hamnarna som har besökts inom detta projekt så var effekterna från TBT 2023 mest påtagliga i Fiskebäcks marina samt Vrångö hamn vilket även var fallet 2014, 2017 och 2020 (Figur 21). Inga signifikanta skillnader i VDSI över tid sågs i Fiskebäck eller Vrångö hamn (Figur 21). Däremot sågs en signifikant minskning av VDSI över tid i Hinsholmen vid jämförelse av år 2008 med åren 2014, 2020 och 2023 men även mellan åren 2011 och 2020. Även vid Amundö sågs en minskning mellan 2008 och 2023. Vid Näset noterades minskningar i VDSI vid jämförelse av 2008 med 2014–2020, men dessvärre sågs en signifikant ökning av VDSI mellan åren 2014 och 2023.

Tabell 6. Resultat från 2-vägs ANOVA av VDSI (log-transformerade data) som beroendevariabel och Lokal (småbåtshamnar) och År (2008–2023) som faktorer samt interaktionen mellan dem. Tabellen visar frihetsgrader (Df), mean square (MS), F-värde och p-värde. Signifikans för p-värde visas som <0,0001.

	Df	MS	F-värde	p-värde
År	4	126,70	120,827	<0,001
Lokal	5	16,01	15,271	<0,001
Interaktion	19	4,49	4,278	<0,001
Residual	922	1,05		

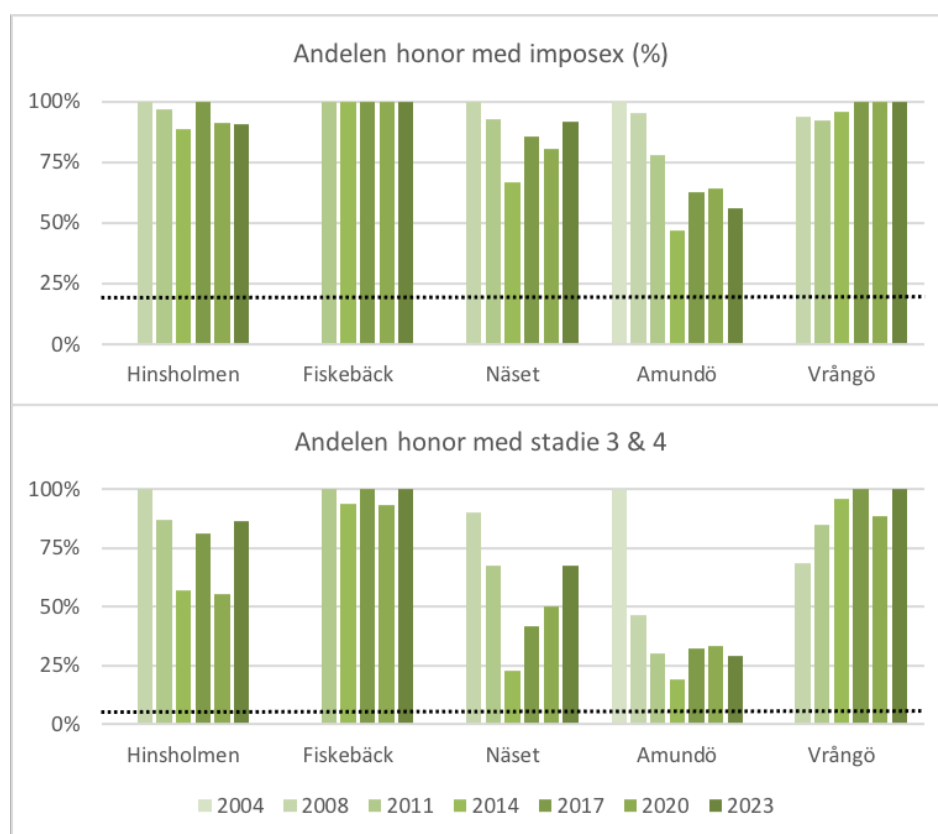


Figur 21. Imposex uttryckt som VDSI hos nätsnäcka insamlade från fem småbåtshamnar åren 2004, 2008, 2011, 2014, 2017, 2020 och 2023. (felstaplar anger ett 95 procent konfidensintervall). Streckad linje anger genomsnittligt VDSI för naturhamnarna Stora Rävholmen och Stora Varholmen år 2023.

Analys av andelen honor som är påverkade visade att samtliga honor i Fiskebäck har uppvisat imposex och huvudsakligen de högsta stadierna vid samtliga provtagningar (Figur 22). Liknande förhållande sågs vid Vrångö, dock med skillnaden att andelen påverkade honor tycks ha ökat från i genomsnitt 95 procent påverkade till 100 procent påverkade vid de senaste tre mätillfällena. Även andelen påverkade honor vid Hinsholmen var hög, 91 procent 2023, andelen har tidigare år varierat mellan 89 och 100 procent. Andelen honor med

stadie 3 och 4 var 86 procent 2023, och har tidigare varierat mellan 55 och 100 procent.

I Näset var variationen något större och endast år 2008 uppvisade samtliga snäckor imposex. Andelen påverkade honor minskade sedan fram till och med 2014 för att därefter öka igen (Figur 22). 2014 var andelen 67 procent och 2023 uppvisade 92 procent av honorna imposex. Motsvarande ökning ses även i andelen höga stadier för perioden 2014 till 2023 då andelen med stadie 3 eller 4 ökade från 23 till 68 procent. Amundö är den hamn i vilken den tydligaste minskningen observerades med avseende på andel påverkade honor och andelen honor med de högsta stadierna 3 alternativt 4 (Figur 22).



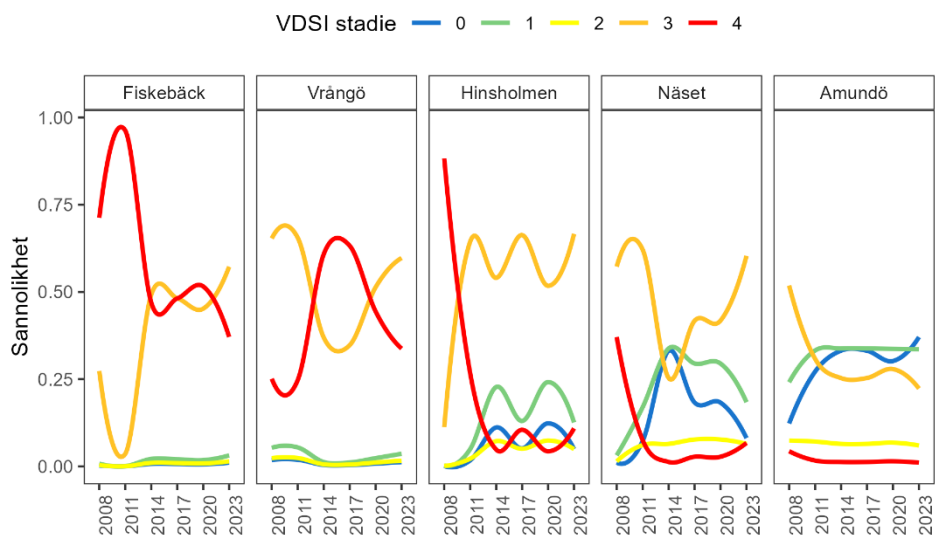
Figur 22. Övre diagrammet visar andelen honor med imposex (procent) och det nedre diagrammet visar andelen honor med stadie 3 eller 4 (procent) hos nätsnäckor insamlade från fem småbåtshamnar åren 2004, 2008, 2011, 2014, 2017, 2020 och 2023. Streckad linje anger genomsnittligt värde i naturhamnarna Stora Rävholmen och Stora Varholmen år 2023.

5.3.3 Sannolikhet för ett visst stadie

Resultaten från ordinalregressionen (Figur 23), illustrerat som sannolikhet för ett visst utfall, visar på signifikanta effekter av år och lokal ($p < 0,0001$).

Fiskebäck uppvisar en sjunkande sannolikhet för VDSI stadie 4, vilket korrelerar med en stigande sannolikhet för stadie 3, medan övriga stadier har låg sannolikhet. På Vrångö dominerar stadie 3 och 4 men andelen varierar sinsemellan mellan år och även här har övriga stadier låg sannolikhet. På Hinsholmen har sannolikheten för stadie 4 sjunkit till samma nivåer som stadierna 0–2 och sannolikheten för stadie 3 har ökat. På Näset sjönk

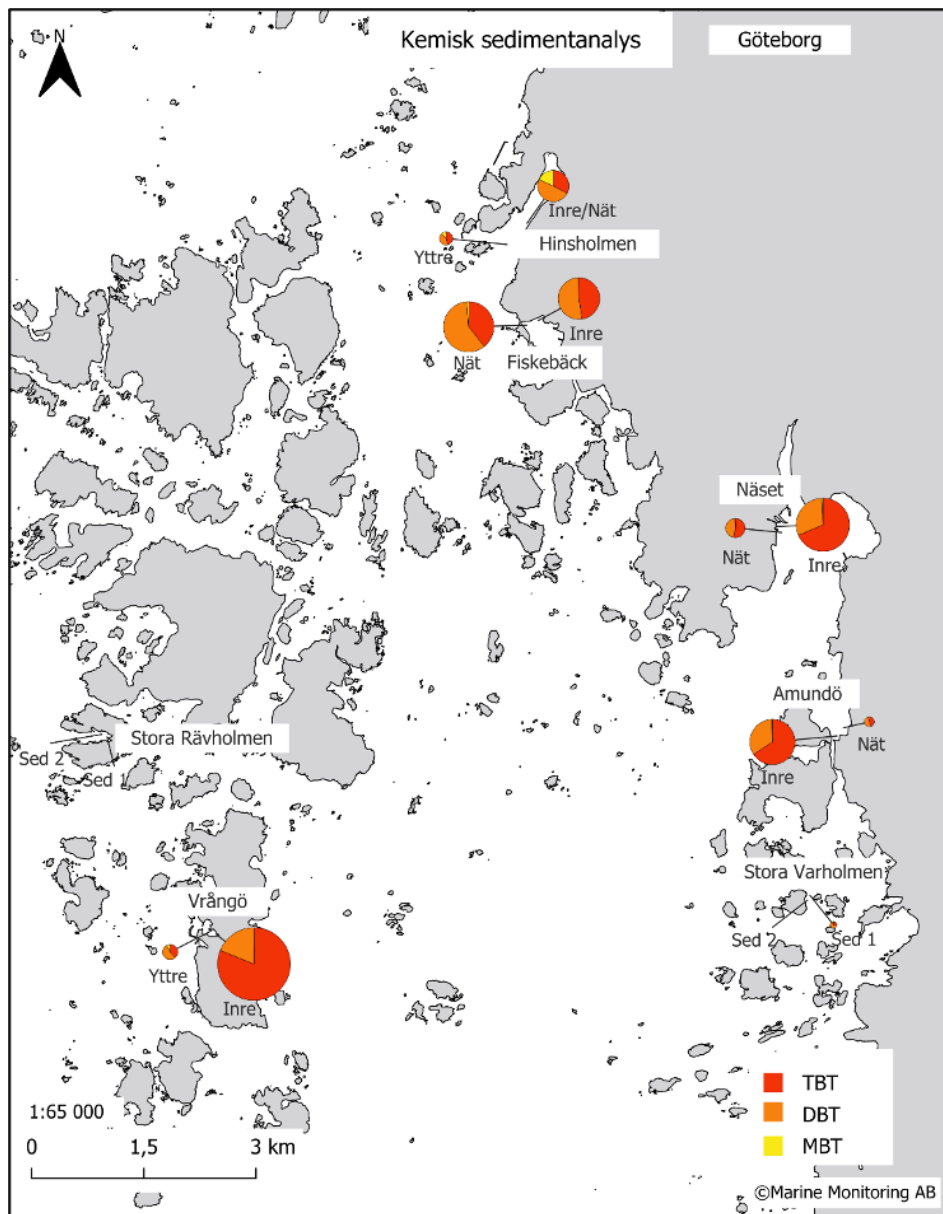
sannolikheten för stadie 3 och 4 mellan 2008 och 2014 medan sannolikheten för stadie 0 och 1 steg, vilket dock vände 2017 då sannolikheten för stadie 3 återigen steg medan sannolikheten för stadie 0 och 1 sjönk. Amundö uppvisar en stigande sannolikhet för stadie 0 och 1 som förefaller plana ut, liksom avtagande sannolikhet för stadie 3 medan stadie 2 och 4 är låga.



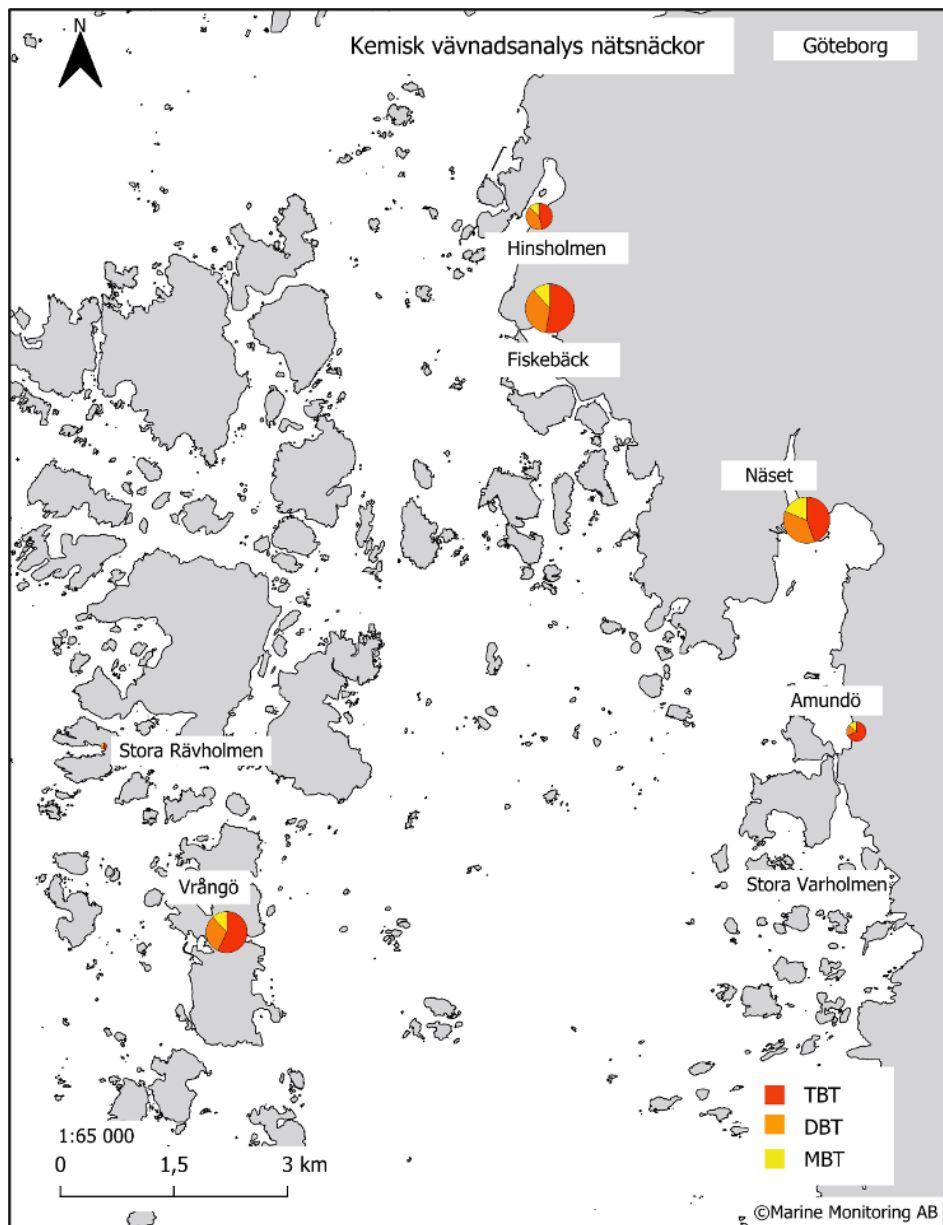
Figur 23. Sannolikhet för förekomst av ett visst stadie av imposex i de olika hamnarna samt variation över tid.

5.3.4 TBT i vävnaden och sediment

Högsta halten TBT i sedimentet uppmättes vid Vrångö inre (1 250 µg/kg TS), följt av Näset inre (566 µg/kg TS) och Amundö inre (392 µg/kg TS). Något lägre halter men fortfarande inom klass 5 uppmättes vid Fiskebäck nät och Fiskebäck inre. Den sammanlagda halten från två sedimentprover av TBT, DBT och MBT i respektive hamn var högst i hamnarna Vrångö och Fiskebäck (Figur 24) Detta avspeglas även något så när hos nätsnäckorna då de högsta halterna av såväl TBT i vävnad som VDSI 2023 sågs i Fiskebäck (192 µg/kg TS) samt Vrångö (146 µg/kg TS) (Tabell 2; Tabell 3), följt av Näset (146 µg/kg TS), Hinsholmen (49 µg/kg TS), Amundö (39 µg/kg TS), och naturhamnarna. De högsta vävnadshalterna av samtliga organiska tennföreningar återfanns i Fiskebäck, Näset och Vrångö följt av Hinsholmen, Amundö och naturhamnarna (Figur 25), och samma hamnar uppvisade även de högsta respektive lägsta värdena för VDSI (Tabell 3).



Figur 24. Karta som visar hur summan av TBT och dess nedbrytningsprodukter DBT och MBT i sedimentet fördelar sig storleksmässigt vid provtagna lokaler i varje hamn och i förhållande till övriga undersökta hamnar.



Figur 25. Karta som visar hur TBT och dess nedbrytningsprodukter DBT och MBT i vävnad från nätsnäckor fördelar sig storleksmässigt vid varje hamn och i förhållande till övriga undersökta hamnar.

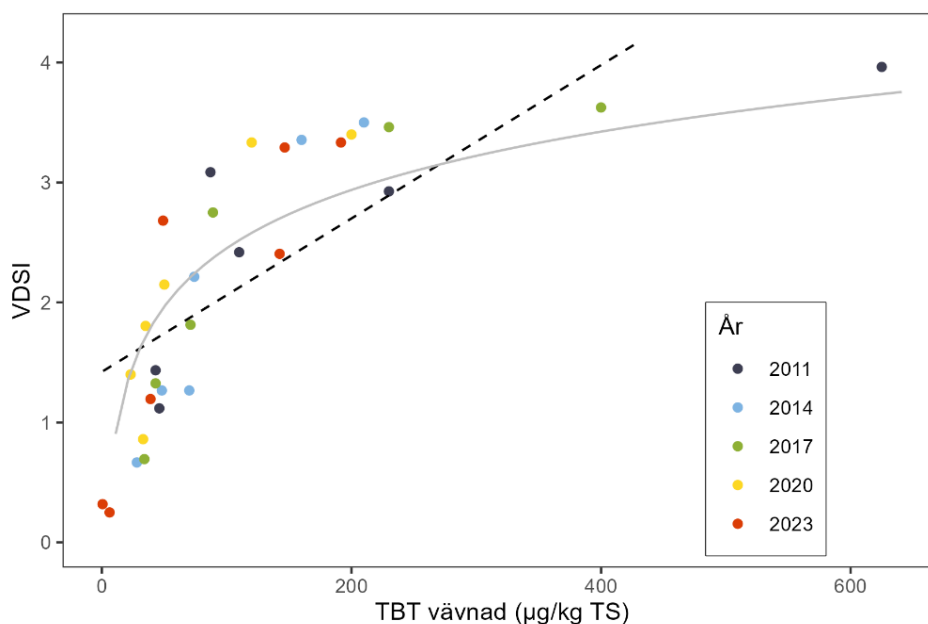
5.4 Regressionsanalyser

Sambandet mellan VDSI och TBT i vävnaden samt sambandet mellan TBT i vävnaden och TBT i sedimentet har studerats med regressionsanalyser. Data från samtliga områden och år men även data från småbåtshamnen i Önnered, vilken undersöktes perioden 2011–2020 har ingått. Detta innebär sex datapunkter för åren 2011, 2014, 2017, 2020 och sju för år 2023, totalt 31 datapunkter. För sambandet mellan TBT i vävnad och TBT i sediment har endast sedimentdata från samma lokal som snäckorna fångades på använts, med undantag för Vrångö. Sedimentet provtas inte på samma ställe som snäckorna i Vrångö men lokalerna ligger med ungefär samma avstånd till snäcklokalen. Då vävnadshalterna av TBT är mycket höga (120–400 µg/kg TS) har den högsta

halten av TBT i sedimentet för respektive år använts i analysen. Halva detektionsvärdet (0,5) har använts när inga halter har detekterats.

5.4.1 VDSI och TBT i vävnaden

Regressionsanalysen för VDSI och TBT i vävnaden visade ett signifikant samband över alla år mellan ökad grad av VDSI och ökad koncentration av TBT i vävnaden ($R^2=0,55$, $p < 0,0001$) (Figur 26). Värdet på VDSI kan till 55 procent förklaras av halten TBT i vävnad. Sambandet var dock starkare med en logaritmisk trendlinje ($R^2=0,69$) vilket kan förklaras med att VDSI inte kan få ett högre värde än fyra trots högre koncentrationer av TBT i vävnaden. R^2 värdet för linjärt samband var högst för år 2014 ($R^2=0,90$, $n=6$, $p=0,004$) följt av år 2020 ($R^2=0,78$, $n=6$, $p=0,02$), år 2023 ($R^2=0,77$, $n=7$, $p=0,009$) samt år 2017 ($R^2=0,72$, $n=6$, $p=0,03$). År 2011 var nästan signifikant ($R^2=0,64$, $n=6$, $p=0,057$). Även sambandet mellan VDSI och summan av MBT, DBT och TBT i vävnad testades och var för alla år högre än för enbart TBT med en förklaringsgrad om 64 procent ($R^2=0,64$) samt 74 procent vid en logaritmisk trendlinje ($R^2=0,75$).



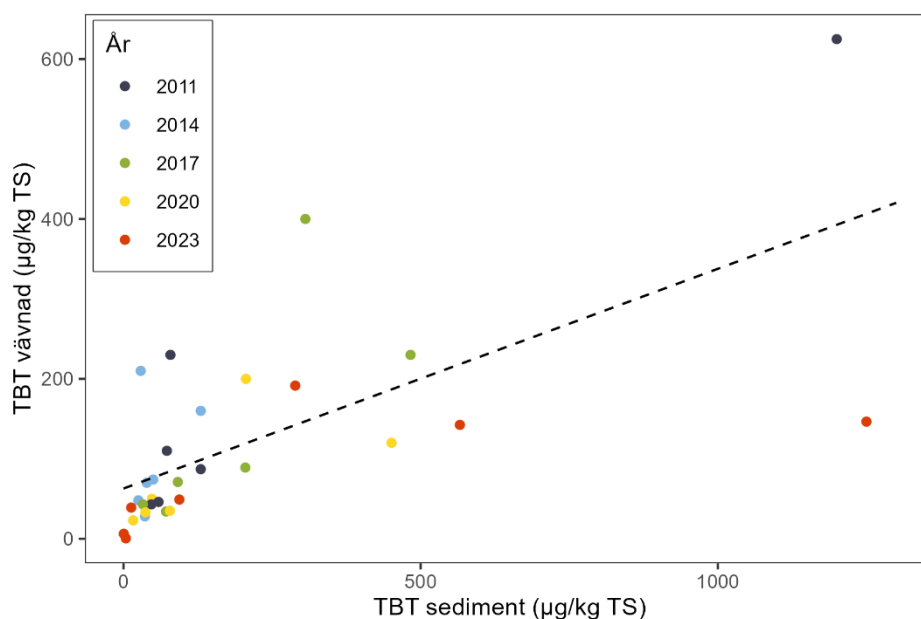
Figur 26. Regression för VDSI och TBT-halten i nätsnäckans vävnad ($\mu\text{g}/\text{kg TS}$). Den linjära trendlinjen för alla år visas som en svart streckad linje, med $R^2=0,55$ ($p < 0,0001$). R^2 -värdet visar hur väl trendlinjen följer datapunkterna. Den grå kurvade linjen visar det logaritmiserade sambandet med $R^2=0,69$ ($p < 0,0001$).

5.4.2 TBT i sediment och TBT i vävnaden

Regressionsanalysen för TBT i sedimentet och TBT i vävnaden visade ett signifikant samband över alla år mellan ökad grad av TBT i sedimentet och ökad koncentration av TBT i vävnaden ($R^2=0,44$, $p < 0,0001$) (Figur 27). Sambandet var högst för år 2011 ($R^2=0,91$, $p=0,003$) men inget signifikant samband sågs för övriga år (2014: $R^2=0,13$, $p=0,47$, 2017: $R^2=0,53$, $p=0,10$, 2020: $R^2=0,42$, $p=0,16$, 2023: $R^2=0,45$, $p=0,10$). Även sambandet mellan

summan av MBT, DBT och TBT i sedimentet och i vävnaden testades och var för samtliga år marginellt högre ($R^2=0,49$) än för enbart TBT.

Både förklaringsnivån överlag och år 2011 specifikt påverkas av att halten TBT i vävnad (625 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) och i sediment (1200 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) från Fiskebäck 2011 samt TBT i vävnad (146 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) och i sediment (1250 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) från Vrångö 2023 var mycket höga. Exkluderas dessa båda observationer sjunker förklaringsnivån till 33 procent, dock har halten TBT i sediment alltså en signifikant effekt på TBT i vävnad ($R^2=0,33$, $p=0,001$).



Figur 27. Regression för TBT i sedimentet och TBT-halten i nätsäckens vävnad ($\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) för provtagningar utförda 2011, 2014, 2017, 2020 och 2023. Den linjära trendlinjen för alla år visas som streckad linje ($R^2=0,44$; $p<0,0001$) R^2 -värdet visar hur väl trendlinjen följer datapunkterna.

5.5 Statusbedömning

5.5.1.1 Imposex

Klassning utifrån VDSI är i enlighet med OSPAR (CEMP assessment report: 2008/2009 - *Assessment of trends and concentrations of selected hazardous substances in sediments and biota*). Klassningen varierar mellan *måttlig* och *otillfredsställande*. Denna klassning stämmer även väl överens med uppmätta TBT-halter i vävnaden i småbåtshamnarna. Amundö som har det lägsta innehållet av TBT i vävnad klassas som *måttlig* enligt VDSI. Hinsholmen, Fiskebäck, Näset samt Vrångö som har en högre koncentration av TBT i vävnaden samt ett högre VDSI klassas som *otillfredsställande*. I naturhamnarna sågs en betydligt lägre påverkan, dock klassades endast Stora Rävholmen som *god*. VDSI vid Stora Varholmen var marginellt över gränsen för *god* status och klassades liksom Amundö som *måttlig*.

5.5.1.2 Sediment

Sedimentet i samtliga småbåtshamnar överstiger det svenska gränsvärdet för TBT och statusen bedöms som *ej god status* i enlighet med HVMFS 2019:25 (Tabell 7). Av naturhamnarna är det endast Stora Rävholmen som klarar gränsvärdet och får *god status*. Sedimentet vid Stora Varholmen är marginellt över gränsvärdet med sina 1,97 µg/kg TS efter TOC-normalisering och sedimentet bedöms således som *ej god status*.

Klassningen enligt svenska jämförelsevärden (Josefsson, 2017) varierar mellan klass 3;*medelhög halt*, klass 4;*hög halt* och klass 5;*mycket hög halt*. Generellt klassas samtliga sedimentlokaler i småbåtshamnar som klass 5;*mycket hög halt*, enda undantagen är Hinsholmen yttre och Vrångö mitt vilka faller inom klass 4;*hög halt* samt Amundö nät där halterna var inom klass 3;*medelhög halt*.

Tabell 7. Uppmätta halter av TBT i sedimentet har för bedömning av status enligt HVMFS 2019:25 normaliserats till ett sediment med 5 procent organiskt kol. Vid avvikande kolhalt hos sedimentet multipliceras analyserad koncentration med $[5/(\text{aktuell organisk kolhalt i procent})]$ före jämförelsen med gränsvärdet 1,6 µg/kg TS.

Parametrar	Hinsholmen		Amundö		Fiskebäck		Vrångö		Näset		Stora Rävholmen		Stora varholmen	
	Nät	Yttre	Inre	Nät	Inre	Nät	Inre	Mitt	Inre	Nät	Sed 1	Sed 2	Sed 1	Sed 2
TOC (% TS)	4,2	2	6	6,3	5,8	4,9	6	2,5	4	8,7	0,5	0,6	10	0,31
TBT (µg/kg TS)	94	23	392	13	241	289	1250	26	566	58	<1	<1	3,95	<1
TBT ^{TOC-} _{norm} (µg/kg TS)	112	58	327	10	208	295	1042	52	708	33	<1	<1	1,98	<1

6 Diskussion och slutsatser

Denna studie har gjorts på uppdrag av Miljöförvaltningen i Göteborg stad och resultat och trender från denna kan användas som stödparameter för uppföljning av Göteborgs stads miljö- och klimatprogram. Fem hamnar samt två områden som nyttjas som naturhamnar har undersökts med avseende på organiska tennföreningar i sedimentet och vilken effekt dessa ämnen får på nätsnäckor. I samtliga områden infångades nätsnäckor vilka analyserades med avseende på halt av organiska tennföreningar i vävnaden, och i vilken utsträckning denna exponering har gett upphov till imposex hos snäckorna.

Nedan diskuteras och sammanfattas hur påverkade nätsnäckorna som lever i undersökta hamnar är och i vilken omfattning sedimenten är förorenade av TBT och andra organiska tennföreningar. Miljöpåverkan på aktuella ytvattenförekomster bedöms och därmed indirekt hur indikatorn *Andel ytvattenförekomster med god ekologisk status* påverkas. Avsnittet avslutas med sammanfattande punktvisa slutsatser.

6.1 TBT i sedimentet och påverkan på snäckor

I samtliga småbåtshamnar uppvisade snäckorna omfattande morfologiska förändringar (imposex) som en följd av att de lever i TBT-förorenade sediment. Statusen för hamnarna utifrån OSPAR:s bedömningskriterier för graden av imposex så kallat VDSI, varierade mellan *måttlig* och *otillfredsställande*. Förekomst av imposex har under perioden 2008 till 2023 minskat vid småbåtshamnarna Hinsholmen och Amundö. I Fiskebäck småbåtshamn samt Vrångö hamn sågs ingen förbättring över tid och i Näset sågs en ökning av VDSI mellan 2014 och 2023. I undersökta naturhamnar var situationen betydligt bättre. Vid Stora Varholmen kunde TBT detekteras i ett av två sedimentprover och halten var marginellt över gränsvärdet för TBT. Även VDSI var lågt och på gränsen till *god* status och TBT kunde inte detekteras i vävnaden. Stora Rävholmen uppvisade *god* status med avseende på både sedimentet och imposex. Det bör dock noteras att halt av TBT påvisades i vävnaden.

Hamnarna där de kraftigaste effekterna sågs var Fiskebäck och Vrångö, där samtliga honor var påverkade och uppvisade något av de två högsta imposex-stadierna. Fiskebäck hamn undersöktes första gången med avseende på imposex år 2011 och samtliga honor var då kraftigt påverkade med max VDSI (4,0). 2014 observerades en tendens till minskning i VDSI och en kraftig minskning i halten TBT i vävnad. Minskningen av TBT i vävnad berodde sannolikt på att det skedde en muddring i hamnen mellan dessa provtagningar, och förändringen i VDSI beror möjligen på att snäcklokalen flyttades och hamnade längre bort ifrån spolplatta och sjösättningskran där halterna av TBT ofta är högre än i övriga delar av småbåtshamnar. Noterbart är dock att det vid årets provtagningar var högre halter av TBT vid lokalen där snäckorna hämtas än vid den inre sedimentlokalen.

Liksom Fiskebäck fortsätter Vrångö hamn att uppvisa omfattande effekter till följd av påverkan från TBT. Hamnen vars status med avseende på VDSI klassades som *dålig* 2017, klassas nu som *otillfredsställande*. Vrångö är den enda hamnen där en böjd äggladare har observerats hos enstaka honor (2014 och 2017) vilket är ett tecken på en mycket kraftig maskulinisering. Situationen i Vrångö är anmärkningsvärd då detta även är den enda lokalen där VDSI tenderat att öka under en period. Ökningen är dock inte statistiskt säkerställd. Halten av TBT i vävnad och i sedimentet är mycket varierande. Innan 2014 var TBT-halten i sedimentet under 86 µg/kg TS för att 2017 uppgå till 306 µg/kg TS vid den inre lokalen. Detta minskade visserligen 2020 till 11 µg/kg TS, men vid årets provtagning uppmättes 1250 µg/kg TS. De höga halterna av TBT i vävnaden som förekommer är också anmärkningsvärda. I Vrångö tas snäckorna i området intill sjösättningsrampen och spolplattan, och om spolplattan inte används korrekt kan spolvatten möjligen leda till högre TBT-halter i sedimentet. I Vrångö samlas spolvattnet in och hanteras som farligt avfall, i stället för att spillvattnet renas och återförs till havet. Sedimentet i området där snäckorna fångas är grovkornigt och därmed inte lämpligt för kemisk analys, varför analys av TBT-halt i sedimentet saknas för själva snäcklokalen. Samtidigt är det inte sannolikt med höga halter TBT i sedimentet i området närmast spolplattan och sjösättningsrampen just på grund av det grovkorniga sedimentet. Nätsnäckor föredrar dessutom vanligtvis lite mjukare substrat där de kan gräva ner sig, varför det är troligt att de huvudsakligen lever något djupare där substratet är mer finkornigt och innehållet av TBT högt.

Anmärkningsvärt vid 2023 års provtagning var även en signifikant ökning i VDSI vid Näset. Även halten TBT i vävnad och i sedimentet tenderade att ha ökat sedan föregående provtagning. En möjlig orsak kan vara att snäcklokalen flyttades till Näset inre då inga snäckor hittades vid Näset nät. Nätsnäckor är dock relativt rörliga och avståndet på cirka 80–110 meter mellan Näset nät och Näset inre borde inte ha en stor betydelse.

Vanligtvis har halten TBT i sedimenten varit högst i de inre lokalerna vilket även var fallet 2023 med undantag för Fiskebäck. Kvoten av TBT och dess nedbrytningsprodukter har varierat och i Vrångö, Näset och Amundö har kvoten varit >1,5 och visat på ett *märkbart nytillskott*. I samtliga hamnar med undantag för Vrångö har även halter av trifenylyltenn (TPhT) noterats. Även halter av tetrabutyltenn återfanns i tre av hamnarna (Fiskebäck, Näset och Vrångö).

Sammanfattningsvis är VDSI högst i Fiskebäck och Vrångö och inga signifikanta skillnader sågs mellan år i dessa marinor. I övriga småbåtshamnar observerades signifikanta minskningar över tid vid jämförelse med provtagning utförd 2008, med undantag för Näset där VDSI har ökat sedan 2014. Effekter av TBT sågs även i naturhamnarna men inte lika omfattande som i småbåtshamnarna.

6.2 Påverkanskällor och åtgärder

Orsaken till de höga halterna av TBT som sågs i småbåtshamnarna har sitt ursprung i det omfattande användandet av TBT i båtottenfärg i början på 1960-talet och framåt 1990-talet. Detta har medfört att organiska tennföreningar och då främst TBT har ansamlats i hamnsediment under en mycket lång period och medfört att fritidsbåtar och småbåtshamnar är den absolut största påverkanskällan när det gäller spridning av TBT till omgivningen. Gränsvärdet för god miljöstatus avseende TBT uppnås idag inte varken i utsjön eller i kustnära områden när det gäller effekter från TBT-förorenade sediment. Noterbart är att även TPhT är giftigt för akvatiskt liv och har använts i båtottenfärger men inte i samma utsträckning som TBT (Hoch, 2001). Tetrabutyltenn används som råvara vid tillverkning av andra tennorganiska föreningar exempelvis TBT.

Organiska tennföreningar är vanligen hårt bundna till sedimentpartiklar men i samband med att vattnet grumlas upp kan TBT temporärt frigöras från sedimentet och bli mer biotillgängligt. Användandet av kraftiga båtmotorer som grumlar upp ytsedimentet eller olika typer av vattenverksamhet i hamnarna som medför grumlig, exempelvis muddring eller utbyte av pålade bryggor, kan ha denna effekt. Sedan den senaste undersökningen hösten 2020 har det ansökts om ett flertal vattenverksamheter i de undersökta småbåtshamnarna. Merparten har inte utförts alternativt bedömts ligga för långt bort från lokaler i denna studie för att påverka resultatet. Några verksamheter är även av den karaktären att de sannolikt inte har gett upphov till någon spridning av TBT. Undantaget är Amundö Marina AB som har blivit beviljade att byta ut del av brygganläggningen som vetter emot Lilla Amundö samt 22 pålar på denna. Under perioden 2021–2023 har endast 4 pålar byts ut. Att byta ut pålar medför en viss grumling, främst i samband med upptag av pålarna. Det är möjligt att detta kan ha påverkat sedimentlokalen Amundö Inre då en tydlig ökning av TBT sågs jämfört med föregående provtagning. Bytet av pålar har dock skett cirka 140 meter ifrån Amundö Inre. De höga halterna som noterades kan även bero på att det finns en stor variation i hur miljögifter fördelar sig i sedimenten. Exempelvis har stora variationer i halten TBT setts från ett år till ett annat i både Fiskebäck och Vrångö utan att det kan härledas till anmälningspliktig vattenverksamhet. Variationen kan vara orsakad av båttrafik som rör upp och omfördelar det kontaminerade sedimentet inom hamnen i samband med att båtarna går in och ut ur området (Moksnes et al, 2019) men även av kraftiga stormar. Sannolikt handlar det inte om en faktisk ökning av TBT i sedimenten utan det troliga är att det har skett en omfördelning, vilket även innebär att snäckorna troligtvis inte påverkas mer än vanligt. I Amundö sågs dessutom ett sjunkande VDSI varför bedömningen är att utbytet av delar av brygganläggningen inte har påverkat resultatet i denna rapport nämnvärt.

Utöver användningsförbudet har ett flertal åtgärder för att stoppa spridning av TBT tagits fram. I Göteborg stad är det krav på att småbåtshamnar som tar upp och spolrar av mer än 50 båtar varje säsong ska ha installerat en spolplatta med reningsanläggning. Syftet med spolplattorna är att samla upp merparten av de miljöfarliga ämnen som lossnar från båtskrovet i samband med avspolning.

Avfallet renas sedan eller skickas på destruktion istället för att som tidigare spolras ned i marken eller tillbaka i havet. När denna undersökning startades 2008 var syftet att följa upp en förmodad positiv effekt på miljön av installation av spolplattor i småbåtshamnar.

Havs och vattenmyndigheten (Rapport 2012:10 rev 2015) har därtill tagit fram riktvärden för olika ämnen som utgående spillvatten från spolplattor kopplade till en reningsanläggning måste understiga. Halten TBT får exempelvis inte överstiga 200 ng/l. Samtliga hamnar i denna undersökning, med undantag för Vrångö, innehar en reningsanläggning kopplad till spolplattan. Alla utom en har klarat gällande krav på rening vid senaste provtagningen. I Vrångö samlas spolvattnet istället in och hanteras därefter som farligt avfall, i stället för att renas och återföras som spillvatten till havet.

Förutom kravet på godkänd spolplatta ska det även finnas en handlingsplan med tidsatta mål för att säkerställa att inga båtar med gamla färglager innehållande TBT finns inom hamnens område. Minimikravet är att båtar byggda tidigare än 1998 ska kontrolleras och saneras och planen ska innehålla information om hur och när inventering, mätning och sanering sker.

Sedimenten i undersökta hamnar är trots ovanstående åtgärder fortsatt mycket hårt belastade av TBT och att sanera en hamn genom att muddra bort det förorenade sedimentet är kostsamt och svårt. 2011 gjordes en underhållsmuddring i Fiskebäcks hamn där det mest förorenade sedimentet muddrades bort. Innan muddring uppmättes inom denna undersökning var halter av TBT i sedimentet motsvarande 1200 µg/kg TS, och efter muddringen har analys visat på halter av TBT mellan 8 och 335 µg/kg TS. Halterna som varierar mycket är visserligen lägre men inte tillräckligt låga, för att undvika effekt på snäckor och andra organismer. Trots de genomgående höga halterna i sedimenten sågs en minskning av imposex i flera av de besökta småbåtshamnarna vilken utöver förbudet kan vara relaterad till bland annat installation av spolplattor. Sannolikt är det en kombination av flera faktorer.

På nationell nivå har Havs och vattenmyndigheten fastställt ett åtgärdsprogram (ÅPH 17 2015, Modifierad 2021) som pågår fram till år 2027 där fokus ligger på att utreda orsaker till fortsatt tillförsel av bland annat TBT, analysera behovet av ytterligare reglering samt ta fram kunskapsunderlag, vägledningar och riktlinjer för tillsyn. Åtgärden som förväntas bidra till minskad tillförsel av TBT genomförs av Naturvårdsverket och Transportstyrelsen i samråd med Kemikalieinspektionen, Sjöfartsverket, Havs- och vattenmyndigheten, Forsvarsinspektören för hälsa och miljö (FIHM), Statens geotekniska institut (SGI), länsstyrelser och kommuner.

6.3 Bedömning av miljöpåverkan på ytvattenförekomst

Miljöpåverkan från TBT i hamnarna är omfattande. I Hinsholmen, Fiskebäck, Näset och Vrångö uppvisade 91–100 procent av honorna imposex och status med avseende på imposex var *otillfredsställande* i dessa hamnar. I Amundö, som hade det lägsta VDSI av hamnarna, observerades imposex hos 56 procent av analyserade snäckor och statusen var *måttlig* med avseende på imposex. Det är tydligt att dessa höga nivåer är begränsade till hamnar. Både Stora Rävholmen och Stora Varholmen hade ett betydligt lägre VDSI (0,25 respektive 0,32) och endast 21–23 procent av snäckorna uppvisade något stadium av imposex.

Vidare överskreds det svenska gränsvärdet för TBT i ytsediment (1,6 µg/kg TS) markant vid samtliga småbåtshamnar och bedömningen för den kemiska statusen i alla undersökta småbåtshamnar är att den inte uppnår *god status* enligt HVMFS 2019:25. Bedömningen har skett utifrån halter som är TOC-normaliserade.

Vid klassning enligt de svenska jämförelsevärdena för TBT (Josefsson, 2017) hamnar uppmätta TBT-halter i sedimenten inom detta projekt huvudsakligen inom klass 3 till klass 5, vilket innebär att uppmätta halter är *medelhöga* till *mycket höga* i förhållande till andra prover tagna längs kusten. Detta är inte förvånande då hamnar vanligen är de mest förorenade områdena avseende dessa ämnen. Detta framgår tydligt av sedimentresultaten vid jämförelse med Stora Rävholmen och Stora Varholmen. Vid Stora Rävholmen detekterades inga organiska tennföreningar och sedimentet uppvisar *god status* med avseende på TBT enligt HVMFS 2019:25. Vid Stora Varholmen detekterades förhållandevis låga halter av TBT och DBT, de faller dock inom klass 3; *medelhög halt*. Halten TBT vid Stora Varholmen är, efter omräkning till ett sediment innehållande 5 procent organiskt kol, 1,97 µg/kg TS och överskrider därmed gränsvärdet för TBT och uppnår inte *god status*.

De höga halterna av organiska tennföreningar i sedimenten från småbåtshamnarna avspeglar sig även på statusbedömningen av de berörda ytvattenförekomsterna; Asperöfjorden, Askims fjord och Göteborgs södra skärgårds kustvatten. Samtliga dessa ytvattenförekomster uppvisar enligt senaste informationen från VISS (VattenInformationSystem Sverige), en *måttlig* ekologisk status och en *ej god* kemisk status för förvaltningscykel 3 (2017–2021). Den kemiska statusen bedöms även fortsättningsvis som *ej god*. För TBT anges båthamnar och trafik av fritidsbåtar som betydande påverkanskällor och för samtliga nämnda ytvattenförekomster har tidsfristen att uppnå *god status* med avseende på TBT ändrats till 2027. Det bedöms dock inte som troligt utifrån denna studie att *god status* kommer att uppnås till 2027. Provtagningar i denna studie har skett återkommande i samma hamnar sedan 2008 och även om minskning av imposex ses i ett fåtal hamnar så finns det även hamnar som efter femton år inte uppvisar förbättringar.

Det är inte sannolikt att ytvattenförekomsterna i Göteborgs stad kommer uppnå beslutat mål för indikatorn *Andel ytvattenförekomster med god ekologisk status* till 2030, om inte hamnar undantas från bedömningen av kemisk ytvattenstatus. För att få en representativ bild av hela ytvattenkomsterna behöver provtagningen dessutom omfatta fler lokaler utanför hamnområden.

6.4 Slutsatser

Syftet med denna studie var att undersöka fysiska förändringar hos nätsnäckor, så kallad imposex, som tyder på påverkan av tributyltenn (TBT). Den trend för belastningen av dessa ämnen som årets resultat tillsammans med resultat från tidigare undersökningar bildar används därefter som stödparameter till indikatorn *Andel ytvattenförekomster med god ekologisk status* för uppföljning av Göteborgs Stads nya miljö- och klimatprogram. Nedan ges korta punktvisa slutsatser för imposex respektive sedimentundersökningar. Den kanske viktigaste slutsatsen är att för att uppnå målet i Göteborgs Stads miljö- och klimatprogram kommer sannolikt hamnar att behöva undantas från bedömning av kemisk ytvattenstatus samt att fler lokaler utanför hamnområden behöver omfattas i framtida undersökningar.

Imposex

- Miljöpåverkan i hamnarna anses vara omfattande och statusen bedömdes till *otillfredsställande* i Hinsholmen, Fiskebäck, Näset samt Vrångö endast Amundö uppvisade måttlig status. Av naturhamnarna var statusen *måttlig* vid Stora Varholmen och *god* vid Stora Rävholmen.
- Signifikant minskning av imposex sågs vid Hinsholmen och Amundö vid jämförelse med provtagningar gjorda 2008.
- Inga skillnader över tid har observerats i Fiskebäck och Vrångö.
- VDSI i naturhamnarna var signifikant lägre än VDSI i småbåtshamnarna och VDSI i Amundö var signifikant lägre än i övriga småbåtshamnar.
- Kvoten av TBT och dess nedbrytningsprodukter DBT och MBT i vävnaden hos nätsnäckor varierar mellan 0,8–2,1 vilket innebär att ett *litet* till ett *märkbart nytillskott* av TBT sker till snäckan.

Sedimentet

- Sedimenten är kraftigt förorenade av TBT i småbåtshamnarna och det svenska gränsvärdet (1,6 µg/kg TS) för *god* status med avseende på TBT i sedimentet överskrids vid samtliga småbåtshamnar.
- Gränsvärdet för TBT i sediment överskrids marginellt i en av lokalerna på Stora Varholmen men inte vid Stora Rävholmen som således klarar gränsen för *god* status.
- Klassningen enligt svenska jämförelsevärden för TBT varierar i småbåtshamnarna men vanligast var klass 5; *mycket hög halt* som uppnås i sju av tio prover. Ett prov uppvisade halter inom klass 3; *medelhög halt*, och två prover förekom inom klass 4; *hög halt*. I

naturhamnarna var klassningen huvudsakligen inom klass 2;*låg halt* men klass 3;*medelhög halt* förekom i ett prov från Stora Varholmen.

- Vid fyra av tio lokaler har halten TBT minskat vid jämförelse med tidigare års provtagning.
- De högsta halterna av TBT uppmättes i Vrångö hamn följt av Näset samt Amundö, vanligen vid de inre lokalerna i respektive hamn.
- Kvoten av TBT och dess nedbrytningsprodukter DBT och MBT i sedimenten varierade mellan 0,5–4,3 där < 0,8 *inte innebär ett nytillskott*; 0,8–1,0-*litet nytillskott*; 1,0–1,5-*märkbart nytillskott* och >1,5-*stort nytillskott*.



7 Referenser

- AFS-konventionen. Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 782/2003 av den 14 april 2003 om förbud mot tennorganiska föreningar på fartyg (EUT L 115, 9.5.2003, s. 1).
- Alzieu, C. 1991. Environmental problems caused by TBT in France: assessment, regulations, prospects. *Marine Environmental Research*, 32, 7-17.
- Bengtsson, H, & Cato, I., 2011: TBT i småbåtshamnar i Västra Götalands län 2010 – en studie av belastning och trender. Rapport 2011:30
- Bengtsson, H, & Wernersson A., 2012: TBT, koppar, zink och irgarol i dagvatten, slam och mark i småbåtshamnar, Västra Götalands län 2011. 2012:16.
- Dyrynda, E. A. 1992. Incidence of abnormal shell thickening in the pacific oyster *Crassostrea gigas* in Poole Harbour (UK), subsequent to the 1987 restrictions. *Marine Pollution Bulletin*, 24, 156-163.
- Göteborgs Stads miljö- och klimatprogram 2021-2030, Diariernr. 0409/19 (0044/22)
- HVMFS 2019:25 Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om Klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.
- Havs- och vattenmyndighetens rapport (ursprungsrapport 2012:10) Båtbottentvättning av fritidsbåtar Riktlinjer, reviderad upplaga 2015 Diariernr. 701-11, ISBN 978-91-87025-10-5
- [HELCOM \(2023\) TBT and imposex. HELCOM core indicator report. Online. 20240114, https://indicators.helcom.fi/wp-content/uploads/2023/04/TBT-and-imposex_Final_April_2023-1.pdf. ISSN: 2343-2543](https://indicators.helcom.fi/wp-content/uploads/2023/04/TBT-and-imposex_Final_April_2023-1.pdf)
- Hoch, M. (2001). "Organotin compounds in the environment — an overview". *Applied Geochemistry*. **16** (s 7–8): 719–743.
[Bibcode:2001ApGC...16..719H. doi:10.1016/S0883-2927\(00\)00067-6.](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(00)00067-6)
- Joose, J. & Geraerts, W. P. M. 1983. *Endocrinology in the Mollusca*. New York Academic Press, 4.1, pp 317-406.
- Josefsson, S., 2017, Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment november 2017, SGU-rapport 2017:12
- Leonardsson, K., 2005, Undersökningstyp: Sediment –Basundersökning, *Version 1:1 : 2005-12-12*, Inst. ekologi och geovetenskap, Umeå universitet
- Magnusson, M., Borgegren, A., Granmo, Å., & Cato, I., 2004. ” Eventuellt samband mellan halten tennföreningar i vävnaden hos nätsnäcka *Nassarius nitidus* och halten tennföreningar i sedimentet”, Swedish Environmental Protection Agency, Contract no 2120429
- Magnusson, M., 2009. ”Biologisk övervakning av nätsnäckor i småbåtshamnar” R2009:5, Göteborgs stad, miljöförvaltningen
- Magnusson, M., Hilvarsson, A., & Granmo, Å., 2011. ”Förekomst av TBT i sediment från småbåtshamnar och dess effekt på snäckor” R2012:3,

Göteborgs stad, miljöförvaltningen, ISBN 1401-2448

- Matthiessen P and Gibbs, P. 1998. Critical appraisal of the evidence for tributyltin mediated endocrine disruption in molluscs. *Environ Toxicol Chem*, 17, 37-43.
- Miljödirektoratet (2020). Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota - revidert 30.10.2020. Veileder M-608/2016.
- Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2020. R2021:07 Effekter av tennorganiska föreningar En undersökning i sju småbåtshamnar i Göteborg 2020. ISBN 1401-2448.
- Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2017. R2018:06 Effekter av tennorganiska föreningar i småbåtshamnar 2017. ISBN 1401-2448.
- Miljöförvaltningen Göteborgs Stad, 2014. R2015:04 Inventering av tennorganiska föreningar och des effekter i småbåtshamnar 2014. ISBN 1401-2448.
- Moksnes P-O, Eriander L, Hansen J, Albertsson J, Andersson M, Bergström U, Carlström J, Egardt J, Fredriksson R, Granhag L, Lindgren F, Nordberg K, Wendt I, Wikström S, Ytreberg E. 2019. Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i Sverige. Havsmiljöinstitutets Rapport nr 2019:3.
- Müller, M.D., Renberg, L. & Rippen, G., 1989: Tributyltin in the environment – sources, fate and determination: an assessment of present status and research needs. *Chemosphere* 18, 2015-2042.
- Oehlmann *et al.*, J. O., E. Stroben, C. Bettin and P. Fioroni. 1993. Hormonal disorders and tributyltin- induced imposex in marine snails. Quantified phenotypic responses in morphology and physiology. In: *Proceedings of the 27th European Marine Biology Symposium*, Dublin, 301-305.
- OSPAR 2008, "Guidelines for contaminant-specific biological effects monitoring (TBT-specific biological effects monitoring)". OSPAR Commission, Ref No 2003-10, Technical Annex 3.
- OSPAR (2009). CEMP assessment report 2008/2009 – Assessment of trends and concentrations of selected hazardous substances in sediment and biota. ISBN 978-1-906840-30-3, Publication Number 390/2009
- Quinn GP, Keough MJ, 2002, *Experimental design and data analysis for biologists* Cambridge University Press, Cambridge.
- R Core Team (2023). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Stewart, C., de Mora, S.J., Jones, M.R.L. & Miller, M.C., 1992: Imposex in New Zealand neogastropods. *Mar. Pollut. Bull.* 4, 204-209.
- Underwood AJ, 1997, *Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance* Cambridge University Press, Cambridge.

Ytreberg, E., Bighiu, MA., Lundgren, L., Eklund, B., (2016) XRF measurements of tin, copper and zinc in antifouling paints coated on leisure boats. Environ Pollut. 2016 Jun;213:594-599. doi: 10.1016/j.envpol.2016.03.029. Epub 2016 Mar 24.



Miljöförvaltningen

Box 7012, 402 31 Göteborg

Telefon, växel: 031-365 00 00

E-post: miljoforvaltningen@miljo.goteborg.se