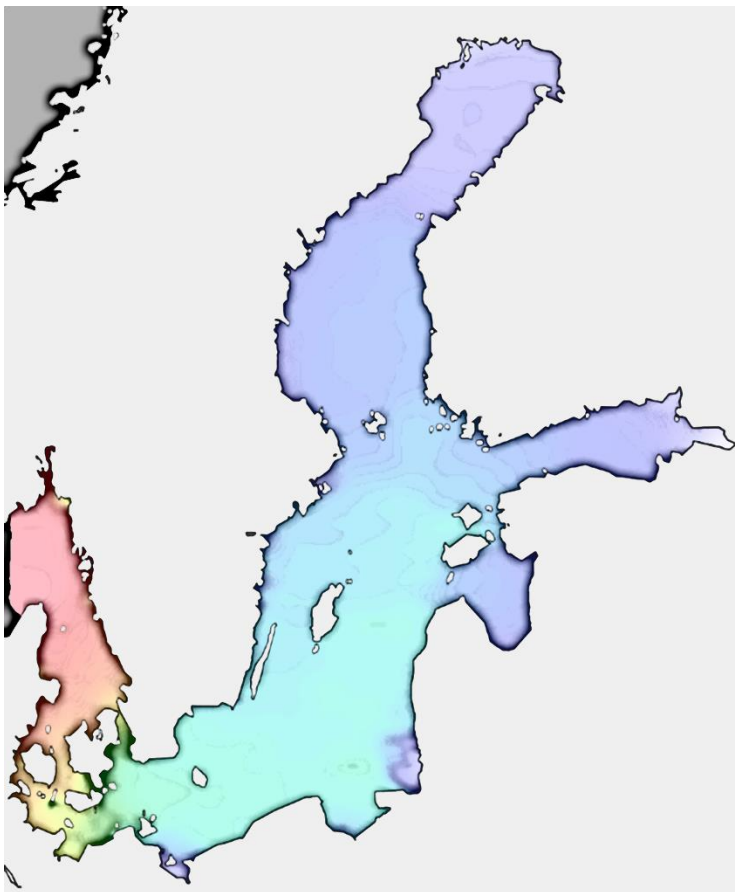




Minskad miljöbelastning av koppar och zink från fartygs och fritidsbåtars bottenfärger till Östersjön



Rapporten Minskad miljöbelastning av koppar och zink från fartygs och fritidsbåtars bottenfärger till Östersjön är finansierad av stiftelserna Thurséus Forskarhem och BalticSea2020

Maria Lagerström, Erik Ytreberg och Lena Granhag

Institutionen för mekanik och maritima vetenskaper
Chalmers tekniska högskola

SE-412 96 Göteborg

Sverige

Telefon: + 46 (0)31-772 1000

Omslag:

Salthaltsgradienten i Östersjön, bild av Maria Lagerström

Innehållsförteckning

1. Bakgrund	2
Båtbottenfärgers läckagehastighet – en balansgång.....	2
Utvärdering av båtbottenfärgers effektivitet	2
Hur högt läckage behövs?	3
Miljöriskbedömning av båtbottenfärger i Sverige idag	4
Målsättningar	5
2. Material & Metoder	6
2.1. Utvärdering av det kritiska läckaget i Östersjön	6
2.2. Beräkning av belastning	6
Belastning från fritidsbåtar	6
Belastning från fartyg.....	9
3. Resultat och diskussion	10
3.1. Kritiskt läckage i Östersjön	10
Zink.....	10
Koppar	10
3.2. Belastning av koppar och zink till Östersjön	11
Belastning från fritidsbåtar	11
Belastning från fartyg.....	15
4. Förslag på åtgärder	18
Referenser.....	19

1. Bakgrund

Båtbottenfärgers läckagehastighet – en balansgång

Båtbottenfärger, även kallade antifoulingfärger, är biocidprodukter som appliceras på båt- och fartygsskrov för att motverka påväxt som leder till ökad bränsleförbrukning för farkosten. Läckage av giftiga substanser från färgytan till det omgärdande vattnet verkar för att hålla påväxtorganismer borta. Den vanligaste biociden i både fritidsbåts- och fartygsfärger är koppar. De flesta fritidsbåts- och fartygsfärger innehåller också zinkoxid som tillsätts för att kontrollera hur fort färgen ska erodera. Zinkoxid är inte klassad som en biocid men läckaget av zink kan, liksom koppar, påverka vattenlevande växter och djur negativt. Inom EU regleras biocidprodukter såsom bottenfärger sedan 2012 av biocidförordningen (EG nr 528/2012). I enlighet med förordningen måste en biocidprodukt visas vara effektiv för att kunna godkännas för försäljning (Artikel 19). Förordningen specificerar dock att den rekommenderade doseringen av en biocidprodukt skall vara *”den lägsta som krävs för att uppnå önskad effekt”* (Annex VI, Artikel 77). För båtbottenfärger representeras dosen av den hastighet med vilken biocider (även kallade verksamma ämnen eller aktiva substanser) avges från färgens yta till det omgivande vattnet, dvs deras läckagehastighet uppmätt i $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{dag}$.

Båtbottenfärgers läckage är således föremål för en viss balansgång: produkten måste läcka tillräckligt mycket för att vara effektiv, men inte läcka så mycket att dess toxicitet är överdriven ändamålet. För att en biocidfärg ska godkännas för försäljning måste två krav uppfyllas: 1) produkten måste vara effektiv och 2) produkten måste klara en miljöriskbedömning.

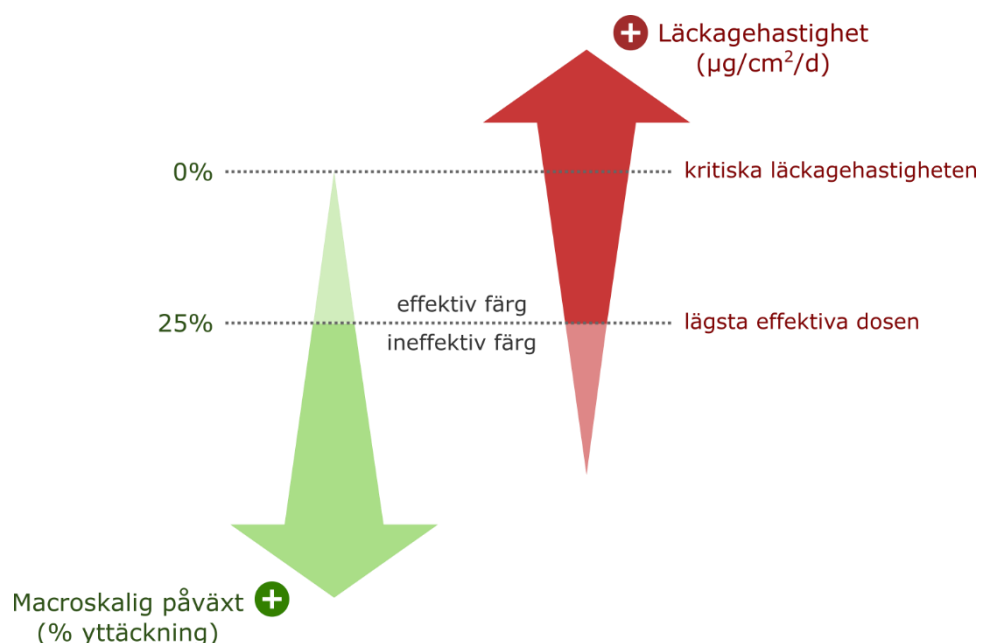
Utvärdering av båtbottenfärgers effektivitet

En färgs effektivitet utvärderas oftast genom fältförsök där målade paneler exponeras i havsvatten under statiska och/eller dynamiska förhållanden. Statiska tester anses generellt representera ett *”worst-case”*-scenario, då stillastående vatten i allmänhet är mer gynnsamma för etableringen av påväxt på en fast yta. Effektivitetstester där bottenfärgen målas ut i remsor på fartygsskrov kan också utföras (European Chemical Agency, 2018). Vid bedömning av en bottenfärgs effektivitet bestäms typ och utbredning av påväxtorganismerna efter exponeringen. Påväxt kan generellt kategoriseras som antingen mikro- (biofilm bestående av bakterier och kiselalger) eller makroskalig (exempelvis makroalger, havstulpaner, musslor, ostron och tubmaskar). Vanligtvis bedöms effektiviteten utifrån mängden makroskalig påväxt, eftersom denna typ av påväxt ger störst effekt på en farkosts bränsleförbrukning till följd av det ökade vattenmotståndet. Enligt EU:s senaste riktlinjer för bedömning av biocidprodukters effektivitet kan båtbottenfärger i marina vatten anses effektiva om yttäckningen av makroskalig påväxt är under 25% vid statiska paneltester (European

Chemical Agency, 2018). Medan statistiska tester mycket riktigt kan betraktas som ett *worst-case* för fartygsfärger, är testförhållandena högst representativa för fritidsbåtar som ligger förtöjda i hamn under större delen av båtsäsongen. I Sverige används fritidsbåtar aktivt under enbart ca 10 % av båtsäsongen (Transportstyrelsen, 2015).

Hur högt läckage behövs?

Enligt biocidförordningen ska läckagehastigheten av biocider från en båtbottnfärg vara den lägsta effektiva. Givet EU:s riktlinjer för bedömning av effektivitet kan man härleda att en båtbottnfärg därmed inte ska ha en läckagehastighet som vida överskrider den som skulle ge upphov till 25% yttäckning av makroskalig påväxt vid ett statistiskt paneltest. Att exakt bestämma vid vilket läckage 25% av en bemålad yta blir täckt av makroskalig påväxt är dock praktiskt svårt. Lättare är istället att bestämma den *kritiska läckagehastigheten*, d v s den läckagehastighet av en biocid som krävs för att helt motverka en viss typ av påväxt. För makroskalig påväxt skulle den kritiska läckagehastigheten således vara det läckage som resulterar i 0 % yttäckning av denna typ av påväxt (**Figur 1**).



Figur 1. Förhållande mellan påväxt och läckagehastighet. Enligt rådande riktlinjer inom EU bedöms en färg som effektiv om mindre än 25% yttäckning av makroskalig påväxt kan visas vid statistiska paneltester.

Det finns för närvarande tio godkända verksamma ämnen för båtbottnfärger inom EU, varav koppar- och kopparföreningar är de mest använda. I Sverige är till exempel samtliga biocidinhållande båtbottnfärger för fritidsbåtar kopparfärger. För fartygsfärger är det mer vanligt att andra biocider (exempelvis zinkpyrithion, zineb, DCOIT) förekommer i färgen, framför allt för att

motverka påväxt av alg, men dessa tillsätts i regel till en kopparbaserad färg. Kunskap om den kritiska läckagehastigheten för koppar är därför avgörande för att kunna ta fram produkter med ett lämpligt kopparläckage. Vetenskapliga studier av den kritiska läckagehastigheten för koppar för olika marina organismer är dock få, gamla och begränsade till atlantiska vatten (**Tabell 1**). Utifrån dessa har en kritisk läckagehastighet på $10 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{d}$ i allmänhet antagits vara tillräcklig för att förhindra vidhäftningen av de flesta påväxtorganismer. Denna läckagehastighet bör emellertid endast betraktas som vägledande, eftersom den är bestämd under laboratorieförhållanden och efterföljande studier har visat att ännu lägre läckage kan vara effektiva mot påväxt av exempelvis havstulpaner (de Wolf and van Londen, 1966). Dessutom kan skillnader i påväxttryck, dvs kvantitet och typ av påväxtorganismer, resultera i skillnader i den kritiska läckagehastigheten mellan geografiska områden. Arter som lever i det bräckta vattnet i Östersjön utsätts för ständig osmotisk stress, vilket gör dem mer känsliga för toxiska substanser (Magnusson and Norén, 2012). Dessutom är antalet påväxtarter betydligt färre i Östersjön än andra marina havsområden. De kritiska läckagehastigheterna för biocider skulle därför kunna vara lägre i detta specifika havsområde, jämfört med marina vatten såsom Atlanten.

Tabell 1. Kritiska läckagehastigheter för koppar för olika marina organismer i atlantiskt havsvatten i * Skottland, Storbritannien eller ** Nederländerna (Barnes, 1948; de la Court, 1988).

Organism	Kritisk läckagehastighet för koppar ($\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{d}$)
Alg	
<i>Brunalg</i>	20*
<i>Ospecificerad alg</i>	22**
<i>Ectocarpus, filamenterande brunalg</i>	10*
Tubmask (<i>Tubularia</i>)	10*
Havstulpan (<i>Balanus</i>)	9*
	16**
Hydrozoa (<i>Obelia</i>)	4*
Kalkmask (<i>Pomotoceros</i>)	3*

Miljöriskbedömning av bottenfärger i Sverige idag

Miljöriskbedömningen av bottenfärger både för fartyg och fritidsbåtar innefattar modellering i mjukvaran MAMPEC (Marine Antifoulant Model to Predict Environmental Concentrations). För fritidsbåtsfärger används läckagehastigheten för att modellera förväntade koncentrationer i vattnet i två småbåtshamnar, en på ostkusten och en på västkusten, med hjälp av MAMPEC. För fartygsfärger används läckagehastigheten för att modellera förväntade koncentrationer i scenarier som efterliknar Oxelösunds hamn och Göteborgs hamn. De modellerade halterna jämförs sedan mot givna gränsvärden. Miljöriskbedömningen ska således säkerställa att endast produkter som ger upphov till

halter i miljön som understiger gränsvärdena ska godkännas. Om en färg läcker både koppar och zink utvärderas den summerade risken i miljöriskbedömningen. Det högsta tillåtna kopparläckaget från en färg är således en funktion av zinkläckaget, där ett högre kopparläckage är tillåtet vid ett lägre zinkläckage och vice versa.

Målsättningar

I en tidigare slutrapport till BalticSea2020 med titeln *”Mot minskad miljöbelastning från båttrafik i Östersjön genom ny kunskap om läckage av gift hos antifoulingfärg”* presenterades resultat från ett statistiskt paneltest med åtta olika fritidsbåtsfärger på tre lokaler längs med den svenska kusten (Granhag et al., 2019). Både färgernas effektivitet och deras läckage av koppar och zink bestämdes och visade på att de flesta produkter läckte mycket mer koppar än nödvändigt. I denna rapport har vi i en första del använt data från den rapporten tillsammans med tidigare publicerade läckagestudier från båtottenfärger i Östersjön för att kartlägga det kritiska läckaget, d v s det läckage av zink och koppar som behövs för att bottenfärger skall vara effektiva i just Östersjön. Den årliga belastningen av koppar och zink till Östersjön från fritidsbåtar har sedan beräknats i en andra del utifrån olika scenarier för att svara på tre frågor:

1. Vilken belastning till Östersjön ger dagens båtottenfärger upphov till?
2. Vilken blir belastningen om bottenfärgernas läckage motsvarade det kritiska läckaget?
3. Vilken belastning är tillåten enligt den miljöriskbedömning som produkterna genomgått för godkännande?

Dessa belastningarna från fritidsbåtar jämförs sedan mot uppskattningar av belastningen från fartyg. Utifrån resultaten ges i rapportens sista del förslag på regelförändringar. Dessa utgör underlag för bland annat miljömyndigheternas arbete för att minska miljöbelastningen av gift från bottenfärger till Östersjön.

2. Material & Metoder

2.1. Utvärdering av det kritiska läckaget i Östersjön

För att bestämma, eller åtminstone få en indikation på, det kritiska läckaget av koppar och zink i olika områden av Östersjön har data från en tidigare slutrapport till BalticSea2020 (Granhag et al., 2019) samt två vetenskapliga studier (Lagerström et al., 2018; Lindgren et al., 2018) sammanställts. I samtliga studier har statistiska paneltest med kopparfärger utförts under sommaren på totalt 5 olika lokaler längs den svenska kusten inom perioden 2015 – 2018 (**Tabell 2**). Bedömningen av färgernas effektivitet i kombination med läckagehastigheterna som bestämts mellan dag 14 och dag 56 med röntgenfluorescensteknik (XRF) har använts för att bedöma vilket läckage som varit nödvändigt för att helt motverka makroskalig påväxt vid de olika lokalerna.

Tabell 2. Studier med statistiska paneltester som använts som underlag för bedömning av det kritiska kopparläckaget i olika delar av Östersjön.

Studie	År	Lokaler	Salinitet (PSU)	Studerade färger
Granhag et al., 2019	2018	Nynäshamn Malmö Kristineberg	6,4 7,5 27	8 fritidsbåtsfärger
Lagerström et al., 2018	2015	Värmdö Fiskebäck	5 14	5 fritidsbåtsfärger
Lindgren et al., 2018	2015	Fiskebäck	14	Egenkomponerade färger med olika innehåll av koppar och zink

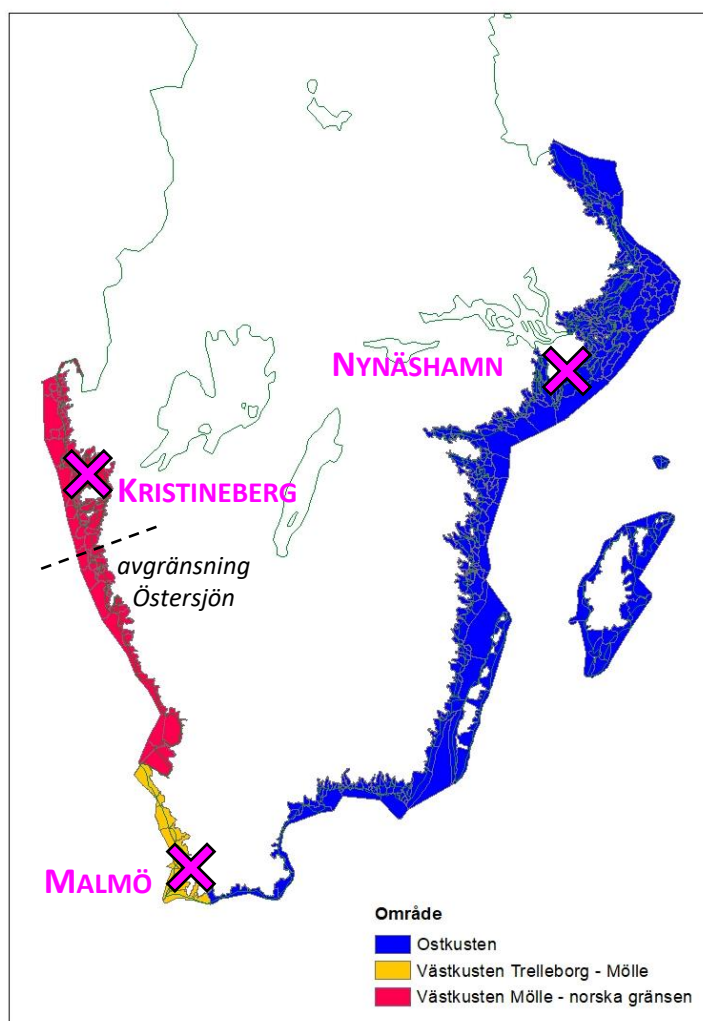
2.2. Beräkning av belastning

Belastning från fritidsbåtar

Som grund för beräkning av belastningen av koppar och zink behövs uppgifter om antalet fritidsbåtar och deras hemvist längs den svenska kusten. I en ny rapport till Havs- och Vattenmyndigheten utfördes en kartering av bryggor i småbåtshamnar utifrån ortofoton från Lantmäteriet (RGB, 0,5m upplösning, daterade 2010 – 2013) för att uppskatta antalet båtar med huvudsaklig förtöjning på ost- och västkust där användningen av båtbottnfärger är tillåten idag (från Örskar till norska gränsen) (Ytreberg et al., 2020). Bryggor med minst tio båtplatser karterades, samt även mindre bryggor om de ansågs ligga inom området för en småbåtshamn. För varje brygga ritades en linje i ArcGIS för att uppskatta dess längd. Enkla streck ritades om båtar endast låg förtöjda på ena sidan av bryggorna medan dubbla streck ritades ut för bryggor där båtar låg förtöjda utefter två sidor. Förhållandet mellan bryggans längd (i meter) och antal förtöjda båtar togs sedan fram utifrån data från 93 småbåtshamnar där antal båtplatser var känt. Baserat på dessa

uppskattades ett genomsnittligt samband på 0.33 förtöjda båtar per meter brygga. Det totala antalet båtar förtöjda i småbåtshamnar på ost- och västkusten kunde således uppskattas. För att även skatta antalet båtar förtöjda vid enskilda bryggor, användes kartlagret för enskilda bryggor från brygginventeringen 2008 (från Naturvårdverkets miljödataportal). En enskild brygga uppskattades utgöra en fritidsbåt.

Totalt finns 454 vattenförekomster längs svenska kusten där användningen av biocidfärger är tillåten idag (från Örskär till norska gränsen) (**Figur 2**). Det totala antalet fritidsbåtar inom varje enskild s k vattenförekomster uppskattades och den årliga belastningen till varje vattenförekomst beräknades utefter tre scenarier. För samtliga antogs en genomsnittlig skrovyta på 14 m² (baserat på statistik från (Transportstyrelsen, 2015) och omräkningsfaktorer från båtlängd (m) till skrovyta (m²)), en båtsäsong på 150 dagar och att samtliga båtar var målade med kopparfärg. I denna rapport redovisas den totala belastningen till ost-, respektive västkusten, samt för svenska kusten som helhet. Den totala belastningen till Östersjön, såsom avgränsad enligt HELCOM (vid Nordre Älv) redovisas också.



Figur 2. Kustvattenförekomster längs den delen av svenska kusten där användningen av båtbottnfärger är tillåten idag. Från Granhag et al. 2019 finns läckagedata för åtta båtbottnfärger vid tre kustlokaler: Nynäshamn, Malmö och Kristineberg. Den svarta streckade linjen visar avgränsningen för Östersjön på svenska västkusten, såsom definierat enligt HELCOM.

Scenario 1: nuvarande belastning från båtbottnfärger

I detta scenario användes de läckagehastigheter framtagna med XRF för åtta färger från Granhag et al., 2019 (Tabell 1 Tabell 3) för att beräkna den årliga, nuvarande belastningen av koppar till svenska kustvattenförekomster i antingen ost- eller västkust (geografisk avgränsning vid Trelleborg). Från Granhag et al., 2019 finns läckagedata för de åtta färgerna vid tre kustlokaler: Nynäshamn, Malmö och Kristineberg. För beräkning av belastning till ostkusten användes läckagedata från Nynäshamn. Västkusten delades upp i två delar där läckage från Malmö användes för vattenförekomsterna mellan Trelleborg och Mölle medan läckagedata från Kristineberg användes för övriga västkusten (se Figur 2). För beräkningarna antogs att endast färger med godkänt användningsområde på ostkusten användes på ostkusten. På västkusten antogs på motsvarande sätt att färger enbart med godkännande på västkusten (s k "västkustfärger") användes.

Tabell 3. Bottenfärger som användes i fältförsöket 2018. H= hård färg, P= polerande färg. *Information om mängd verksamt ämne hämtades från Kemikalieinspektionens bekämpningsmedelregister.

Färg	Produktnamn	Tillverkare	Kulör	Verksamt ämne*	Huvudsaklig användning
H1	Lefant Nautica Copper	Lefant	Röd	Kopparoxid (7.0 vikt %)	Ostkusten
H2	VC17m	International	Grafit	Kopparpulver (17.96 vikt %)	Västkusten
H3	Racing VK	Jotun	Grå	Kopparoxid (22.02 vikt %)	Västkusten
H4	Hard Racing Xtra	Hempel	Röd	Kopparoxid (33.1 vikt %)	Västkusten
P1	Mille Light Copper	Hempel	Röd	Kopparoxid (6.1 vikt %)	Ostkusten
P2	Cruiser One	International	Röd	Kopparoxid (8.5 vikt %)	Ostkusten
P3	Biltema Antifouling	Biltema	Röd	Kopparoxid (13 vikt %)	Västkusten
P4	Micron Superior	International	Röd	Kopparoxid (31.93 vikt %)	Västkusten

Scenario 2: belastning från båtbottnfärger med kritiskt läckage

I detta scenario användes den geografiska indelningen av vattenförekomster i tre områden från scenario 1. För varje område användes det uppskattade kritiska kopparläckaget såsom utvärderat enligt 2.1.

Scenario 3: maximal tillåten belastning från båtbottnfärger

De beräknade belastningarna i scenario 1 och 2 jämfördes med de högst tillåtna enligt det riskbedömningsförfarandet som var på plats vid färgernas godkännande. Enligt denna får båtbottnfärger ha ett maximalt läckage av 0.97 µg/cm²/d på ostkusten och 5.38 µg/cm²/d på västkusten, givet att färgerna inte läcker någon zink. På motsvarande sätt är det maximalt tillåtna läckaget av zink, givet att färgerna inte läcker någon koppar, 2.79 µg/cm²/d på ostkusten och 25.15 µg/cm²/d på västkusten.

Belastning från fartyg

När antifoulingfärger målas på fartygsskrov utförs det av professionell personal som har skyddsutrustning och andningsmasker. På grund av dessa säkerhetsåtgärder tillåts fler biocider i fartygsfärger i jämförelse med fritidsbåtsfärger. I EU-projektet SHEBA (Sustainable Shipping and Environment of the Baltic Sea region, <https://www.sheba-project.eu/>) sammanställdes läckagehastigheter av biociderna kopparpyrition (CuPT), zinkpyrition (ZnPT), DCOIT, Zineb, zink och koppar från över 100 kommersiella fartygsfärger. Då studier visat att fartyg som går i farvatten där is kan förekomma ofta använder giftfria isbrytarfärger antogs det i SHEBA-projektet att en lägre andel av de fartyg som endast går i Bottenhavet (20%) samt i Östersjön (50%) är målade med giftläckande fartygsfärg. För fartyg som har en rutt även utanför Östersjön antogs att 100% är målade med fartygsfärg. Den årliga belastningen av de olika biociderna till olika vattenbassänger i Östersjön finns beskrivna i en rapport av (Jalkanen and Johansson, 2019). I denna rapport redovisas emellertid endast belastningen av koppar och zink då dessa utsläpp kan jämföras med belastning från fritidsbåtar.

3. Resultat och diskussion

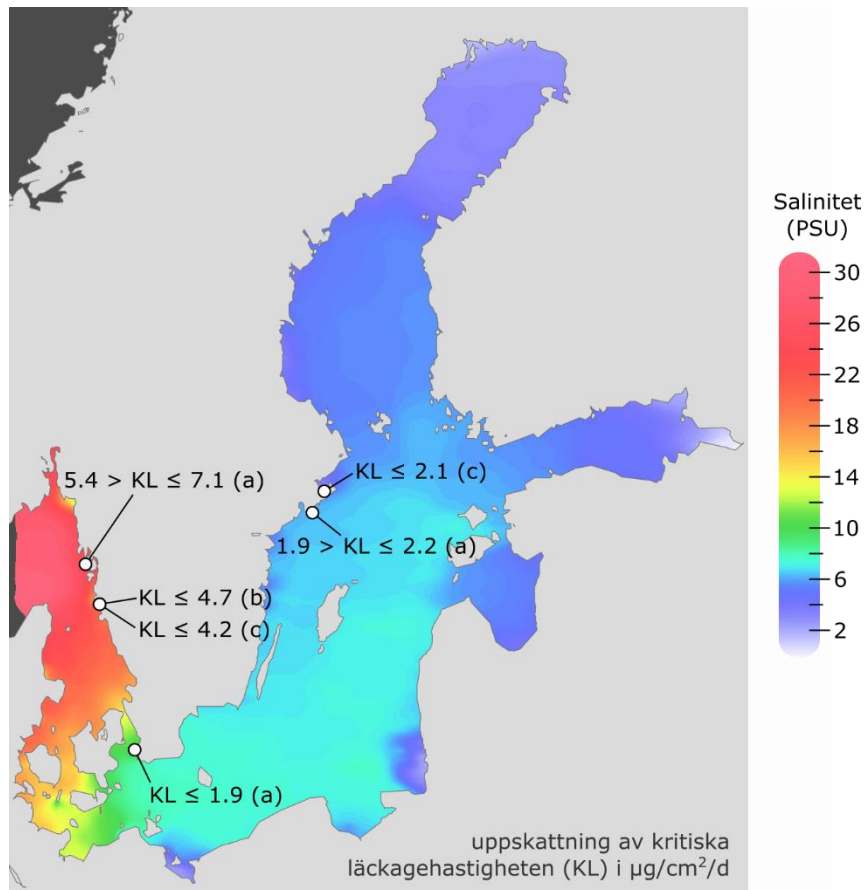
3.1. Kritiskt läckage i Östersjön

Zink

I Granhag et al. 2019 visade resultaten från Kristineberg på västkusten att läckaget av zink från bottenfärger inte verkade ha någon eller enbart en mycket begränsad påverkan på etableringen av hård påväxt på färgytan. Denna slutsats drogs utifrån att färg H1 vid Kristineberg, trots det enskilt högsta zinkläckaget av samtliga färger på 16,5 $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{d}$, inte lyckades att motverka hård påväxt efter 5 månaders exponering. Lindgren et al., 2018 utförde statistiska panelförsök i Fiskebäck utanför Göteborg under 2015 där effektiviteten av bl a bottenfärger (utan koppar) med zinkläckage uppemot 12 $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{d}$ utvärderades. Studien kunde dra som slutsats att zinkens påväxthindrande effekt var liten och begränsad till den allra första exponeringstiden i havsvattnet. Efter en månads exponering, kunde ingen påväxthindrande effekt detekteras. Något kritiskt läckage av zink kan således inte bestämmas, utan bara konstateras troligtvis vara mycket högt på västkusten ($> 17 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{d}$). För att en bottenfärg ska vara effektiv mot påväxt behöver färgen innehålla andra substanser utöver zinkoxid.

Koppar

Läckagehastigheterna för koppar från de tre studierna i **Tabell 2** har använts för att, vid varje lokal, bestämma det lägsta läckaget som gav upphov till 0% yttäckning av makroskalig påväxt. Här antogs, baserat på diskussionen om zink ovan, att färgernas effektivitet varit oberoende av deras zinkläckage. Om samtliga färger vid en lokal var effektiva mot makroskalig påväxt kan endast slutsats dras att det kritiska läckaget ligger vid eller under det lägst uppmätta kopparläckaget. I övriga fall bedömdes det kritiska läckaget vara högre än det från den högst läckande ineffektiva färgen, samt vid eller under det från den lägst läckande effektiva färgen. Sammanställning redovisas i form av en kartfigur (**Figur 3**). Resultaten visar att ett läckage på ca 2 $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{d}$ är tillräckligt för att helt motverka makroskalig påväxt på den svenska ostkusten. På västkusten ökar det kritiska läckaget med ökad salthalt. Längst söderut är ett läckage på 2 $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{d}$ tillräckligt, medan ett läckage $\leq 4 - 5 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{d}$ är nödvändigt i höjd med Göteborg. Längre norrut, i höjd med Lysekil, behövs dock ett kopparläckage på närmare 6 – 7 $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{d}$ till följd av det högre rådande påväxttrycket där. Dessa uppskattningar av det kritiska läckaget (0% yttäckning) visar på att de lägst effektiva läckagen enligt rådande riktlinjer från EU (25 % yttäckning) bör därmed ligga någonstans $<2 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{d}$ på ostkusten och $<7 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{d}$ på västkusten.



Figur 3. Karta av Östersjön som visar salthalt och uppskattningarna av den kritiska läckagehastigheten (KL) för koppar på olika lokaler längs den svenska kusten baserat på fältförsöket 2018 inom BaticSea2020 (a), Lindgren et al., 2018 (b) and Lagerström et al., 2018 (c).

3.2. Belastning av koppar och zink till Östersjön

Belastning från fritidsbåtar

Scenario 1: nuvarande belastning från båtbottnfärger

Den beräknade årliga belastningen av koppar och zink till ost- och västkusten för de åtta olika bottenfärgerna redovisas i **Tabell 4** och **Tabell 5**. Resultaten visar att färgval är avgörande för den slutliga belastningen till de olika kusterna. Då belastningen till hela svenska kusten samt Östersjön beror på vilken färg som används på ost- respektive västkusten presenteras medelvärdet samt den lägsta och högsta belastningen för dessa områden. Beräkningarna visar att belastningen till Östersjön från fritidsbåtsfärger är betydande. Mellan 14 – 32 ton koppar (medelvärde: 20 ton) och 15 – 29 ton zink (medelvärde: 22 ton) släpps årligen ut till Östersjön under den svenska båtsäsongen.

Tabell 4. Årlig belastning av koppar i ton till ostkusten och västkusten beroende på färg givet en genomsnittlig skrovyta på 14 m² och en båtsäsong på 150 dagar. Medelbelastningen redovisas för hela svenska kusten samt Östersjön. De gröna rutorna visar färgerna med lägst belastning till ost- respektive västkusten.

Årlig belastning av koppar från fritidsbåtar (ton)				
Färg	Ostkusten (Örskär – Trelleborg)	Västkusten (Trelleborg – norska gränsen)	Svenska kusten (Örskär – norska gränsen)	Östersjön (HELCOM, Örskär – Nordre Älv)
H1	4,8	-		
H2	-	21,2		
H3	-	29,4		
H4	-	26,0		
P1	5,6	-		
P2	11,2	-		
P3	-	19,1		
P4	-	43,0		
Medel	7,2	27,7	34,9	20,4
Lägsta	4,8	19,1	23,9	14,0
Högsta	11,2	43,0	54,2	31,7

Tabell 5. Årlig belastning av zink i ton till ostkusten och västkusten beroende på färg givet en genomsnittlig skrovyta på 14m² och en båtsäsong på 150 dagar. Medelbelastningen redovisas för hela svenska kusten samt Östersjön. De gröna rutorna visar färgerna med lägst belastning till ost- respektive västkusten.

Årlig belastning av zink från fritidsbåtar (ton)				
Färg	Ostkusten (Örskär – Trelleborg)	Västkusten (Trelleborg – norska gränsen)	Svenska kusten (Örskär – norska gränsen)	Östersjön (HELCOM, Örskär – Nordre Älv)
H1	20,8	-		
H2	-	0		
H3	-	16,5		
H4	-	7,0		
P1	14,7	-		
P2	16,2	-		
P3	-	15,4		
P4	-	6,6		
Medel	15,2	14,8	30,0	22,4
Lägsta	14,7	0	14,7	14,7
Högsta	20,8	16,5	37,3	28,9

Resultaten från Granhag et al. 2019 visade att samtliga åtta kopparfärger kunde bedömas som effektiva enligt rådande riktlinjer från EU samt att ingen stor skillnad i effektivitet kunde särskiljas mellan färgerna. För den enskilda båtägaren spelar därmed färgval troligtvis en liten roll när det gäller hämning av påväxt. För miljön blir skillnaden desto större: användning av de lägst läckande färgerna ger 56% lägre (eller - 18 ton) årlig belastning jämfört med om de högst läckande färgerna används (32 ton). Färgerna med lägst kopparbelastning till ost- respektive västkusten är H1 och P3 (**Tabell 4**). Dessa har dock tyvärr inte det lägsta zinkläckaget (**Tabell 5**).

Scenario 2: belastning från båtbottnfärger vid kritiskt läckage

Eftersom inget kritiskt läckage kunnat fastställas för zink har detta scenario bara kunnat tillämpas på kopparläckaget. Baserat på resultaten för det kritiska kopparläckaget för makroskalig påväxt (**Figur 3**) har följande läckage av koppar använts i vattenförekomsterna i de olika områdena:

- Ostkusten: 2 µg/cm²/d
- Västkusten Trelleborg – Mölle: 2 µg/cm²/d
- Västkusten Mölle – Norska gränsen: 6 µg/cm²/d

Den beräknade årliga belastningen till de olika områdena redovisas i **Tabell 6**.

Scenario 3: maximal tillåten belastning från båtbottnfärger

Givet att en bottenfärg inte läcker någon zink, tillåts ett maximalt läckage av 0.97 µg/cm²/d på ostkusten och 5.38 µg/cm²/d på västkusten. På motsvarande sätt är det maximalt tillåtna läckaget av zink, givet att färgerna inte läcker någon koppar, 2.79 µg/cm²/d på ostkusten och 25.15 µg/cm²/d på västkusten. Utifrån dessa läckage har den maximalt tillåtna belastningen av koppar (**Tabell 6**) och zink (**Tabell 7**) beräknats i de olika områden.

Jämförelse

I **Tabell 6** (koppar) och **Tabell 7** (zink) har de årliga belastningarna till de olika områdena givet de 3 scenarierna sammanställts. För scenario 1, den nuvarande belastningen, har den genomsnittliga belastningen baserat på medelvärdet från de åtta färgerna använts (**Tabell 4** och **Tabell 5**).

För koppar (**Tabell 6**) visar resultaten att nuvarande belastningen (scenario 1) i samtliga geografiska områden vida överskrider det maximalt tillåtna (scenario 3). En minskning på ca 80% av belastningen i samtliga områden samt att färgernas belastning av zink var obefintligt skulle krävas för att uppfylla riskbedömningens kriterier för godkännande. Att färgerna till trots ändå har uppnått godkännande beror på att läckagen som färgföretagen angivit i ansökningarna för produktgodkännande varit lägre än de uppmätta med XRF i (Granhag et al., 2019). I Lagerström et al., 2018 visade en jämförelse mellan läckagehastigheter bestämda med XRF och de som bestämts med nuvarande standardiserade

Tabell 6. Årlig belastning av koppar i ton givet en genomsnittlig skrovyta på 14 m² och en båtsäsong på 150 dagar vid de olika scenarierna. Röda siffror visar de belastningar som överstiger de maximalt tillåtna. Inom parentes visas även den procentuella reduktionen av belastningen jämfört med scenario 1.

Årlig belastning av koppar från fritidsbåtar (ton)				
	Ostkusten (Örskär – Trelleborg)	Västkusten (Trelleborg – norska gränsen)	Svenska kusten (Örskär – norska gränsen)	Östersjön (Örskär – Nordre Älv)
Scenario 1 <i>Nuvarande belastning</i>	7,2	27,7	34,9	20,4
Scenario 2 <i>Kritiskt läckage</i>	5,1 (- 29%)	9,3 (- 67%)	14,4 (- 59%)	9,4 (- 54%)
Scenario 3 <i>Maximalt tillåten</i>	2,5 (- 78%)	8,9 (- 79%)	11,4 (- 79%)	7,0 (- 78%)

Tabell 7. Årlig belastning av zink i ton givet en genomsnittlig skrovyta på 14 m² och en båtsäsong på 150 dagar vid de olika scenarierna. Röda siffror visar de belastningar som överstiger de maximalt tillåtna.

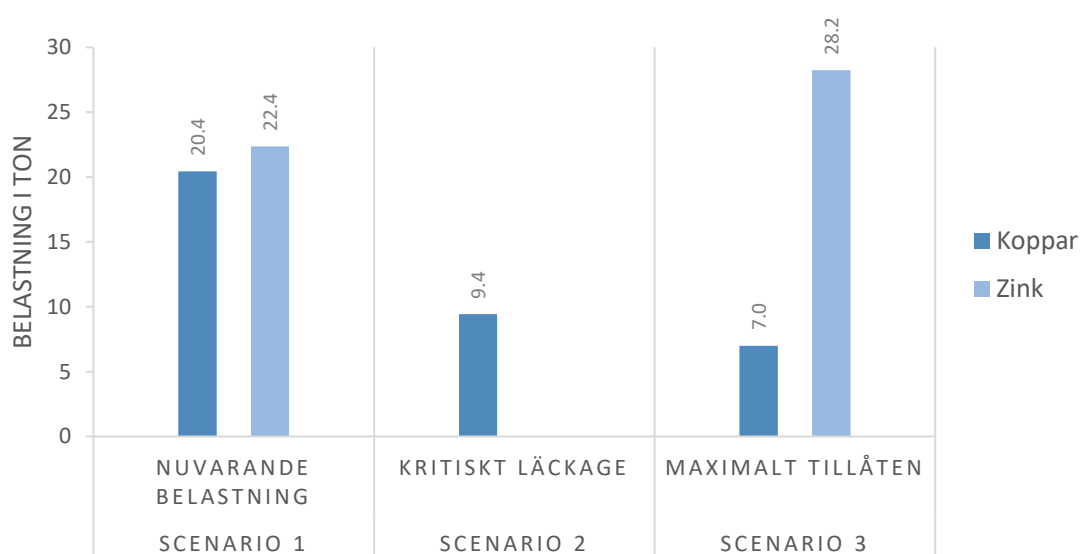
Årlig belastning av zink från fritidsbåtar (ton)				
	Ostkusten (Örskär – Trelleborg)	Västkusten (Trelleborg – norska gränsen)	Svenska kusten (Örskär – norska gränsen)	Östersjön (Örskär – Nordre Älv)
Scenario 1 <i>Nuvarande belastning</i>	15,2	14,8	30,0	22,4
Scenario 2 <i>Kritiskt läckage</i>	-	-	-	-
Scenario 3 <i>Maximalt tillåten</i>	7,1	41,8	48,8	28,2

metoder (från ansökan om produktgodkännande till Kemikalieinspektionen) för fem svenska fritidsbåtsfärger att de sistnämnda kunde underskatta läckaget på uppemot 8 gånger. Det finns således ett stort behov för användning av nya metoder för att bestämma läckaget, såsom XRF-metoden.

Om kopparläckaget i bottenfärgerna skulle reduceras till det kritiska läckaget (scenario 2) överskrider ändå den maximalt tillåtna belastningen, även om belastningen då skulle vara mycket närmare det som egentligen är tillåtet. För zink (**Tabell 7**) överskrider den maximalt tillåtna belastningen på ostkusten. Här skulle ungefär en halvering av belastningen behövas för att hamna inom den tillåtna. För övriga områden hamnar belastningen under den maximalt tillåtna belastningen, men

jämförelsen här är endast giltig givet att färgerna inte läcker någon koppar. Såsom **Tabell 6** visar är detta inte fallet och färgerna skulle enligt nuvarande riskbedömning inte beviljas godkännande även om zinkläckaget eliminerades helt.

För Östersjön (**Figur 4** **Figur 1**), innebär en reduktion av kopparläckaget från det genomsnittliga nuvarande läckaget till det kritiska läckaget en minskning av belastningen på 54% eller 11 ton. I snitt bidrar således dagens färger på marknaden till en onödig belastning på 11 ton koppar årligen till Östersjön då detta utsläpp inte bidrar till att öka den påväxthindrande effekten på fritidsbåtar. Således skulle belastningen av koppar från båtbottnfärger i dagsläget kunna reduceras med ca hälften med bibehållen effekt för enskilda båtägarna. För att hamna under den maximalt tillåtna skulle dock belastningen behöva reduceras med ytterligare 2,4 ton, givet att färgerna inte läcker någon zink. Att båtbottnfärger för fritidsbåtar kan formuleras utan zink, såsom färg H2, är dock möjligt. För zink är den nuvarande årliga belastningen till Östersjön (22 ton) nära gränsen för det som är maximalt tillåtet (28 ton). Återigen bör dock betonas att den maximalt tillåtna belastningen av zink förutsätter att ingen av färgerna läcker någon koppar, vilket inte är fallet här.

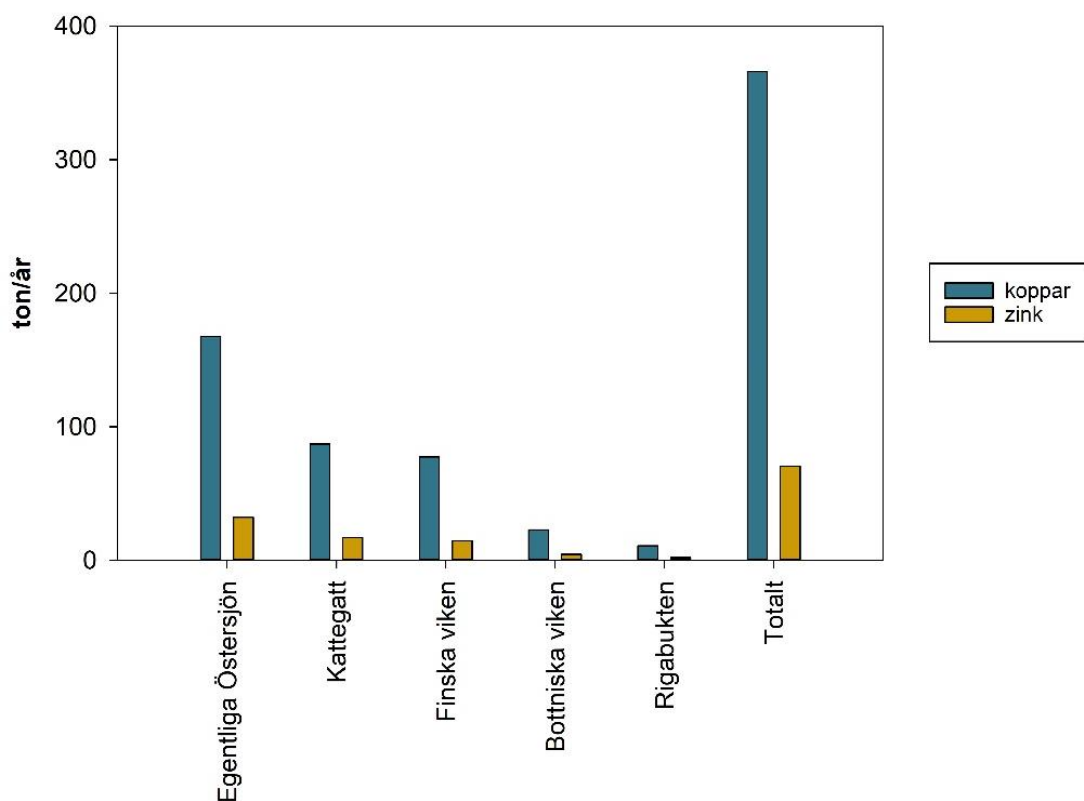


Figur 4. Årlig belastning av koppar och zink i ton till Östersjön från svenska fritidsbåtar vid de olika scenarierna givet en genomsnittlig skrovyta på 14 m² och en båtsäsong på 150 dagar.

Belastning från fartyg

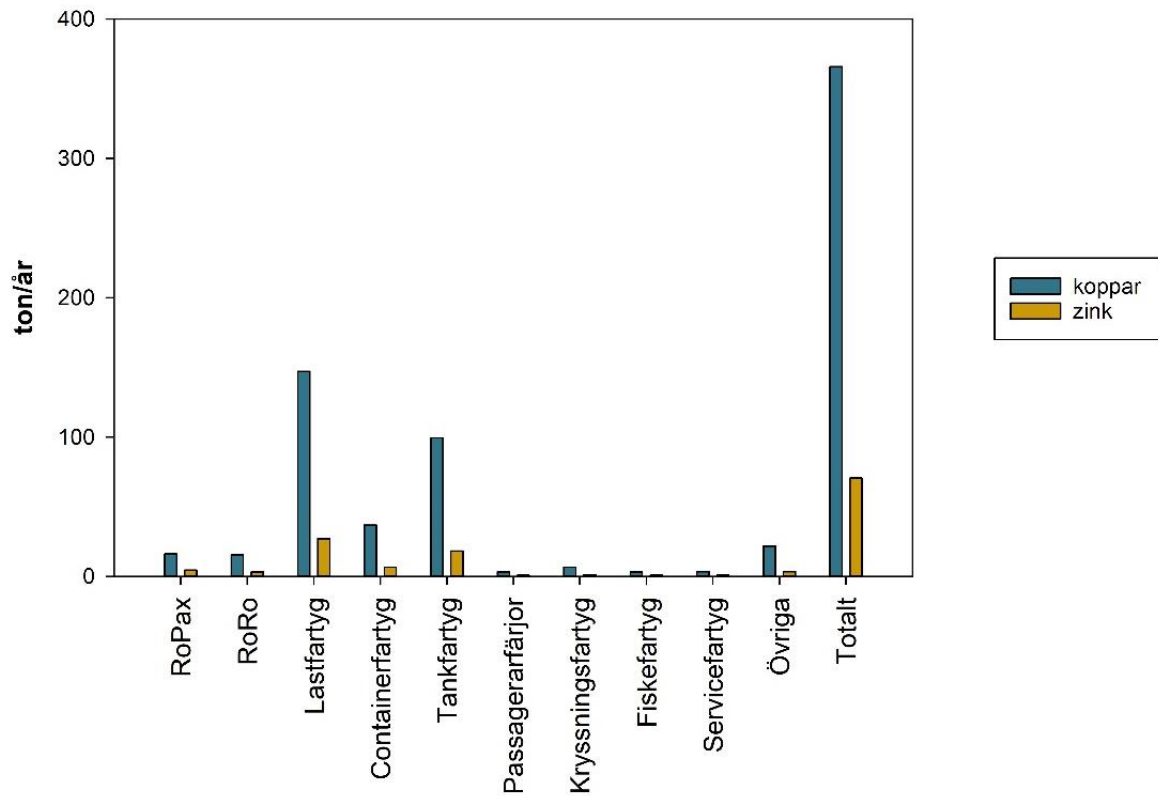
Belastning av koppar och zink från fartygsfärger är inhämtade från Jalkanen et al (2019) och redovisas här efter utsläpp till Östersjöns havsbassänger (**Figur 5**) samt efter fartygstyp (**Figur 6**) under 2018. I redovisningen ingår även Kattegatt som en havsbassäng då Kattegatt även ingår i

Helsingforskonventionens (HELCOM) förvaltningsområde. Detta är samma geografiska område som använts för att beräkna utsläpp av koppar och zink från fritidsbåtar till Östersjön (se högra kolumnen i **Tabell 6** och **Tabell 7**). Den totala belastningen av koppar till Östersjön från fartygsfärger var 366 ton. Detta kan jämföras med svenska fritidsbåtar som avger en årlig belastning på 20,4 ton (**Tabell 6**). Årlig belastning av koppar i ton givet en genomsnittlig skrovyta på 14 m² och en båtsäsong på 150 dagar vid de olika scenarierna. Röda siffror visar de belastningar som överstiger de maximalt tillåtna. Inom parentes visas även den procentuella reduktionen av belastningen jämfört med scenario 1., scenario 1). Det bör dock poängteras att fritidsbåtarnas utsläpp i största utsträckning sker i deras hemmahamn vilket riskerar lokal förorening av kustnära ekosystem. Utsläppen från fartyg sker däremot främst i fartygsleder, dvs i utsjö och långt från kustnära, känsliga ekosystem. Utsläppen skiljer sig också tidsmässigt, där fartygsutsläppen är kontinuerliga året runt medan fritidsbåtars utsläpp sker då de är sjösatta, dvs under ca 5 månader (maj-september). Den årliga belastningen av zink från fartygsfärg till Östersjön är ca 70 ton vilket kan jämföras med fritidsbåtars belastning på 22,4 ton (**Tabell 6**, scenario 1).



Figur 5. Årlig (2018) belastning i ton av koppar och zink från fartygsfärger uppdelat på havsbassänger i Östersjön

Under 2018 var belastningen av koppar och zink som högst till Egentliga Östersjön, följt av Kattegatt och Finska viken (**Figur 5**). Lastfartyg och tankfartyg står tillsammans för ca två tredjedelar av det totala utsläppet av både koppar och zink från fartygsfärger (**Figur 6**).



Figur 6. Årlig (2018) belastning i ton av koppar och zink från fartygsfärger uppdelat på fartygstyp.

4. Förslag på åtgärder

Den totala vattenburna belastningen av koppar till Östersjön från både naturlig avrinning samt från olika mänskliga aktiviteter (exempelvis industrier och reningsverk) har av HELCOM beräknats till 886 ton (HELCOM, 2011). I dessa beräkningar är belastning från antifoulingfärger exkluderade. Således utgör belastningen från antifoulingfärger (fartygsfärger 366 ton och fritidsbåtsfärger på svenska båtar 20,4 ton) en betydande andel av den koppar och zink som årligen tillförs Östersjön. Att reglera utsläpp från fartyg är dock en stor utmaning då utsläpp från internationell sjöfart regleras av FN:s sjöfartsorgan IMO. Svenska fritidsbåtars utsläpp är däremot lättare att reglera där både Kemikalieinspektionen och Transportstyrelsen har möjlighet att besluta om förändrad riskbedömning och/eller annan lagstiftning (exempelvis förbud). Genom att minska belastningen av koppar till kustområden ökar även möjligheten att förbättra miljöstatusen i dessa ekologiskt viktiga områden. Detta är särskilt angeläget då svensk miljöövervakning av sediment visar att en knapp tredjedel av de undersökta lokalerna längs Sveriges kust inte klarar miljökvalitetsnormen för koppar och därför inte uppnår ”god status”. Provtagning av ytvattnet i fritidsbåtshamnar visar även generellt på förhöjda halter av koppar vilket påverkar växt- och djurlivet negativt (Bighiu et al., 2017a, 2017b; Lagerström et al., 2020).

Förslag på åtgärdsprogram

- Båtbottenfärgers läckage av koppar och zink ska bestämmas med XRF-metoden då nuvarande standardiserade metoder underskattar det verkliga läckaget.
- Biocidförordningens krav på lägsta effektiva dos bör beaktas noggrannare vid produktgodkännande. Båtbottenfärger med kopparläckage som vida överskrider det lägsta effektiva bör inte godkännas.
- Riktade kampanjer till båtägare om vilka färger på marknaden som har lägst miljöpåverkan

För att nå ut med resultaten från projektet planerades en workshop för myndigheter under våren 2020. På grund av situationen med Covid-19 ställdes dessa planer in och istället fick vi möjlighet att via Kemikalieinspektionens inbjudan leda en workshop för EU:s Kemikaliemyndighet (ECHA) den 25e maj 2020. På workshopen, där samtliga EU-länders nationella kemikaliemyndigheter samt färgtillverkare var inbjudna, presenterades resultat som tagits fram inom projektet och förslag på åtgärder för att minska belastningen av koppar från fritidsbåtsfärger.

Referenser

Barnes, H. (1948). Studies on Anti-Fouling Compositions. Part IV. The Relationship between Leaching Rate, Copper Loss, and Anti-Fouling Performance, under Raft and Service Conditions. *J. Iron Steel Inst.* *159*, 175–185.

Bighiu, M.A., Gorokhova, E., Almroth, B.C., and Wiklund, A.-K.E. (2017a). Metal contamination in harbours impacts life-history traits and metallothionein levels in snails. *PLOS ONE* *12*, e0180157.

Bighiu, M.A., Watermann, B., Guo, X., Almroth, B.C., and Eriksson-Wiklund, A.-K. (2017b). Mortality and histopathological effects in harbour-transplanted snails with different exposure histories. *Aquat. Toxicol.* *190*, 11–20.

de la Court, F.H. (1988). The Minimum Leaching Rate of some Toxins from Antifouling Paints Required to Prevent Settlement of Fouling Organisms. In *Biodeterioration 7*, D.R. Houghton, R.N. Smith, and H.O.W. Egging, eds. (Dordrecht: Springer Netherlands), pp. 305–308.

European Chemical Agency (2018). Guidance on the Biocidal Products Regulation, Volume II Efficacy - Assessment and Evaluation (Parts B+C), Version 3.0.

Granhag, L., Lagerström, M., Stragnefeldt, F., and Ytreberg, E. (2019). Mot minskad miljöbelastning från båttrafik i Östersjön genom ny kunskap om läckage av gift hos antifoulingfärg, BalticSea2020.

HELCOM (2011). Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5). Baltic Sea Environment Proceedings No. 128.

Jalkanen, J.P., and Johansson, L. (2019). Discharges to the sea from Baltic Sea shipping in 2006 - 2018. Finnish Meteorological Institute, Baltic Marine Environment Protection Commission, Maritime Working Group, Lisbon, Portugal.

Lagerström, M., Lindgren, J.F., Holmqvist, A., Dahlström, M., and Ytreberg, E. (2018). In situ release rates of Cu and Zn from commercial antifouling paints at different salinities. *Mar. Pollut. Bull.* *127*, 289–296.

Lagerström, M., Ferreira, J., Ytreberg, E., and Eriksson-Wiklund, A.-K. (2020). Flawed risk assessment of antifouling paints leads to exceedance of guideline values in Baltic Sea marinas (under review).

Lindgren, J.F., Ytreberg, E., Holmqvist, A., Dahlström, M., Dahl, P., Berglin, M., Wrangé, A.-L., and Dahlström, M. (2018). Copper release rate needed to inhibit fouling on the west coast of Sweden and control of copper release using zinc oxide. *Biofouling* *34*, 453–463.

Magnusson, K., and Norén, K. (2012). The sensitivity of the Baltic Sea ecosystems to hazardous compounds, PM 9/12 (Swedish Chemicals Agency).

Transportstyrelsen (2015). Båtlivsundersökningen 2015 - en undersökning om svenska fritidsbåtar och hur de används (in Swedish).

de Wolf, P., and van Londen, A.M. (1966). Anti-Fouling Compositions. *Nature* *209*, 272–274.

Ytreberg, E., Lagerström, M., and Wiklund, A.-K.E. (2020). Förbättrad riskbedömning av båtbottnfärg, rapport till Havs- och Vattenmyndigheten.