

Faktablad för att bedöma god miljöstatus enligt havsmiljöförordningen

8.2A Effekter av organiska tennföreningar på snäckor (imposex)

Havsmiljödirektivet syftar till att uppnå ett hållbart nyttjande av EU:s havsområden, samtidigt som biologisk mångfald bevaras och ekosystemen hålls friska och fria från föroreningar. Som en del av förvaltningen av havet genomförs vart 6:e år en bedömning av havsmiljöns tillstånd i relation till ett definierat önskvärt tillstånd som karaktäriserar god miljöstatus. Som underlag för bedömningen publicerar Havs- och vattenmyndigheten faktablad eller liknande rapporter som mer i detalj redovisar de metoder och observationer som används. Den samlade bedömningen som görs på en mer övergripande nivå finns publicerad i Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:27. Vad som kännetecknar god miljöstatus, samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön, fastställs i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter 2012:18. Version Nr.1, 2018-11-27

Del 1. Sammanfattning

Inledning

Tributyltenn (TBT) och andra organiska tennföreningar (OTC) har historiskt använts i båtbottnfärg för att förhindra påväxt på fartygsskrov. Föreningarna är giftiga och skadliga för det marina livet. Marina snäckor hör till de mest känsliga organismerna och de är därför lämpliga indikatorarter för påverkan. TBT verkar hormonstörande och medför att honor utvecklar hanliga könsorgan – ett fenomen som kallas imposex.

Indikatorn *Effekter av organiska tennföreningar på snäckor (imposex)* baseras på att klassificera graden av imposex hos indikatorarter.

Metod

Miljöövervakning sker enligt undersökningstypen *Biologisk effektövervakning av organiska tennföreningar*. Bedömningen baseras på klassificering enligt *Vas Deferens Sequence Index* (VDSI), ett mått på utvecklingen av sädesledare och pseudopenis hos honnsnäckorna. VDSI kan variera mellan 0 och 6. I Sverige används nätsnäcka (*Nassarius nitidus*) och stortusensnäcka (*Peringia ulvae*) som indikatorarter.

Tröskelvärde

Västerhavet när värdet för nätsnäcka understiger 0,3 VDSI. I Östersjön när värdet för tusensnäcka understiger 0,1 VDSI.

Bedömningsområde

Havsbassängerna i Nordsjön (Västerhavet) och Egentliga Östersjön enligt Bilaga 1 kartorna 3 och 4 (HVMFS 2012:18).

Bedömning 2018

Den nationella övervakningen av imposex sker kustnära. Mätningarna sker både vid referenslokaler utan närliggande föroreningskällor, och lokaler belastade av historiska TBT-föroreningar som naturhamnar, marinor och hamnar. Av 28 undersökta lokaler år 2016 är det endast tre referenslokaler i Västerhavet som klarar tröskelvärdet (Tabell 1). Vid dessa lokaler har VDSI legat stabilt runt tröskelvärdet sedan undersökningarna startade 2003. Vid majoriteten av TBT-belastade lokaler i Västerhavet som Brofjorden och Göteborgs hamn ses dock signifikant nedåtgående trender, ofta från mycket höga nivåer i början av mätningarna. Vid en del av dessa lokaler har dock de nedåtgående trenderna planat ut under senare år, för att nu ligga vid eller strax över tröskelvärdet. Detta indikerar att snäckorna vid dessa lokaler utsätts för avsevärt lägre halter av TBT idag än då övervakningen i Västerhavet påbörjades 2003, men att exponeringen kvarstår. Källorna till denna exponering kan vara exempelvis nytillförsel från gamla färgrester på båtar eller läckage från upplagrade TBT-föroreningar i sedimentet.

I Egentliga Östersjön klarar ingen av provtagningslokalerna, inklusive referenslokalerna, tröskelvärdet (Tabell 2). Däremot ses en skillnad mellan referenslokaler och TBT-belastade lokaler där en högre andel snäckor uppvisar imposex i belastade lokaler. Vid belastade lokaler som marinor och hamnar uppvisar i medeltal 47 % av honorna något stadium av imposex. Motsvarande siffror för naturhamnar respektive referenslokaler är 17 % respektive

25 %. Till skillnad från Västerhavet ses heller ingen tydlig nedgång i imposex över tid vid de belastade lokalerna i Egentliga Östersjön. Detta kan bero på att mätningarna startade först 2008, vilket kan innebära att en tidigare nedgång missats. Dessutom undersöks en annan art av snäcka i Egentliga Östersjön med större variation i VDSI vilket försvårar upptäckt av eventuella trender.

Bedömningen baseras enbart på resultat från provtagningslokaler i kustvatten. Det är dock troligt att situationen med avseende på TBT och imposex är problematisk också i utsjöområden, särskilt vid farleder med historiska föroreningar från TBT, men eventuellt också som resuspenderad förorening över större områden. Koncentrationerna av TBT vid ackumulationsbottnar i utsjösediment är fortsatt höga och klarar inte tröskelvärden för koncentration i sediment i någon havsbassäng i Egentliga Östersjön (se indikator 8.1A).

Del 2. Detaljerad information

A. Koppling till regelverk eller policyområden.

Havsmiljödirektivet	Vattendirektivet	Annan EU lagstiftning	Nationella miljömål	Samordnad inom HELCOM och/eller OSPAR
D8C2, Effekter av farliga ämnen			Giftfri miljö	HELCOM core indicator* (TBT and imposex)

* Tröskelvärden för imposex är under utvärdering i HELCOM och har inte beslutats.

B. Koppling till havsmiljödirektivet Bilaga III

Belastning och påverkan (Tabell 2a)	
Ämnen, avfall och energi	Tillförsel av andra ämnen (t.ex. syntetiska ämnen, icke syntetiska ämnen, radionuklider) – diffusa källor, punktkällor, atmosfärisk deposition, akuta händelser

C. Ingående kriteriekomponent(er)

Kriteriekomponent	Parameter	Enhet
Nätsnäcka (<i>Nassarius nitidus</i>)	VDSI	Enhetslös
Stor tusensnäcka (<i>Peringia ulvae</i>)	VDSI	Enhetslös

D. Metod för indikatorbedömningen

En bedömning av graden imposex kan göras i alla områden där lämpliga arter förekommer. I Sverige används nätsnäcka (*Nassarius nitidus*) och stor tusensnäcka (*Peringia ulvae*) som indikatorarter. Vilken art som används beror på vilka arter som finns på undersökningsplatsen. Nätsnäcka används generellt längs den Bohuslänska och Halländska kusten, och från Skåne och upp till Stockholmsområdet används stor tusensnäcka. Att övervakning inte sker längre norrut i Östersjön beror på att lämpliga arter saknas i området.

Snäckorna samlas in med håv eller fångas i fällor och transporteras levande till laboratoriet där de sövs med magnesiumklorid innan skalen knäcks och djuren plockas ut med pincett. Analys av imposex sker i stereolupp. Snäckorna könsbestäms och sädesledarens och pseudopenis längder mäts. Graden av imposex klassificeras enligt Vas Deferens Sequence Index (VDSI), vilket är ett mått på utvecklingen av sädesledare och pseudopenis hos honsnäckorna. Då imposex inte är reversibelt utförs även kemiska analyser för att bekräfta att effekterna beror på en pågående exponering. Detta görs främst på långlivade arter som exempelvis nätsnäckan.

Bedömning görs per provtagningslokal och uppmätt VDSI representativt för bedömningsperioden används för jämförelse med tröskelvärde. Tröskelvärdet uppnås då 95:e percentilen av uppmätt VDSI är lägre än tröskelvärdet. Resultaten för referenslokaler respektive historiskt belastade lokaler redovisas separat.

Tröskelvärdet för nätsnäcka är VDSI 0,3. Värdet är överenskommet inom OSPAR (OSPAR, 2013) och används i OSPAR:s bedömning 2017 av TBT och imposex (OSPAR, 2017). Ett VDSI för en lokal som är signifikant under 0,3 anses visa att exponeringen för TBT är nära noll. Att tröskelvärdet inte är noll beror på att imposex även i viss mån kan orsakas av naturliga orsaker såsom parasiter, således finns en osäkerhetsskattning inbyggd i tröskelvärdet.

Motsvarande tröskelvärde för stor tusensnäcka är 0,1. Att tröskelvärdet för stor tusensnäcka satts lägre än för nätsnäcka beror på att parametern VDSI hos stor tusensnäcka inte är lika känslig för exponering av TBT som hos andra arter. De mer uttalade stadierna av imposex (VDS-stadium 3-6) ses därför inte lika ofta. Andelen individer som uppvisar lägre grad av påverkan är dock fortfarande hög. Tröskelvärdet är i dagsläget inte överenskommet inom HELCOM men ingår som "test threshold value" i bedömning av TBT och imposex, se HELCOMs indikatorrapport [TBT and imposex](#).

E. Snapshot data

Nationell datavärd (IVL): <https://dvsb.ivl.se/MetaInfo>

Helcom: <http://dome.ices.dk/HELCOMHZ2017/main.html>

Ospar: <http://dome.ices.dk/OSPARMIME/main.html>

F. Övervakning

Programområde kust och hav, Delprogrammet metaller och organiska miljögifter (<http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Miljoovervakning/Miljoovervakning/Kust-och-hav/metaller-och-organiska-miljogifter-i-marin-miljo/>)

Undersökningstyp: Biologisk effektövervakning av organiska tennföreningar

Datavärdar: Datavärd är IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Övrigt: Resultaten från övervakningen rapporteras till ICES (International Council for the Exploration of the Sea) och utgör tillsammans med andra länders data underlagen för regionala bedömningar som genomförs inom Ospar och Helcom.

Resultat och bedömning

I det nationella övervakningsprogrammet för imposex ingår både referenslokaler och lokaler belastade av historiska TBT-föroreningar som hamnar och marinor. Resultaten redovisas här uppdelat efter dessa typer av lokaler. I Skagerrak och Kattegatt avser resultaten undersökningar av nätsnäcka (träskelvärde 0,3 VDSI). I övriga havsbassänger stor tusensnäcka (träskelvärde 0,1 VDSI).

Bedömningsområden är hela havsbassänger men det bör noteras att samtliga provtagningslokaler ligger inom kustvatten.

Tabell 1. Förvaltningsområde Nordsjön. Bedömningsperioden avser 2011-2016, och bedömningen baseras på 2016 års värden. TV = träskelvärde.

Bedömningsområde	Bedömning	Tillförlitlighet
Västerhavet	3/4 referenslokaler klarar träskelvärdet 0/10 marinor eller hamnar klarar träskelvärdet	Måttlig-Hög
Referenslokalerna i Skagerrak och Kattegatt klarar träskelvärden. Träskelvärden klaras inte vid lokaler i Brofjorden och Göteborgs hamn som är historiskt belastade av TBT, men här ses signifikant nedåtgående trender. Varken referenslokalen eller den TBT-belastade lokalen i Öresund (norr om Öresundsbron) klarar träskelvärdet, och inga signifikanta trender ses vid dessa lokaler. Bedömningsens tillförlitlighet sätts till hög där resultaten avser nätsnäcka och måttlig där resultaten avser stor tusensnäcka. Detta då resultaten som avser stor tusensnäcka uppvisar en högre variation och träskelvärdet inte är överenskommet internationellt.		

Referenslokaler	Träskelvärde (VDSI)	Observerat VDSI	Bedömning	Tillförlitlighet
Skagerrak (Burholmarna, Gåsö)	0,3	0,26-0,28	Klarar TV	Hög
Kattegatt (Gåsanabbe)	0,3	0,16	Klarar TV	Hög
Öresund (norr om Öresundsbron) (Salvikens strandängar)	0,1	0,7	Klarar inte TV	Måttlig

Hamnar/marinor	Träskelvärde (VDSI)	Observerat VDSI	Bedömning	Tillförlitlighet
Skagerrack (Brofjorden)	0,3	0,35-0,70	Klarar inte TV	Hög
Kattegatt (Göteborgs hamn)	0,3	0,8-2,1	Klarar inte TV	Hög
Kattegatt (Glommens fiskehamn)	0,3	1,2	Klarar inte TV	Måttlig
Öresund (norr om Öresundsbron) (Råå hamn)	0,1	2,0	Klarar inte TV	Måttlig

Tabell 2. Förvaltningsområde Östersjön. Bedömningsperioden avser 2011-2016, och bedömningen baseras på 2016 års värden. TV = tröskelvärde.

Bedömningsområde	Bedömning	Tillförlitlighet
Egentliga Östersjön	0/5 referenslokaler klarar tröskelvärdet 0/4 naturhamnar klarar tröskelvärdet 0/5 marinor eller hamnar klarar tröskelvärdet	Måttlig
Bedömningens tillförlitlighet sätts till måttlig då resultaten avser stor tusensnäcka med högre variation och tröskelvärdet inte är överenskommet internationellt.		

Referenslokaler	Tröskelvärde (VDSI)	Observerat VDSI	Bedömning	Tillförlitlighet
Arkonahavet och södra Öresund (Trelleborg referens)	0,1	0,3	Klarar inte TV	Måttlig
Bornholmshavet och Hanöbukten (Toseboviken)	0,1	0,2	Klarar inte TV	Måttlig
Västra Gotlandshavet (Öst om Öre, SÖ Kittelö)	0,1	0,2-0,3	Klarar inte TV	Måttlig
Norra Gotlandshavet (St Bäckskär)	0,1	0,3	Klarar inte TV	Måttlig

Naturhamnar	Tröskelvärde (VDSI)	Observerat VDSI	Bedömning	Tillförlitlighet
Bornholmshavet och Hanöbukten (Tjärö)	0,1	0,6	Klarar inte TV	Måttlig
Västra Gotlandshavet (Vippholmen, Ringsöfladen)	0,1	0,2	Klarar inte TV	Måttlig
Norra Gotlandshavet (Lökaö)	0,1	0,1	Klarar inte TV	Måttlig

Hamnar/marinor	Tröskelvärde (VDSI)	Observerat VDSI	Bedömning	Tillförlitlighet
Arkonahavet och södra Öresund (Trelleborgs hamn)	0,1	1,2	Klarar inte TV	Måttlig
Bornholmshavet och Hanöbukten (Hälleviks hamn)	0,1	0,7	Klarar inte TV	Måttlig
Västra Gotlandshavet (Blankaholm kaj, Öxelösund marina)	0,1	0,3-0,7	Klarar inte TV	Måttlig
Norra Gotlandshavet (Bullandö marina)	0,1	0,3	Klarar inte TV	Måttlig

Del 3. Kompletterande information

3.1. Introduktion

Användningen av TBT och effekter i havsmiljön

Organiska tennföreningar (OTC) och i synnerhet tributyltenn (TBT) har visat sig vara väldigt giftiga för marint liv. Ämnena orsakar bland annat förändringar i ostronskal och störningar av honliga reproduktionsorgan hos ett flertal marina framgälade snäckor.

De första tecknen på negativa effekter kom i slutet på 1970-talet från den franska ostronindustrin i Arcachon Bay (Alzieu, 1991). I bukten fanns förutom ostronodlingar ett tiotal marinor med en sammanlagd trafik under sommarhalvåret på över 10 000 båtar. Mellan 1975 och 1982 minskade produktionen av ostron avsevärt och laboratoriestudier visade att ostronlarverna endast kunde överleva fem dagar i buktens TBT-haltiga vatten. Även musslor påverkades av höga halter med dvärgväxt och skador på larvutvecklingen som följd.

Inte långt efter att problemen i Arcachon bay uppdagades upptäcktes kopplingen mellan TBT och maskulinisering av snäckhonor, så kallat imposex. Enligt bland annat Bettin et al (1996) och Matthiessen och Gibbs (1998) ändrar och stör TBT det endokrina systemet och dess produktion av de hormoner som styr utveckling, tillväxt och fortplantning hos organismer. TBT blockerar bland annat enzymet aromatas som svarar för omvandlingen av det hanliga hormonet testosteron till det honliga hormonet östrogen. Resultatet är att testosteron ansamlas i mycket höga nivåer vilket medför att honorna parallellt med sina egna könsorgan utvecklar hanliga könsorgan eller omvandlar sina egna könsorgan till hanliga sådana (detta fenomen kallas intersex). Sammantaget leder dessa förändringar till minskad reproduktionskapacitet och kan även med tiden medföra sterilitet hos vissa arter. Förutom dessa irreversibla effekter har t. ex. skalförtjockning, immunotoxiska störningar, beteenderubbningar och omfattande dödlighet rapporterats.

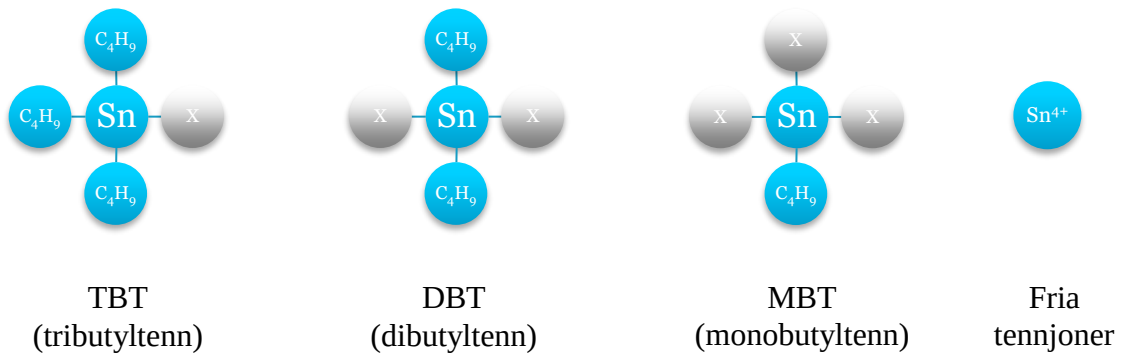
Det är först och främst skador på framgälade snäckor t.ex. nätsnäcka, purpursnäcka och valthornssnäcka som hittills har dokumenterats. Studier visar att snäckor kan påverkas vid så låga vattenhalter som 1 ng/l (Matthiessen och Gibbs, 1998). Effekter relaterade till TBT har observerats hos mer än 100 snäckarter runt om i världen. Hur känsliga olika arter är vid exponering för TBT varierar. Hos purpursnäckan, *Nucella lapillus*, blir exempelvis honorna sterila till följd av att en sädesledare utvecklas och växer över honans könsöppning (Oehlmann et al, 1991). Purpursnäckan har dessutom direktutveckling. De saknar alltså ett frisimmande larvstadium, vilket minskar möjligheten till spridning. Tillsammans med sterilitet gör detta att nyrekryteringen minskar, vilket i sin tur gör att risken för lokal utrotning ökar. Detta är troligen en av orsakerna till att purpursnäckan under en period var ovanlig längs den svenska kusten. Förändringar till följd av TBT-exponering kan alltså leda till utrotning av hela populationer och därmed ge allvarliga störningar i ekosystemet. Nätsnäckor (*Nassarius nitidus*) blir, så vitt man vet, inte sterila och har dessutom ett frisimmande larvstadium. Därför påverkas populationer av nätsnäckor inte i samma utsträckning.

Faktaruta: Tributyltenn (TBT)

TBT är en organisk metallförening med tre butylkedjor (C_4H_9) som är bundna till en tennatom (Sn). Under gynnsamma syrerika förhållanden bryts föreningen ned till det mindre giftiga dibutyltenn (DBT) med två butylkedjor och vidare till monobutyltenn

(MBT) med en butylkedja och slutligen till fria tennjoner (Sn^{4+}) (schematisk figur nedan). Under syrefria förhållanden, t. ex. i sediment eller på platser med anoxiskt bottenvatten, sker i stort sett ingen nedbrytning alls utan i dessa fall handlar det om halveringstider på många år. Sedimenten fungerar därför som en depå från vilka TBT åter kan frigöras. TBT-förorenade sediment kan därför under mycket lång tid utgöra en sekundär källa till spridning av organiska tennföreningar.

Ursprungligen utvecklades TBT som ett läkemedel mot den tropiska parasitsjukdomen bilharzia (snäckfeber) som orsakas av sugmaskar av släktet *Schistosoma*. Med TBT försökte man bekämpa de snäckor som fungerade som mellanvärd för parasitens larver. Då TBT visade sig vara dödligt mot vattenlevande organismer började det användas även inom andra områden bland annat för att förhindra påväxt av alger och havstulpaner på båtskrov och fiskeredskap. Detta har lett till omfattande spridning av ämnet i den marina miljön. Organiska tennföreningar har även använts som skyddsmedel inom träindustrin och används fortfarande i PVC-plaster för att förbättra plasternas tålighet mot ljus och värme (Naturvårdsverket, 2016).



Resultat från bland annat den regionala miljöövervakningen av Bohuskusten visar att TBT kan detekteras i bland annat blåstång, blåmussla, tånglake och torsklever. Ytterligare studier visar att OTC förekommer överallt i ekosystemet; från plankton, alger, musslor, snäckor och fiskar till fåglar och däggdjur, däribland havsuttrar, sälar, delfiner och valar (bl. a. Kannan et al, 1998, och Strand et al, 2006). Hur TBT och andra närbesläktade organiska tennföreningar på sikt påverkar högre djur är mindre känt även om forskare misstänker att de kan verka immunförsvarshämmande hos däggdjur (Vos et al, 1985). Döda havsuttrar och delfiner som har hittats i olika länder har även visat sig ha höga TBT-koncentrationer i levern (Kannan et al, 1998). Kunskapen om hur TBT påverkar människan är begränsad, men enligt Världshälsoorganisationen (WHO 1990; 1999) har kraftigt irriterad hud och andningsproblem rapporterats vid yrkesmässig användning.

3.2. Material och metoder

Nationella övervakningen av imposex

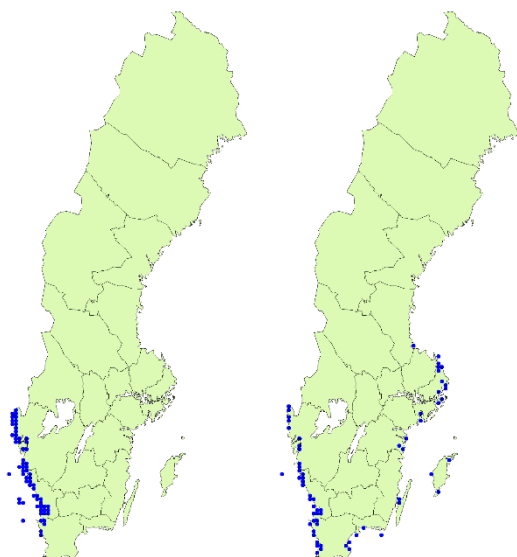
År 2003 startades miljöövervakning av effekter av OTC genom analys av graden av imposex hos nätsnäcka *Nassarius nitidus* i Västerhavet. Sedan 2008 finns även ett motsvarande övervakningsprogram för Egentliga Östersjön där stor tusensnäcka *Peringia ulvae* används som indikatorart. Undersökningarna finansieras av Naturvårdsverket och syftar till att årligen dokumentera halter av organiska tennföreningar och effekter på fortplantningsorganen hos snäckor längs den svenska väst- och östkusten med avsikt att bland annat följa upp förbudet mot TBT-baserade båtbottnfärger samt påvisa långsiktiga förändringar i den marina miljön som en effekt av OTC.

I Västerhavet provtas sedan 2003 lokaler inom två påverkansgradienter: Brofjorden och Göteborg med fyra lokaler vardera samt referenslokalerna Kalvhagefjorden respektive Burholmarna. Påverkanslokalen vid Glommen respektive referensen vid Gåsanabbe tillkom först 2009.

I Egentliga Östersjön har övervakning pågått sedan 2008 på merparten av lokalerna, och lokalerna längs Skånes kust tillkom något senare. Lokalerna är fördelade på punktkällor (vanligen större hamnar), referenslokaler samt naturhamnar.

Arter som övervakas

Nätsnäckan som lever på grunda leriga bottenar i Västerhavet har visat sig vara mycket känslig indikatorart för organiska tennföreningar och används internationellt för att undersöka biologiska effekter av organiska tennföreningar. De påverkas dock inte lika kraftigt som purpursnäckan då de inte anses bli sterila till följd av TBT. De har dessutom ett frisimmande larvstadium vilket möjliggör rekrytering från andra populationer. Populationer av nätsnäckor kan på grund av detta fortleva i även gravt förorenade områden, till exempel nära hamnar och båtvarv. Stor tusensnäcka är inte lika känslig indikatorart för TBT som nätsnäcka, och de högre stadierna av imposex är ovanliga. Däremot förekommer ett stadium av sterilitet, likt det som ses hos purpursnäckan.



Figur 1 Blå punkter visar fynd av arterna nätsnäcka (till vänster) och stor tusensnäcka (till höger) som i juni 2017 var registrerade i Artportalen och övriga databaser anslutna till den nationella e-infrastrukturen för data om biologisk

mångfald: LifeWatch. Kartorna kan innehålla observationer som inte är validerade men båda arterna anses vara bofasta och reproducerande i Sverige.

Övervakningsmetod

Övervakning av effekter av OTC utförs enligt standardmetodik beskriven i den svenska undersökningstypen för Biologisk effektövervakning av organiska tennföreningar, OSPAR (2008 2013) samt i ett antal vetenskapliga publikationer (Stroben et al, 1992; Schulte-Oehlmann et al, 1997).

Från varje station analyseras 50 djur med avseende på skalhöjd, VDS-stadium (VDS = vas deferens sequence) hos hona, penislängd hos både hona och hane samt hos nätsnäckan även halt av organiska tennföreningar i vävnaden. Dessa variabler används sedan för att beräkna jämförande mått såsom Vas Deferens Sequence Index (VDSI), Relative Penis Length Index (RPLI), samt procentuella mått över fördelningen av andelen påverkade nätsnäckor i de olika områdena.

VDSI innebär ett medelvärde för imposexstadiet hos en grupp snäckor och beräknas som summan av imposexstadiet hos alla insamlade honor dividerat med antalet undersökta honor. Hos nätsnäckan och stor tusensnäckan kan VDSI variera mellan 0 och 4 respektive 0 och 6. Vid analys av imposex sker en klassificering av utvecklingen av penis och sädesledare, där 0 är en normal hona och 4 är en hona med fullt utvecklad penis och sädesledare. Hos *P. ulvae* finns ytterligare stadier (5-6) vilka innebär att honans könsöppning är igenväxt. Således indikerar ett högt VDSI ett område som är kraftigt påverkat av OTC.

RPLI är ett jämförande mått på penislängden hos hanar och honor och fås genom att honornas medelpenislängd divideras med hanarnas medelpenislängd. Användandet av detta index bör dock ske med viss försiktighet då studier av t.ex. nätsnäckor har visat att storleken på hanens penis kan variera under olika årstider.

Värt att notera är att de effekter som ses hos snäckorna tillkommer i juvenil ålder och är inte reversibla varför det är av vikt att genom kemisk analys av vävnad bekräfta huruvida de effekter som observeras i huvudsak är till följd av en pågående exponering eller om exponeringen är av äldre datum. Detta är särskilt viktigt för arter som lever många år, exempelvis nätsnäckan. Förutom de biologiska variablerna mäts därför även följande kemiska föreningar i vävnaden hos nätsnäckan: tributyltenn (TBT) och trifenylyltenn (TPhT) samt deras nedbrytningsprodukter dibutyltenn (DBT), monobutyltenn (MBT), difenylyltenn (DPhT) och monofenylyltenn (MPHT). Med hjälp av dessa variabler kan förhållanden mellan organiska tennföreningar (TBT och TPhT) och dess nedbrytningsprodukter beräknas, vilket ger en indikation på om området är utsatt för pågående exponering av TBT och TPhT eller om exponeringen är av äldre datum. Sedan 2010 analyseras även tetrabutyltenn (TeBT), monoktyltenn (MOT), dioktyltenn (DOT) samt tricyklohexyltenn (TCHxT).

Vid utvärdering och redovisning av resultaten beräknas för varje enskild station $VDSI \pm 95\%$ konfidensintervall samt hur stor andel i procent av honorna som är påverkade. Därutöver beräknas även RPLI för varje station vilket, som har nämnts tidigare, bör användas med försiktighet då snäckornas penislängd kan variera med tid på året. Data redovisas beroende på sammanhang i tabellform för varje station och provtagningstillfälle eller i diagramform för alla stationer och år för att redovisa utvecklingen över tid.

Vid diskussion om data är det framför allt jämförelser mellan VDSI och halten TBT i vävnaden samt kvoten mellan TBT och dess nedbrytningsprodukter DBT och MBT som är i fokus för nätsnäckor. Detta för att avgöra om snäckorna är utsatta för en pågående

exponering av TBT. För stor tusensnäck är det även av intresse att studera den procentuella påverkan per lokal då denna snäck oftast uppvisar påverkan av de lägre stadierna, trots att det kan vara en kraftigt förorenad lokal.

Osäkerheter i bedömningen

Den effektbaserade miljöövervakningen av OTC är huvudsakligen baserad på provtagning i påverkade och kustnära miljöer, vilket ger bristfälligt underlag för bedömning av större områden som hela havsbassänger. Upplägget av stationsnät varierar mellan Västerhavet och Södra och Norra Östersjön. I Västerhavet har fokus varit på stora gradienter (Brofjords- och Göteborgsområdena) medan i Östersjön har målet varit att inom ett geografiskt område provta en punktkälla, en naturhamn samt en lokal i ett relativt ostört och avskilt område som kan anses fungera som referens.

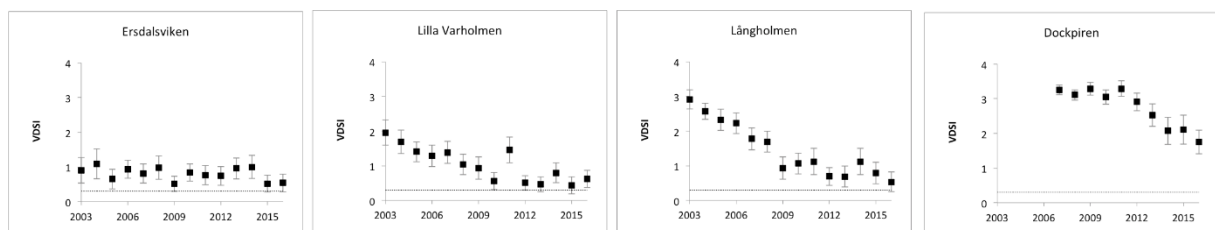
Utsjölokaler saknas i dagsläget för båda kusterna. Gällande Östersjön är det dock inte troligt att det finns användbara snäckor i utsjöområdena. Danska och norska studier i Skagerrak och Kattegatts utsjöområden har tidigare visat på imposex hos valthorns- och neptunsnäckor i framförallt farledsområden.

I Bottenviken och Bottenhavet saknas lämplig art för provtagning.

3.3. Resultat och diskussion

Resultaten från 2016 års miljöövervakning visar att tröskelvärde endast klaras vid referenslokalerna i Västerhavet, dvs. Kalvhagefjorden, Gåsanabbe och Burholmarna. VDSI för dessa lokaler har inte varierat nämnvärt över tiden utan varit relativt konstant runt tröskelvärdet. Samtliga är belägna i områden med lite båttrafik och avsaknad av större hamn i närheten. Den låga variationen över tid tyder på att lokalerna är goda referenser, halten av TBT i vävnad är dessutom genomgående låg.

För lokalerna i de båda påverkansgradienterna ses ett annat mönster. I Göteborgsområdet är stationerna placerade över ett relativt utsträckt område, från yttersta skärgården på utsidan Hönö till de mer centrala delarna innanför Älvsborgsbron (Eriksberg). Resultaten från dessa stationer visar på en tydlig gradient vid övervakningens start 2003 med ökande halter in mot Göteborg (Figur 2). Merparten av lokalerna har med tiden förbättrats, sannolikt i takt med att regleringar av TBT har införts med ett minskat VDSI som följd. Det är endast vid den yttersta lokalen (Ersdalsviken) som ingen minskning ses, sannolikt på grund av att VDSI hela tiden har varit relativt lågt här. Motsvarande resultat ses för halten TBT i vävnad. Numera är det endast den innersta lokalen vid Eriksberg som är tydligt sämre än övriga lokaler men även här ses en sjunkande trend sedan 2011. Göteborgsgradienten visar även att den minskande trenden generellt är tydligare i de mer förorenade områdena.

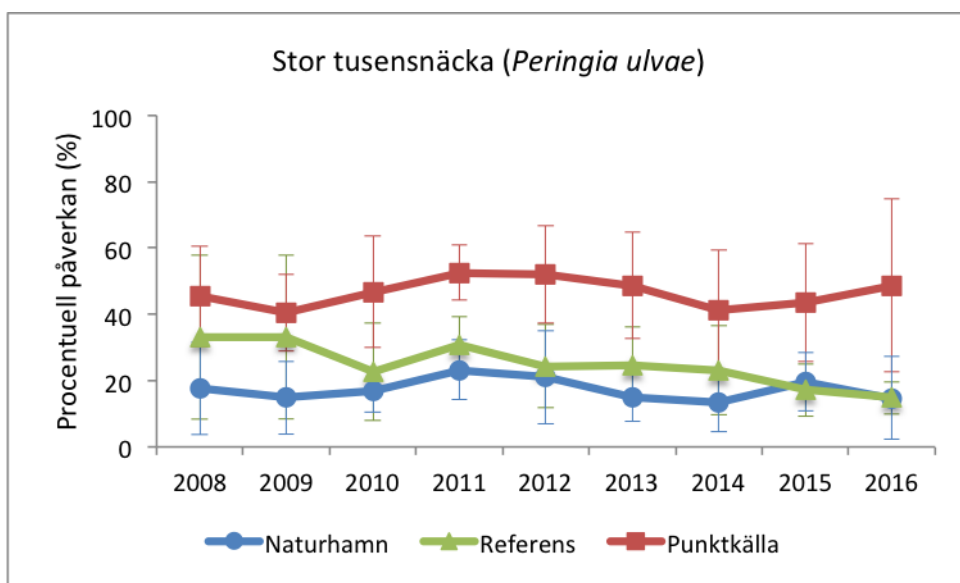


Figur 2 Lokaler i Göteborgsområdet. Exponering för TBT ökar från vänster till höger.

I Brofjordsområdet är stationerna placerade inom ett mindre område jämfört med Göteborgsområdet och skillnaderna mellan lokalerna är inte lika tydliga. Samtliga stationer uppvisade en minskande trend i VDSI under perioden 2003-2009, därefter stabiliserades VDSI till mellan 0,2-1,1.

I Glommens fiskehamn ses dock inga nedåtgående trender motsvarande de som observeras i Brofjords- och Göteborgsområdet, utan VDSI har varierat mellan 0,5-1,1 sedan 2009 då provtagningen inleddes. Detta kan bero på att Glommens fiskehamn är en skyddad och instängd hamn med dåligt vattenutbyte. Samtidigt är VDSI i Glommen inte särskilt högt för att vara en hamnlokal i jämförelse med andra påverkade lokaler. En mer trolig orsak till att ingen tydlig trend ses i Glommen är sannolikt att minskningen inföll innan mätningarna i denna lokal påbörjades, dvs. data för perioden 2003-2008 saknas.

Vad gäller lokaler belägna i Egentliga Östersjön bedöms ingen klara tröskelvärde, och inga signifikanta trender ses heller över tiden. Vid jämförelse av procentuell andel påverkade honor vid lokaler med olika exponering för TBT, dvs. lokaler vid punktkällor, referenser eller i naturhamnar, ses dock en tydlig skillnad mellan snäckor från punktkällor jämfört med övriga lokaler (Figur 3). I genomsnitt över tiden uppvisar ca 47 % av honorna vid en punktkälla något stadium av imposex, motsvarande siffra för naturhamn respektive referenslokal är 17 % respektive 25 %.



Figur 3 Jämförelse av procentuell påverkan hos stor tusensnäcka från stationer med olika typ av exponering från TBT.

Avsaknaden av signifikanta trender i Östersjön kan bero på att mätningarna på stor tusensnäcka startade först 2008 dvs. i slutet av den period där tydliga minskningar har observerats vid många andra lokaler i Västerhavet. Dessutom finns relativt stora variationer inom lokaler där stor tusensnäcka analyseras. Arten är dessutom, vilket har nämnts tidigare, inte lika känslig som andra arter vilket också kan vara en orsak till att det är svårt att se tydliga trender.

3.4. Utsikter

De första förbuden mot användandet av TBT i påväxtfärger kom internationellt i mitten av 1980-talet och de var huvudsakligen riktade mot mindre båtar och utrustning för akvatisk odling. Därefter har ytterligare förbud införts som berör även större fartyg och sedan 2008 är det även globalt förbjudet att nymåla skrov med färg innehållande TBT (EU Direktiv nr 782/2003). Dessutom måste gamla färglager vara borttagna alternativt förseglade så att dessa inte kan läcka till miljön.

Fortfarande finns ett flertal problemområden när det gäller spridning av TBT. Tillförseln från förorenade hamnområden och fartygshantering på land är av stor betydelse. Generellt minskar halterna av TBT i sedimenten om än långsamt. De högsta halterna återfinns vanligen i hamnsediment men även på utsjöstationer har halter som överskrider tröskelvärdet för sediment uppmätts (se indikator 8.1A). I en forskningsstudie från 2012 har man även kunnat påvisa att bottentrålning bidrar till betydande spridning och ökad biotillgänglighet av föroreningar bundna till sediment såsom TBT (Bradshaw et al, 2012). Även uppgrumling i grunda områden orsakat av fartyg eller genom strömbildning vid hårt väder kan frigöra tennföreningar från kontaminerade sediment.

Eftersom TBT är ett ämne med mycket långsam nedbrytning, i synnerhet under syrefria förhållanden, är det troligt att effekterna kommer att kvarstå under lång tid framåt. Problemen är vanligen som störst i hamnar där det oftast finns höga halter TBT lagrat i sedimenten vilka hela tiden rörs om och sprids på nytt i miljön.

3.4 Referenser

- Alzieu, C. (1991) Environmental problems caused by TBT in France: assessment, regulations, prospects. *Mar. Environ. Res.* 32: 7-17.
- Bettin, C., Oehlmann, J. & Stroben, E. (1996) TBT-induced imposex in marine neogastropods is mediated by an increasing androgen level. *Helgoländer Meeresunters.* 50: 299-317.
- Bradshaw, C., Tjensvoll I., Sköld M., Allan I.J., Molvaer, J., Magnusson, J., Naes, K., Nilsson, H.C. (2012) Bottom trawling resuspends sediment and releases bioavailable contaminants in a polluted fjord. *Environ. Pollut.* 170: 232-241
- Dyrynda, E. A. (1992) Incidence of abnormal shell thickening in the pacific oyster *Crassostrea gigas* in Poole Harbour (UK), subsequent to the 1987 restrictions. *Mar. Pollut. Bull.* 24: 156-163.
- EU Direktiv nr 782/2003 Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 782/2003 av den 14 april 2003 om förbud mot tennorganiska föreningar på fartyg
- HVMFS 2012:18 Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljö kvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön.
- HVMFS 2013:19 Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.
- Kannan, K., Guruge, K.S, Thomas, N.J., Tanabe, S., Giesy, J.P. (1998) Butyltin residues in southern sea otters (*Enhydra lutris nereis*) found dead along Californial coastal waters. *Environ. Sci. Technol.* 32: 1169-1175.
- Magnusson, M., Hilvarsson, A (2012) Effekter av TBT i Västra Götalands län 2011 - en studie av förekomst av imposex, Marine Monitoring AB, ISBN 978-91-86461-25-6
- Naturvårdsverket (2016) Datablad för Organiska Tennföreningar, Kemakta Konsult AB, Institutet för miljömedicin Juni 2016
- Oehlmann, J., Stroben, E., Fioroni, P. (1991) The morphological expression of imposex in *Nucella lapillus* (LINNAEUS) (Gastropoda: Muricidae). *J. Moll. Stud.* 57: 375-390.
- OSPAR (2008-9) Guidelines for contaminant-specific biological effects monitoring (TBT-specific biological effects monitoring). Ospar Commission, Ref No 2008-9, Technical Annex 3.
- OSPAR (2013) Background documents and technical annexes for biological effects monitoring (Update 2013). OSPAR Commission, London. Publication 589, 238 pp.
- OSPAR (2017) Intermediate assessment 2017. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017/pressures-human-activities/contaminants/imposex-gastropods/>
- Schulte-Oehlmann, U., Oehlmann, J., Fioroni, P., and Bauer, B. (1997) Imposex and reproductive failure in *Hydrobia ulvae* (Gastropoda: Prosobranchia). *Mar. Biol.* 128: 257-266.
- Strand, J., Glahder, C.M., Asmund, G. (2006) Imposex occurrence in marine whelks at a military facility in the high Arctic. *Environ. Pollut.* 142(1): 98-102

Stroben, E., Oehlmann, J., Fioroni, P. (1992) The morphological expression of imposex in *Hinia reticulata* (Gastropoda: Buccinidae): a potential indicator of tributyltin pollution. Mar. Biol. 113: 625-636.

Vos, J.G., Krajnc, E.I., Wester, P.W. Immunotoxicity of bis(tri-n-butyltin) oxide. Immunotoxicology and immunopharmacology. Ed. Dean, J. New York, Raven Press, pp. 327-340.

WHO (1990) IPCS, Environmental Health Criteria 166, Tributyl Compounds
<http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc116.htm#SubSectionNumber:1.12.1>

WHO (1999) Tributyltin oxide. Concise International Chemical Assessment 14. World Health Organisation, International Programme on Chemical Safety, Geneva.
<http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad14.htm>