



Spridning av biocider från båtar – Undersökning av olika källor och dess bidrag

Erik Ytreberg

Institutionen för tillämpad miljövetenskap

Department of Applied Environmental Science

1. Bakgrund

Marin påväxt är ett stort problem för sjöfart och fritidsbåtar då påväxt ökar friktionen mellan båtskrovet och vattenytan vilket resulterar i en reducerad fart. Det vanligaste sättet att förhindra påväxt är att måla båtskrov med båtbottnfärger som innehåller olika typer av biocider. Det stora användandet av biocidläckande färger har dock resulterat i förhöjda halter av dessa ämnen i områden med hög båtaktivitet, t.ex. småbåtshamnar (Schiff m. fl. 2007; Turner m. fl. 2008; Kylin och Haglund, 2010), hamnar (Eklund m. fl., 2010), naturhamnar (Kylin och Haglund, 2010) och estuarier (Matthiessen m. fl., 1997).

Vid riskbedömning av biocidläckande båtbottnfärger används modellerade beräkningar för att prediktera vilka koncentrationer man kan förvänta sig i vattnet i småbåtshamnar. I dessa beräkningar antas att gifterna uteslutande sprids till småbåtshamnen via läckage från målade båtskrov. Studier har dock visat att vid upptag av båtar och vid rengöring med högtrycksspolning så frigörs färgflagor och gifter (Thomas m. fl. 2002; Samuelsson, 2006; Turner, 2010). Då denna rengöring ofta sker i direkt anslutning till småbåtshamnen finns det en risk att höga halter av gifter sprids under ett relativt kort tidsintervall vilket lokalt kan ge negativa effekter på vattenmiljön. Påväxt som inte försvinner vid spolningen skrapas oftast av vid en båtuppläggningsplats som vanligen ligger i direkt närhet till småbåtshamnen. Denna rengöring är inte nationellt reglerad i Sverige eller i något annat land inom Europa (Turner, 2010) vilket har medfört att det är vanligt förekommande att man hittar färgflagor på båtuppläggningsplatser (Eklund och Eklund, 2011) och i sediment (Turner m. fl. 2008). För fartyg sker dock reparation, rengöring och underhåll oftast i torrdockor och regleras via EU-direktivet *Integrated Pollution Prevention and Control Directive* (IPPC:2008/1/EC). En konkret effekt av direktivet är att avfallet som genereras under rengöringen av kommersiella fartyg måste tas om hand och får inte släppas ut i miljön (Turner, 2010). För att bedöma om även reparation, rengöring och underhåll av fritidsbåtar bör regleras är det viktigt att ha underlag om hur spridningen av gifter ser ut.

2. Syftet med undersökningen

Syftet med den här studien var att utföra en samlad bedömning av storleksordningen av olika källor som bidrar till biociders (koppar, tributyltenn (TBT) och Irgarol) och metallers (zink) spridning till småbåtshamnar. Målet var att främst kvantifiera vilka mängder biocider som tillförs småbåtshamnen från (I) båtar som ligger förtöjda i hamnen (II) högtrycksspolning.

3. Metodik

3.1. Läckage från båtar förtöjda i en småbåtshamn

Vid tillståndsprövning av kemiskt verksamma båtbottnfärger (dvs. färger som innehåller biocider) måste producenten utföra en miljöriskbedömning som ämnar visa att användandet av produkten inte kommer att ge negativa konsekvenser för miljön. Kemikalieinspektionen (KemI) är i Sverige ansvarig myndighet för att bedöma dessa ansökningar. I riskbedömningen skall den sökande bland annat visa vilka koncentrationer av biocider man väntas få i miljön vid användandet av produkten, ett förfarande som kallas PEC (Predicted Environmental Concentration). Inom EU används modellen MAMPEC (Marine Antifoulant Model to Predict Environmental Concentrations) för detta ändamål. I modellen finns ett antal förinställda scenarier, bl.a. för en EU-hamn och en EU-småbåtshamn, som

används för att beräkna koncentrationer av biocider i miljön (van Hattum m.fl. 1999). Modellen är framförallt utvecklad för tidvattensmiljöer så för att prediktera koncentrationer av biocider i svenska vattenmiljöer har KemI skapat egna modifierade scenarier för både småbåtshamnar och hamnar på väst- respektive ostkust (Ambrosson, 2008). Dessa modifikationer är både abiotiska (såsom salthalt och tidvatten) men också utseende på marinor (vilket påverkar vattenombytet) och antal och storlek på båtar. Vid skapande av ostkustsmåbåtshamnen har KemI utgått från Bullandö marina och vid skapande av västkustsmåbåtshamnen har man utgått från Wallhamn marina. Antalet båtar och storlekklasser har framtagits efter konsultation med hamnkontoren. Västkustsmåbåtshamnen är dock ännu ej fullt utbyggd och KemI har istället gjort bedömningen, efter konsultation med hamnägaren, att småbåtshamnen har snarlik uppsättning båtplatser som ostkustsmåbåtshamnen, men utan representation i de allra största storlekklasserna (Ambrosson, 2008). För mer utförliga beskrivningar av dessa scenarior, se bilaga 1.

För att kunna prediktera koncentrationer av biocider i miljön måste man även känna till läckagehastigheten av biocider från färgen. I dagsläget finns det två stycken standardiserade metoder för detta ändamål, en kalkyleringsmodell framtagen av den europeiska färgindustrin (CEPE) och en laborativ metod vid namn ASTM. Inom EU har man enats om att CEPE-metoden skall användas vid framtagande av medelläckagehastigheter som sedan används vid riskbedömningsförfarandet (EU Workshop Report, 2006). I modellen beräknas både ett 14-dagars initialt kumulativa läckage samt ett medelläckage under resterande tid av färgens livstid genom användandet av ekvation 1 och 2

Ekvation 1.

$$X + \left(Y \times \left(\frac{365 \times t}{12} - 14 \right) \right) = La \times a \times Wa \times \frac{100}{vs} \rho \times DFT$$

Ekvation 2.

$$\frac{X}{Y} = 30$$

Där X är det kumulativa läckaget under de första 14 dagarna, Y är den genomsnittliga läckagehastigheten under restarande tid av färgens livstid, t är färgens specificerade livstid (månader), La är fraktionen av aktivt ämne i den torra färgen som lakas ur under färgens livstid (Inom EU används 0,9 (EU Workshop Report, 2006)), a är viktfraktionen av den aktiva beståndsdelen i biociden, Wa är koncentrationen av biocid i våt färg i vikt-%, vs är volymtorrhalt, ρ är den våta färgens densitet, DFT är den torra färgens tjocklek för färgens specificerade livstid.

Ovan nämnda parametrar finns beskrivna i produkt- och säkerhetsdatablad för de flesta båtbottnfärger som finns på den svenska marknaden. CEPE-metoden anses dock överskatta det verkliga *in situ* läckaget av biocider med ca 3 ggr (Finnie 2006). Därför har man inom EU beslutat att korrigera för överskattningen genom att dela, den med CEPE-metoden framtagna, läckagehastigheten med 2,9 (EU Workshop Report, 2006).

I den här studien har CEPE-metoden använts för att beräkna den genomsnittliga läckagehastigheten (dvs. Y i ekvation 1 och 2) av koppar och zink från båtbottnfärger för fritidsbåtar. Därefter har läckagehastigheten korrigerats med korrektionsfaktorn 2,9, dvs. beräknad genomsnittlig

läckagehastighet med CEPE-metoden har delats med 2,9. Läckagehastigheter av koppar och zink från fem olika båtbottnfärger för fritidsbåtar har beräknats på detta vis. Samtliga färger har en rekommenderad livslängd på ett år. Dessa färger är Mille Light och Micron Eco (fysikaliska färger med högt zinkoxidinnehåll), Cruiser One (kopparbaserad färg som hösten 2011 blev godkänd för användande i Östersjön), samt Mille Xtra och Cruiser Polishing Antifouling (kopparbaserade färger godkända för användande på västkusten). Läckagehastigheterna har sedan använts för att i MAMPEC beräkna PEC i en ostkust- respektive västkustsmåbåtshamn enligt scenarierna beskrivna av Keml (Ambrosson, 2008). I ostkust- och västkustsmåbåtshamnen finns det 1400 respektive 1200 båtar och 80 % av dessa båtar antas vara bemålade med bottenfärg (Ambrosson, 2008). Den genomsnittliga bemålade båtskrovytan på dessa båtar är 19,75 m² (ostkust) respektive 20,72 m² (västkust). Utförlig beskrivning över miljö- och emissionsscenarierna finns i bilaga 1.

Då det under båtsäsongen 2011 inte var tillåtet att använda kopparbaserade färger har två ostkustscenarier använts vid beräkning av PEC för koppar och zink. I det första scenariot antas att hälften av de bemålade båtarna varit behandlade med den fysikaliska färgen Micron Eco (dvs. 40 % av samtliga båtar) och den andra hälften varit behandlade med den fysikaliska färgen Mille Light (dvs. 40 % av samtliga båtar). I det andra scenariot antas att alla bemålade båtar har varit behandlade med den kopparläckande färgen Cruiser One (dvs. 80 % av samtliga båtar). För västkustscenariot antas att hälften av de bemålade båtarna har varit behandlade med den kopparläckande färgen Cruiser polishing antifouling (dvs. 40 % av samtliga båtar) och den andra hälften med den kopparläckande färgen Mille Xtra (dvs. 40 % av samtliga båtar).

3.2. Tillförsel av biocider från högtryckstvätt

Högtryckstvätt av båtbottnar sker främst vid upptag av båtar efter säsong. Tvätten sker i de flesta fall i direkt anslutning till själva småbåtshamnen och utan användande av spolplatta. Då högtryckstvätten inte bara avlägsnar påväxtorganismer utan även frigör biocider och färgflagor från båtskrovet finns det risk att stora mängder biocider tillförs småbåtshamnen under ett relativt kort tidsintervall. Då tvätten sker på en spolplatta fångas de större fraktionerna av påväxt (t.ex. makrolager och musslor) och färgflagor upp i en uppsamlingsränna medan mindre fraktioner rinner ned tillsammans med spolvattnet i en två- eller trekammarbrunn. För att bedöma hur stor miljönyttan är vid användande av spolplatta genomförde Havs- och Vattenmyndigheten hösten 2011 en provtagningskampanj av spolplattor från 38 båtupptagningsplatser runt om i Sverige, där 31 st. spolplattor var lokaliserade på västkusten, 6 st. på ostkusten och en i Vänern.

Vattenprover inhämtades både från spolvattnet som gått igenom spolränna och trekammarbrunn (steg 1-rening) samt efter att vattnet genomgått olika typer av filterrening (steg 2-rening). Målsättningen var att provtagningen skulle utföras med en 4-h tidstyrd provtagningsanordning vilken tog delprover efter varje tvättad båt från spolvatten som genomgått steg 1-rening respektive steg 2-rening. Provet motsvarar då ett samlingsprov av samtliga delprover vilket anses representera ett genomsnittligt (renat) spolvatten. På grund av tekniska problem samt att endast ett fåtal båtar tvättades under provtagningsperioden utfördes den tidstyrda provtagningen endast på 16 st. olika lokaler (15 på västkusten och en på ostkusten). På övriga lokaler togs stickprov av steg-1 och steg-2 renat vatten. Stickprovsprovtagning innebär att endast en, och i vissa fall ingen, båt har tvättats och att spolvattnet (ca 100 L/båt) rinner ner i en två- eller trekammarbrunnen som redan innehåller ca 2-6 m³ vatten. Således påverkas koncentrationen av biocider i stickprovet i stor utsträckning av den initiala koncentrationen av biocider i vattnet i brunnen. Dessa spolplattor har här exkluderats vilket

innebär att endast spolvatten som provtagits med en 4-h tidsstyrd provtagare beaktas. Inga prover på råvatten (dvs. spolvatten som inte genomgått steg-1 rening) togs, vilket medför att ingen fullständig bedömning över hur mycket biocider som släpper från båtskrov vid högtryckstvätt kan genomföras.

I april 2012 utfördes en kompletterande provtagning av slamprover vilka togs både från spolplattans uppsamlingsränna (spolränna) och ur två- eller trekammarbrunnen. Endast två av de spolplattor som under hösten 2011 hade provtagits med avseende på spolvatten hade dock sparat slam. Av det skälet utfördes provtagning av slam på ytterligare 10 spolplattor. Således går det inte att göra en bedömning för varje enskild spolplatta om hur mycket biocider som fastläggs i spolrännan, i brunnen samt hur mycket som återfinns i steg-1 eller steg-2 renat spolvatten. Av den anledningen används ett genomsnittligt värde (medianvärde) baserat på samtliga analyserad data som finns för respektive kategori, dvs. medianvärdet för hur mycket biocider som återfinns i slam i spolrännan, i brunnen samt i steg-1 eller steg-2 renat spolvatten.

3.2.1. Mängd biocider som fångas upp i spolrännan eller fastläggs i två- eller trekammarbrunnen

I snitt bildas ca 2 liter slam, bestående av färgrester och påväxt, per båt vid avspolning av båtar med högtryckstvätt (bedömning från varv och båtklubbar). Av detta slam antas 1,5 liter fastna i spolrännans avskiljare medan 0,5 liter fastläggs i två- eller trekammarbrunnen. Från 12 spolplattor (6 st. på Västkusten, 6 st. på Ostkusten) togs slam från spolrännan och från två- eller trekammarbrunnen och analyserades med avsikt på koppar, zink, TBT, Irgarol. Även torrsvikt och våtsvikt bestämdes på samtliga slam. Densiteten (våtsvikt (kg) per volymenhet (L)) på slam från spolrännan och brunnen bestämdes endast på 4 olika slamprover vilka alla visade likvärdig densitet (spolrännan $\approx 1,1$ kg/L, brunnen $\approx 0,9$ kg/L). Av den anledningen antas att även resterande slam på andra spolplattor hade likvärdig densitet.

En grov uppskattning över hur mycket biocider som per båt fastläggs i spolrännan eller två- eller trekammarbrunnen ges av ekvation 3 nedan.

Ekvation 3.

$$\text{Mängd biocid per båt} = \text{konc}_{\text{slam}} \times \text{volym}_{\text{slam}} \times \frac{TS}{VV} \times \rho$$

Där $\text{konc}_{\text{slam}}$ är den analyserade biocidkoncentrationen per kg TS (torrsustans) på de olika lokalerna, $\text{volym}_{\text{slam}}$ är den av hamnägare uppskattade volym slam som produceras när en båt högtryckstvättas, $\frac{TS}{VV}$ är kvoten mellan torrsvikt och våtsvikt för slammet på respektive lokal, ρ är slammets densitet (kg/L). Volymen slam som fastnade i spolrännans avskiljare respektive två- eller trekammarbrunnen antas vara 1,5 liter respektive 0,5 liter på samtliga lokaler. En stickprovsanalys (på fyra lokaler) av slammets densitet, ρ , visade att slammet i spolrännans avskiljare hade en genomsnittlig densitet på 0,9 kg/L och slammet i två- eller trekammarbrunnen hade en genomsnittlig densitet på 1,1 kg/L.

3.2.2. Tillförsel av biocider från steg-1 och steg-2 renat spolvatten

För att bedöma vilka genomsnittliga mängder biocider som tillförs småbåtshamnen vid spolning av båtar över spolplatta med olika typer av reningssystem har medianvärdet för steg-1 renat och steg-2 renat spolvatten använts. Dessutom har den högsta uppmätta koncentrationen av koppar, zink, Irgarol och TBT använts för att representera ett "worst-case" scenario. Som för beräkningar av läckage från båtar förtöjda i småbåtshamnen, har det antagits att spolningen sker i en småbåtshamn med 1400 båtar (ostkustscenario) eller 1200 båtar (västkustscenario), där det förutsätts att samtliga båtar spolas av på hösten. Ytterligare antagande, efter konsultation med varv och båtklubbar, är att ca 100 liter vatten går åt till att tvätta en båt samt att spolplattan är placerad i direkt anslutning till småbåtshamnen vilket medför att allt spolvatten (steg-1 eller steg-2 renat) tillförs småbåtshamnen. MAMPEC är en statisk modell och förutsätter att utsläpp är kontinuerliga över tiden. Modellen antar således att samtliga utsläpp, dvs. läckage från båtbottnfärg eller utsläpp från underhållsarbete eller rengöring, sker i lika stor utsträckning varje dag. Dessutom förutsätter modellen att all tillförsel av biocider sker i hela vattenvolymen, vilket medför att man i MAMPEC endast kan modellera fram den genomsnittliga koncentrationen i hela vattenmassan.

Antagandet som är gjort vid PEC-beräkningar är att samtliga båtar (1400 i ostkustsmåbåtshamnen och 1200 i västkustsmåbåtshamnen) rengörs med spolvatten och att detta sker under en 60-dagars period. Den totala mängden biocid som tillförs en småbåtshamn samt medelbelastning per dag har beräknats med ekvation 4 respektive ekvation 5.

Ekvation 4.

$$Tot_{biocid} = Konc_{biocid} \times Volym_{spolvatten} \times Antal\ båtar$$

Ekvation 5.

$$belastning/d = \frac{Tot_{biocid}}{d}$$

Där Tot_{biocid} är den totala mängden av biocider som tillförs småbåtshamnen då samtliga båtar har tvättats, $Konc_{biocid}$ är koncentrationen av biocider i spolvatten, $Volym_{spolvatten}$ är den volym vatten som går åt vid ett spolningstillfälle (100 L). Antal båtar är 1400 för ostkustscenariot och 1200 för västkustscenariot, $belastning/d$ är mängd biocid som tillförs småbåtshamnen per dag och d är antal dagar rengöringen pågår vilket antas vara 60.

I MAMPEC används sedan belastningen av biocider per dag för att modellera fram ett PEC-värde i ostkust- respektive västkustsmåbåtshamnen.

4. Resultat och Diskussion

4.1. Läckage från båtar förtöjda i småbåtshamnen

Läckagehastigheter (bestämda med ekvation 1) av koppar och zink från fem olika båtbottnfärger visas i tabell 1. Beräknad mängd av koppar och zink som tillförs småbåtshamnen från en båt med en målad båtskrovyta på 19,75 m² (ostkust) och 20,72 m² (västkust) samt den totala årliga (5 månader) belastningen av koppar och zink från samtliga bemålade båtar visas också i tabell 1. Den totala årliga belastningen baseras på att båtarna i snitt befinner sig i hamn 92 % av säsongen (Ambrosson, 2008).

4.1.2. Läckage från västkustfärger

I Keml:s västkustscenario antas att 1200 båtar finns i småbåtshamnen och att 80 % av dessa är bemålade. I tabell 1 visas de olika läckagehastigheterna av koppar och zink från två av de vanligaste färgerna på västkusten, dvs. Mille Xtra och Cruiser Polishing Antifouling. Läckage av koppar från dessa färger motsvarar en mängd på 1,3 g/dag/båt (Mille Xtra) respektive 0,3 g/dag/båt (Cruiser Polishing Antifouling). Detta skulle ge en sammanlagd årlig (5 månader) tillförsel av koppar från alla bemålade båtar i småbåtshamnen motsvarande 173 kg (Mille Xtra) respektive 43 kg (Cruiser Polishing Antifouling). Förutsatt att hälften av de bemålade båtarna är behandlade med Mille Xtra och den andra hälften med Cruiser Polishing Antifouling skulle det motsvara en daglig genomsnittlig tillförsel på 0,81 g Cu/båt vilket ger en sammalagd tillförsel från samtliga båtar på 107 kg Cu/säsong. Denna tillförsel skulle ge en medelkoncentration i vattnet av koppar i småbåtshamnen (PEC) på 1,7 µg/L (tabell 2).

För zink används samma scenario som för koppar. Läckage av zink från Mille Xtra är 0,48 g/dag/båt och från Cruiser Polishing Antifouling är motsvarande läckage 1,4 g/dag/båt (tabell 1). Förutsatt att 80 % av samtliga 1200 båtar är bemålade med Mille Xtra skulle det ge en sammalagd tillförsel av zink från dessa båtar på 64 kg (förutsatt att båtarna befinner sig i hamn 92 % av säsongen). Motsvarande mängd från Cruiser Polishing Antifouling är 191 kg zink. Vid ett antagande att 50 % av de bemålade båtarna är målade med Mille Xtra och 50 % av de bemålade båtarna är målade med Cruiser Polishing Antifouling skulle det motsvara en daglig medeltillförsel på 0,96 g/båt. Detta motsvarar en sammalagd tillförsel av zink från samtliga bemålade båtar på 128 kg. Detta läckage skulle generera ett PEC-värde motsvarande 1,4 µg/L (tabell 2).

4.1.1 Läckage från ostkustfärger

4.1.1.1. Läckage från fysikaliska färger

I Keml:s ostkustscenario antas att 1400 båtar finns i småbåtshamnen och att 80 % av dessa är bemålade. I tabell 1 visas de olika läckagehastigheterna av de två vanligaste fysikaliska färgerna, Micron Eco och Mille Light. Läckage av zink från dessa färger är likvärdigt; $12,6 \mu\text{g cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Micron Eco) och $12,4 \mu\text{g cm}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Mille Light). Mängden zink som tillförs småbåtshamnen per båt per dag motsvarar ca 2,5 g för de båda färgerna (tabell 1). Vid antagandet att 80 % av samtliga 1400 båtar i småbåtshamnen är bemålade med antingen den fysikaliska färgen Micron Eco eller Mille Light tillförs 385 kg respektive 379 kg zink småbåtshamnen under en säsong (5 månader samt antagandet att båtarna befinner sig i hamnen 92 % av tiden). Tillförseln av zink via läckage från dessa två färger kommer att ge ett sammantaget PEC-värde på 6,4 µg/L, förutsatt att 50 % av de bemålade båtarna är behandlade med Micron Eco och resterande 50 % är behandlade med Mille Light (tabell 2).

Tabell 1. Läckagehastigheter av Cu och Zn från fem båtbottnfärger för fritidsbåtar med olika användningsområden. Beräkning av daglig tillförd mängd av koppar och zink (g/dag/båt) från en bemålad båt baseras på antagandet att den genomsnittliga båten på ostkusten är 19,75 m² och på västkusten 20,72 m². Total mängd som tillförs småbåtshamnen baseras på antagandet att samtliga bemålade båtar (dvs. 80 % av 1400 båtar = 1120 båtar på ostkusten och 80 % av 1200 båtar = 960 båtar på västkusten) vistas i småbåtshamnen 92 % av den sammantagna båtsäsongen på 5 månader.

Användnings- område	Färg	Läckagehastighet (µg cm ⁻² d ⁻¹)		Tillförd mängd (g)/dag/båt		Total mängd (kg) från samtliga målade båtar tillförd småbåtshamnen under en säsong (5 månader)	
		Cu	Zn	Cu	Zn	Cu	Zn
Västkust, koppar	Mille Xtra	6,3	2,3	1,3	0,48	173	64
Västkust, koppar	Cruiser P.A.	1,6	7,0	0,32	1,4	43	191
Ostkust, koppar	Cruiser One	0,9	2,0	0,17	0,39	26	61
Ostkust, fysikalisk	Micron Eco	-	12,6		2,5		385
Ostkust, fysikalisk	Mille Light	-	12,4		2,5		379

Tabell 2. Modellerade koncentrationer (Predicted Environmental Concentration = PEC) av koppar och zink i en västkust- respektive ostkustsmåbåtshamnen till följd av användande av båtbottnfärger under förutsättningen att 80 % av båtarna är bemålade. Se bilaga 1 för ytterligare information om scenarierna. I scenariot "Ostkust Kopparfärger" antas att samtliga målade båtar har varit behandlade med den kopparläckande färgen Cruiser One (dvs. 80 % av samtliga båtar). För scenariot "Västkust Kopparfärger" antas att hälften av de målade båtarna har varit behandlade med den kopparläckande färgen Cruiser Polishing Antifouling (dvs. 40 % av samtliga båtar) och den andra hälften med den kopparläckande färgen Mille Xtra (dvs. 40 % av samtliga båtar). I scenariot "Ostkust Fysikaliska färger" antas att hälften av de målade båtarna varit behandlade med den fysikaliska färgen Micron Eco (dvs. 40 % av samtliga båtar) och den andra hälften varit behandlade med den fysikaliska färgen Mille Light (dvs. 40 % av samtliga båtar).

		PEC Cu µg/L	PEC Zn µg/L
Västkust	Kopparfärger	1,7	1,4
Ostkust	Fysikaliska färger	–	6,4
	Kopparfärger	0,8	1,0

4.1.1.2. Läckage från kopparbaserade färger

Inför båtsäsongen 2012 har ett antal kopparbaserade båtbottnfärger för fritidsbåtar blivit godkända för användande på ostkusten. En av dessa är Cruiser One som har en läckagehastighet av koppar och zink motsvarande 0,9 µg cm⁻² d⁻¹ respektive 2,0 µg cm⁻² d⁻¹ (tabell 1). Mängden koppar och zink som en bemålad båt tillför småbåtshamnen per dag är 0,17 g respektive 0,39 g, vilket skulle ge en årlig (5 månader) sammantagen belastning på totalt 26 kg koppar och 61 kg zink till småbåtshamnen (förutsatt att båtarna under 92 % av tiden ligger i hamn samt att 80 % av båtarna är bemålade). Vid antagandet att 80 % av samtliga 1400 båtar är bemålade med den kopparläckande färgen Cruiser One, erhålls ett med MAMPEC modellerat PEC-värde på 0,8 µg Cu/L och 1,0 µg Zn/L (tabell 2).

4.2. Tillförsel från färgflagor om ingen spolränna används

I tabell 3 visas medianvärdet och den högsta analyserade koncentration av koppar, zink, TBT och Irgarol som uppmättes i slammet i spolrännan samt i två- eller trekammarbrunnen. Enligt hamnägare produceras det ca 2 liter slam (påväxt och färgflagor) vid högtryckstvätt av en båt. Merparten av slammet fastnar i spolrännan medan resterande fastläggs i två- eller trekammarbrunnen. I beräkningarna har det antagits att 1,5 liter slam fastläggs i spolrännan och att 0,5 liter slam fastläggs i

brunnen. Koncentrationen av biocider som skulle kunna tillföras småbåtshamnen om ingen spolplatta används beräknades enligt ekvation 5 (se sektion 3.2.1.).

Tabell 3. Median- och maxvärden (worst-case) av koppar och zink uppmätta i slam från spolränna och brunn vid spolplattor runt Sveriges kust.

		Cu mg/kg TS		Zn mg/kg TS	
		Worst-case	Medianvärde	Worst-case	Medianvärde
Västkust	Spolränna	46 000	36 000	56 000	17 000
	Brunn	32 000	26 000	14 000	11 000
Ostkust	Spolränna	11 000	5 000	100 000	58 000
	Brunn	14 000	6000	69 000	27 000

Tabell 4. Median- och maxvärden (worst-case) av TBT och Irgarol uppmätta i slam från spolränna och brunn vid spolplattor runt Sveriges kust.

		TBT µg/kg TS		Irgarol µg/kg TS	
		Worst-case	Medianvärde	Worst-case	Medianvärde
Västkust	Spolränna	240 000	69 000	270 000	13 000
	Brunn	41 000	20 000	360 000	14 000
Ostkust	Spolränna	180 000	11 000	35 000	7 000
	Brunn	38 000	18 000	72 000	42 000

Tabell 5. Mängd koppar och zink som kan tillföras småbåtshamnen via slam (påväxt och färgflagor) efter spolning av en båt.

		Mängd Cu g/båt		Mängd Zn mg/båt	
		Worst-case	Medianvärde	Worst-case	Medianvärde
Västkust	Spolränna	47,9	25,6	59,8	10,7
	Brunn	3,4	1,5	1,1	0,7
Ostkust	Spolränna	8,6	2,0	80,1	22,2
	Brunn	1,4	1,2	6,9	5,2

Tabell 6. Mängd TBT och Irgarol som kan tillföras småbåtshamnen via slam (påväxt och färgflagor) efter spolning av en båt.

		Mängd TBT mg/båt		Mängd Irgarol mg/båt	
		Worst-case	Medianvärde	Worst-case	Medianvärde
Västkust	Spolränna	221	55,2	249	8,0
	Brunn	3,0	1,5	9,5	1,2
Ostkust	Spolränna	37,7	10,5	14,4	5,7
	Brunn	18,0	2,1	14,2	4,2

4.3. Läckage från spolvatten

4.3.1. Västkust

4.3.1.1. Koppar

Medianvärdet för steg-1 respektive steg-2 renat spolvatten var 6,4 respektive 2,5 mg/L (tabell 7). Mängden koppar som 100 L spolvatten tillför småbåtshamnen vid högtryckstvätt av båtar var 0,64 g/båt (steg-1 renat) respektive 0,25 g/båt (steg-2 renat) då medianvärdet används (tabell 8). Detta motsvarar en sammanlagd årlig (5 månader) tillförsel på 0,8 kg (steg-1 renat) respektive 0,3 kg (steg-2 renat) (tabell 9). Denna tillförsel skulle ge en modellerad koncentrationsökning i småbåtshamnens vattenmassa (PEC) på 0,03 µg/L (steg-1 renat) respektive 0,01 µg/L (steg-2 renat) (tabell 10). Då ett worst-case scenario används erhålls en tillförsel av koppar på 4,3 g/båt (steg-1 renat) respektive 1,0 g/båt (steg-2 renat) (tabell 8). Detta motsvarar en sammanlagd årlig (5 månader) tillförsel på 5,2 kg (steg-1 renat) respektive 1,2 kg (steg-2 renat) (tabell 9), vilket ger ett PEC-värde på 0,18 µg/L (steg-1 renat) respektive 0,04 µg/L (steg-2 renat) (tabell 10).

Tabell 7. Koncentrationer av koppar och zink i spolvatten. Worst-case motsvarar den högsta uppmätta koncentrationen av koppar och zink i respektive kategori.

	Rening	Cu mg/L		Zn mg/L	
		Worst-case	Medianvärde	Worst-case	Medianvärde
Västkust	Steg-1	43	6,4	92	6,9
	Steg-2	9,8	2,5	13	3,1
Ostkust	Steg-1	-	2,4*	-	23*
	Steg-2	-	0,55*	-	7,4*

*endast ett spolvatten är analyserat på ostkusten

Tabell 8. Mängd koppar och zink som tillförs småbåtshamnen via spolvatten (100 L) efter spolning av en båt. Medianvärdet har använts för att beräkna den genomsnittliga tillförseln medan den högsta analyserade koncentrationen i spolvattnen i respektive kategori har använts för att representera ett worst-case scenario.

	Rening	Mängd Cu (g)/båt		Mängd Zn (g)/båt	
		Worst-case	Medianvärde	Worst-case	Medianvärde
Västkust	Steg-1	4,3	0,64	9,2	0,7
	Steg-2	1,0	0,25	1,3	0,3
Ostkust	Steg-1	-	0,24*	-	2,3*
	Steg-2	-	0,06*	-	0,7*

*endast ett spolvatten är analyserat på ostkusten

Tabell 9. Total mängd koppar och zink som tillförs småbåtshamnen via spolvatten efter spolning av samtliga båtar (1200 båtar på västkusten och 1400 båtar på ostkusten). Medianvärdet har använts för att beräkna den genomsnittliga tillförseln medan den högsta analyserade koncentrationen i spolvattnen i respektive kategori har använts för att representera ett worst-case scenario.

	Rening	Mängd Cu (kg)/säsong		Mängd Zn (kg)/säsong	
		Worst-case	Medianvärde	Worst-case	Medianvärde
Västkust	Steg-1	5,2	0,8	11	0,8
	Steg-2	1,2	0,3	1,6	0,4
Ostkust	Steg-1	-	0,3*	-	3,2*
	Steg-2	-	0,08*	-	1,0*

*endast ett spolvatten är analyserat på ostkusten

Tabell 10. Beräknade Koncentrationer (Predicted Environmental Concentration = PEC) av koppar och zink i en västkust- respektive ostkustsmåbåtshamn till följd av utsläpp av spolvatten. PEC är framtaget med modelleringsprogrammet MAMPEC. Medianvärdet har använts för att beräkna den genomsnittliga tillförseln medan det högsta analyserade koncentrationen i spolvattnen i respektive kategori har använts för att representera ett worst-case scenario.

	Rening	PEC Cu µg/L		PEC Zn µg/L	
		Worst-case	Medianvärde	Worst-case	Medianvärde
Västkust	Steg-1	0,18	0,03	0,27	0,02
	Steg-2	0,04	0,01	0,04	0,01
Ostkust	Steg-1	-	0,02*	-	0,13*
	Steg-2	-	0,005*	-	0,04*

*endast ett spolvatten är analyserat på ostkusten

4.3.1.2. Zink

Mängden zink som 100 L spolvatten tillför småbåtshamnen vid tvättning av båtar var 0,7 g/båt (steg-1 renat) respektive 0,3 g/båt (steg-2 renat) då medianvärdet används (tabell 8), vilket motsvarar en sammanlagd årlig tillförsel på 0,8 kg (steg-1 renat) respektive 0,4 kg (steg-2 renat) (tabell 9). Denna tillförsel skulle ge ett PEC-värde på 0,02 µg/L (steg-1 renat) respektive 0,01 µg/L (steg-2 renat) (tabell 10). Då ett worst-case scenario används är tillförsel via spolvatten 9,2 g/båt (steg-1 renat) respektive 1,3 g/båt (steg-2 renat) (tabell 8), vilket motsvarar en sammanlagd tillförsel på 11 kg (steg-1 renat) respektive 1,6 kg (steg-2 renat) (tabell 9). Detta worst-case scenario skulle ge ett PEC-värde på 0,27 µg/L (steg-1 renat) respektive 0,04 µg/L (steg-2 renat) (tabell 10).

4.3.1.3. TBT

I samtliga steg-1 och steg-2 renade spolvatten detekterades TBT. Medianvärdet för steg-1 renat spolvatten var 1600 ng/L och den högsta koncentration som påvisades var 14 000 ng/L (tabell 11). Efter steg-2 rening låg medianvärdet på 335 ng/L och den högsta analyserade koncentration var 5 500 ng/L. Den totala mängd TBT som spolning av en båt genererar visas i tabell 12 och den totala mängden TBT som tillförs småbåtshamnen om samtliga 1200 båtarna tvättas åskådliggörs i tabell 13. Tillförseln av TBT i steg-1 renat spolvatten skulle ge en predikterad koncentration av TBT i hela vattenmassan (PEC) på 0,01 ng/L (tabell 14). Om ett worst-case scenario används, dvs. alla båtar avger ett spolvatten med den högsta analyserade TBT-koncentrationen (14 000 ng/L), erhålls ett PEC-värde på 0,11 ng/L.

Tabell 11. Koncentrationer av TBT och Irgarol i steg-1 och steg-2 renat spolvatten.

		TBT ng/L		Irgarol ng/L	
		Worst-case	Medianvärde	Worst-case	Medianvärde
Västkust	Steg-1	14000	1600	23000	7000
	Steg-2	5500	335	12000	1500
Ostkust	Steg-1	-	890*	-	1500*
	Steg-2	-	340*	-	1300*

*endast ett spolvatten är analyserat på ostkusten

Tabell 12. Mängd TBT och Irgarol som tillförs småbåtshamnen via spolvatten (100 L) efter spolning av en båt. Medianvärdet har använts för att beräkna den genomsnittliga tillförseln medan det högsta analyserade koncentrationen i spolvattnen i respektive kategori har använts för att representera ett worst-case scenario.

		Mängd TBT (mg)/båt		Mängd Irgarol (mg)/båt	
		Worst-case	Medianvärde	Worst-case	Medianvärde
Västkust	Steg-1	1,4	0,16	2,3	0,7
	Steg-2	0,6	0,03	1,2	0,15
Ostkust	Steg-1	-	0,09*	-	0,15*
	Steg-2	-	0,03*	-	0,13*

*endast ett spolvatten är analyserat på ostkusten

Tabell 13. Total mängd TBT och Irgarol som tillförs småbåtshamnen beroende av spolvattnet har steg-1 eller steg-2 renats. Medianvärdet har använts för att beräkna den genomsnittliga tillförseln medan det högsta analyserade koncentrationen i spolvattnen i respektive kategori har använts för att representera ett worst-case scenario.

		Mängd TBT (g)/säsong		Mängd Irgarol (g)/säsong	
		Worst-case	Medianvärde	Worst-case	Medianvärde
Västkust	Steg-1	1,68	0,19	2,76	0,84
	Steg-2	0,66	0,04	1,44	0,18
Ostkust	Steg-1	-	0,12*	-	0,21*
	Steg-2	-	0,05*	-	0,18*

*endast ett spolvatten är analyserat på ostkusten

Tabell 14. Beräknade koncentrationer (Predicted Environmental Concentration = PEC) av TBT och Irgarol i en västkust- respektive ostkustsmåbåtshamnen till följd av utsläpp av spolvatten. PEC är framtaget med modelleringsprogrammet MAMPEC. Medianvärdet har använts för att beräkna den genomsnittliga tillförseln medan det högsta analyserade koncentrationen i spolvattnen i respektive kategori har använts för att representera ett worst-case scenario.

		PEC TBT ng/L		PEC Irgarol ng/L	
		Worst-case	Medianvärde	Worst-case	Medianvärde
Västkust	Steg-1	0,11	0,01	0,2	0,06
	Steg-2	0,04	0,003	0,1	0,01
Ostkust	Steg-1	-	0,02*	-	0,04*
	Steg-2	-	0,009*	-	0,04*

*endast ett spolvatten är analyserat på ostkusten

4.3.1.4. Irgarol

Koncentrationen av Irgarol i steg-1 och steg-2 renat spolvatten visas i tabell 11. En betydande rening av Irgarol sker då spolvattnet genomgått steg-2 rening. Medianvärdet för steg-1 renat spolvatten var 7000 ng/L medan medianvärdet för steg-2 renat spolvatten var 1500 ng/L. Den totala mängd Irgarol som spolning av en båt genererar visas i tabell 12 och den totala mängden Irgarol som tillförs småbåtshamnen om samtliga 1200 båtarna tvättas åskådliggörs i tabell 13. Tillförseln av Irgarol i steg-1 renat spolvatten skulle ge en predikterad koncentration av Irgarol i hela vattenmassan (PEC)

på 0,06 ng/L (tabell 14). Om ett worst-case scenario används, dvs. alla båtar avger ett spolvatten med den högsta analyserade Irgarol-koncentrationen (23 000 ng/L), erhålls ett PEC-värde på 0,2 ng/L.

4.3.2. Ostkust

Då provtagningen endast omfattade en spolplatta från hela ostkusten går det inte att dra några slutsatser om huruvida spolplattan är representativ för ostkusten. Således innehåller beräkningarna nedan en stor osäkerhet och skall endast ses som ett exempel på hur mycket biocider som kan tillföras småbåtshamnen från just denna spolplatta.

4.3.2.1. Koppar

I tabell 7 visas koncentrationen av koppar i steg-1 och steg-2 renat spolvatten. Steg-2 renat spolvatten innehöll en lägre koncentration (0,55 mg/L) än steg-1 renat spolvatten (2,4 mg/L). Vid båtupptag och avspolning av båtar förutsätts att 100 L spolvatten används per båt. Mängden koppar som tillförs småbåtshamnen per båt om spolvattnet har steg-1 renats är 0,24 g (tabell 8), vilket skulle motsvara en årlig (5 månader) tillförsel på 0,3 kg förutsatt att 1400 båtar tvättas (tabell 9). Denna tillförsel skulle ge en koncentrationsökning i hela vattenmassan (PEC-värde) på 0,02 µg/L (tabell 10). För steg-2 renat spolvattnet är motsvarande tillförd mängd 0,06 g/båt (tabell 8), vilket motsvarar en årlig (5 månader) tillförsel på 0,08 kg förutsatt att 1400 båtar tvättas (tabell 9). Denna tillförsel skulle ge ett PEC-värde på 0,005 µg/L (tabell 10).

4.3.2.2. Zink

Mängden zink som tillförs småbåtshamnen via spolvattnet är 2,3 g/båt (steg-1 renat) respektive 0,7 g/båt (steg-2 renat) (tabell 8). Detta motsvarar en total mängd av zink på 3,2 kg (steg-1 renat) respektive 1,0 kg (steg-2 renat) förutsatt att 1400 båtar tvättas (tabell 9). Denna tillförsel skulle ge koncentrationsökning av zink (PEC-värde) i vattenmassan i småbåtshamnen på 0,13 µg/L (steg-1 renat) respektive 0,04 µg/L (steg-2 renat) (tabell 10).

4.3.2.3. TBT

På ostkusten analyserades endast ett spolvatten vilket hade en koncentration av TBT på 890 ng/L (steg-1 renat) och 350 ng/L (steg-2 renat) (tabell 11). Den totala mängd TBT som spolning av en båt genererar visas i tabell 12 och den totala mängden TBT som tillförs småbåtshamnen om samtliga 1200 båtarna (västkust) respektive 1400 båtarna (ostkust) tvättas åskådliggörs i tabell 13.

4.3.2.4. Irgarol

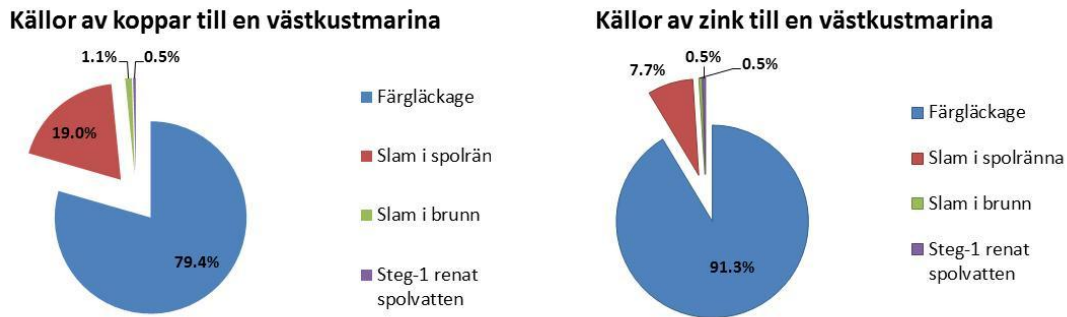
Liknande koncentrationer av Irgarol påvisades i steg-1 (1500 ng/L) och steg-2 (1300 ng/L) renat spolvatten (tabell 11). Den totala mängd Irgarol som spolning av en båt genererar visas i tabell 12 och den totala mängden Irgarol som tillförs småbåtshamnen om samtliga 1200 båtar tvättas visas i tabell 13.

4.4. Jämförelse av tillförsel av koppar och zink till småbåtshamnen från målade båtar som är förtöjda i hamnen och från högtryckstvätt

Då färger innehållande TBT och Irgarol är förbjudna för användande på fritidsbåtar har ingen jämförelse mellan olika källor gjorts för dessa biocider. Därför diskuteras endast koppar och zink nedan medan tillförsel av TBT och Irgarol via högtryckstvätt diskuteras i kapitel 4.5 respektive 4.6.

4.4.1. Västskust

Högtryckstvätt av båtbottnen kan utgöra en betydande punktkälla till den marina miljön om inte avfallet (färgflagor och orenat spolvatten) omhändertas eller renas. Förutsatt att allt steg-1 renat spolvatten och hela den mängd färgflagor som skapas vid högtryckspolning tillförs småbåtshamnen, utgör högtryckstvätt 20,6 % av den sammantagna årliga (5 månader) tillförseln av koppar från en genomsnittlig bemålad västkustbåt (figur 1). Motsvarande del för zink är 8,7 %. Resultaten tyder även på att vid användande av spolplatta så kommer merparten av koppar och zink som frisläpps från båtskrovet att fastna i spolrännans avskiljare.



Figur 1. Olika potentiella källor av koppar och zink till en västkustsmåbåtshamn. Procentsatserna är baserade på hur mycket koppar och zink som tillförs småbåtshamnen från en genomsnittlig bemålad båt (läcker 0,82 g Cu/dag och 0,97 g Zn/dag) som ligger förtöjd i småbåtshamnen under en säsong (dvs. 92 % av 5 månader) samt spolas av med högtryckstvätt under höstupptag. Procentsatsen för slam och Steg-1 renat spolvatten baseras på det analyserade genomsnittliga värdet (median) av koppar och zink i dessa matriser.

Resultaten visar att stora mängder av koppar och zink kan tillföras småbåtshamnen vid avspolning av båtar om inte spolplatta (eller annat sätt att omhänderta färgrester) används. Denna tillförsel sker dessutom under en tämligen kort tidsrymd vilket kan utgöra ett akuttoxiskt problem för vatten- och sedimentlevande organismer.

Vid användande av spolplatta med steg-1 rening är tillförseln av koppar per båt (medianvärdet = 0,64 g) likställt med det dagliga läckaget av koppar från en bemålad båt (0,81 g). Samma scenario gäller för zink, där mediantillförseln av zink per båt från steg-1 renat spolvatten är 0,7 g/båt är i paritet med det dagliga läckaget av zink från en bemålad båt (0,96 g).

En annan källa som kan ha en stor påverkan på den totala tillförseln av zink till en småbåtshamn är användandet av offerander, vilka fästs på båtar för att skydda bl.a. propeller och drev mot galvanisk korrosion. Belastningen av zink från offeranoder är dock inte medräknat då det saknas studier över detta i svenska vatten. I en brittisk studie (Boxall m.fl. 2000) har författarna estimerat läckaget av zink från offeranoder till 0,8 kg/båt under en 9-månaders säsong. Detta skulle motsvara 0,44 kg/båt vid en 5-månaders säsong vilket innebär ett medelläckage på 3,0 g Zn/dag/båt, vilket är tre gånger så högt som zink-läckaget från en genomsnittlig bemålad västkustbåt. I svenska förhållanden, och i synnerhet på ostkusten där salthalten är lägre, kan man dock anta att mängden zink som offeras under en säsong är betydligt lägre. Exakt hur stort läckaget av zink är från offeranoder på ost- respektive västkusten är dock inte känt.

4.4.2. Ostkust

Då det på Ostkusten under säsongen 2011 inte var tillåtet att använda kopparläckande färger på fritidsbåtar har ingen jämförelse av utsläppskällor för koppar gjorts. Av den anledningen diskuteras endast utsläppskällor av zink nedan under förutsättningen att båtarna är bemålade med de fysikaliska färgerna med högt zinkinnehåll.

Förutsatt att allt steg-1 renat spolvatten och hela den mängd färgflagor som skapas vid högtryckspolning tillförs småbåtshamnen, utgör högtryckstvätt 8,3 % av den sammantagna årliga (5 månader) tillförseln av zink från en genomsnittlig bemålad ostkustbåt (figur 2). Som för spolplattorna på västkusten, verkar den största mängden av zink som frigörs från båtskrov vid högtryckstvätt fastläggas i spolrännans avskiljare. Noterbart och av stor betydelse är att bedömningen ovan baseras på endast 1 analyserat spolvatten och 6 analyserade slamprover. Således finns det en stor osäkerhet i datan och det finns inget statistiskt underlag till att bedöma om detta är representativa mängder på övriga upptagningsplatser på ostkusten.



Figur 2. Olika källor av zink till en ostkustsmåbåtshamn. Procentsatserna är baserade på hur mycket zink som tillförs småbåtshamnen från en genomsnittlig bemålad båt (läcker 2,5 g Zn/båt/dag) som ligger förtöjd i småbåtshamnen under en säsong (dvs. 92 % av 5 månader) samt spolav med högtryckstvätt under höstupptag. Procentsatsen för slam och Steg-1 renat spolvatten baseras på det analyserade genomsnittliga värdet (median) av koppar och zink i dessa matriser

4.5. TBT

Användandet av TBT-färg på mindre fritidsbåtar har sedan 1989 varit förbjudet inom EU och i Sverige (Direktiv 89/677/EEC). Trots det påvisas TBT i höga halter (uttryckt som medianvärde) i spolrännor (69 000 µg/kg TS på västkusten, 11 000 µg/kg TS på ostkusten), brunnar (20 000 µg/kg TS på västkusten, 18 000 µg/kg TS på ostkusten), samt i steg-1 renat spolvatten (1600 ng/L på västkusten, 890 ng/L på ostkusten). Det som är mest alarmerande är att TBT detekterades i samtliga undersökta spolvatten och slam vilket indikerar på att spridningen av TBT inte bara härrör från ett fåtal båtar. Resultaten tyder snarare på att spolning med högtryckstvätt utan spolplatta generellt är en betydande punktkälla av TBT till den akvatiska miljön. Den sammanlagda mängd TBT som en genomsnittlig båt på västkusten potentiellt kan generera till vattenmiljön vid högtryckstvätt utan spolplatta är 56,9 mg (baserat på medianvärdet av hur mycket TBT som finns i 100 L steg-1 renat spolvatten samt hur mycket TBT som fastläggs i slammet i spolrännan och i två- eller trekammarbrunnen per båt) (tabell 6). Noterbart är att den största mängden TBT fastläggs i spolrännan (55,2 mg) eller i brunnen (1,5 mg) medan 100 L spolvatten innehöll 0,16 mg TBT.

Seligman m. fl. (1996) utförde en av få studier på "in situ" läckage av TBT från fem fartyg bemålade med TBT-färg. Författarna fann att tre av dessa fartyg läckte TBT motsvarande 0.1 µg/cm²/dag. Under antagandet att en fritidsbåt med en skrovyta på 20 m² skulle vara (ny)målad med motsvarande TBT-färg (dvs. ha TBT-färg på det yttersta färglagret) skulle denna båt läcka 20 mg TBT/dag. Följaktligen bör högtryckstvätt utan spolplatta betraktas som en betydande punktkälla av TBT till vattenmiljön.

4.6. Irgarol

Resultaten visar att den största potentiella utsläppskällan av Irgarol till vattenmiljön är spridningen av färgflagor som sker vid högtryckstvätt (baserat på den mängd Irgarol som fångas upp i spolrännan och brunnen per båt). På västkusten var medianvärdet för mängden Irgarol per båt som fastläggs i spolrännan och brunnen 8,0 respektive 1,2 mg (tabell 6). Motsvarande mängd som 100 L steg-1 renat spolvatten innehöll var 0,7 mg/L (tabell 12). Således går det att konstatera att, som för koppar, zink och TBT, fångas den största mängden av Irgarol upp i spolrännans avskiljare.

4.7. Internationell och nationell reglering

EU:s medlemsländer enades år 2000 om ett gemensamt ramdirektiv för vatten (Direktiv 2000/60/EG), även kallat vattendirektivet. Direktivet är införlivat i svensk lagstiftning genom Förordning (2004:660). Vattendirektivet omfattar grundvatten samt ytvatten i inlandsvatten, övergångsvatten och kustvatten. Det övergripande målet med vattendirektivet är att alla europeiska vatten uppnår god ekologisk och kemisk status till år 2015. Vissa riktlinjer om hur dessa mål ska definieras och bedömas ges i direktivet. Bland annat listas ett antal prioriterade farliga ämnen där tributyltenn (TBT) ingår. I direktivet punkt 27 står det att *"Det slutliga målet med detta direktiv är att uppnå att all förorening av prioriterade farliga ämnen upphör fullständigt..."*. Vidare står det i artikel 4.1.a.IV att medlemsstaterna skall *"genomföra nödvändiga åtgärder i enlighet med artikel 16.1 och 16.8, i syfte att gradvis minska förorening från prioriterade ämnen och för att utsläpp och spill av prioriterade farliga ämnen skall upphöra eller stegvis elimineras"*.

Då rengöring av båtar med högtryckstvätt utan efterföljande rening har visat sig vara en betydande utsläppskälla av TBT till vattenmiljön är Sverige, enligt vattendirektivet, skyldig att genomföra åtgärder för att utsläpp av TBT skall upphöra eller stegvis elimineras. Direktivet bygger på ett så kallat kombinerat tillvägagångssätt för punktkällor och diffusa utsläpp, med dels miljökvalitetsnormer och dels utsläppskrav (Direktiv 2000/60/EG artikel 10). Enligt direktivet och Miljöbalken (MB) ska bästa tillgängliga teknik användas för att motverka förorening av miljön (MB 2 kap. 3 §). Vid en sådan bedömning aktualiseras även en rimlighetsavvägning enligt MB 2 kap. 7 §. I lagtexten framgår att *"Vid denna bedömning ska särskild hänsyn tas till nyttan av skyddsåtgärder och andra försiktighetsmått jämfört med kostnaderna för sådana åtgärder"* (MB 2 kap. 7§). Då TBT är klassad som ett prioriterat farligt ämne samt att utsläppen av TBT vid högtryckstvätt utan efterföljande rening generellt sätt är att beakta som betydande bör inte kravnivån enligt MB 2 kap. 7§ kunna sänkas, dvs. miljövinsten med att framförallt omhänderta avfallet (färgrester och påväxt) är så pass stor i förhållande till kostnaden (installering av spolplatta med trekammarbrunn kostar ca 250 000 – 300 000 kr). Dessutom tyder resultaten på att högtryckstvätt utan efterföljande rening är en betydande utsläppskälla av både koppar och zink till den akvatiska miljön. Därför bör man kunna kräva att högtryckstvätt av båtar måste bedrivas på spolplatta eller på annan typ av anläggning där avfall (färgrester) tas om hand och inte återförs till vattenmiljön.

4.7.1. Steg-1 och steg-2 renat spolvatten

I vattendirektivets dotterdirektiv ”om miljö kvalitetsnormer inom vattenpolitikens område” (2008/105/EG) fastställs miljö kvalitetsnormer (MKN) för de prioriterade farliga ämnena.

Miljö kvalitetsnormerna uttrycks som ett medelvärde på årsnivå (AA-MKN) för att skydda miljön mot långtidsexponering, samt som en norm med högsta tillåtna koncentration (MAC-MKN) för att skydda miljön mot korttidsexponering. För TBT är AA-MKN 0,2 ng/L medan MAC-MKN är 1,5 ng/L.

För att bedöma vilka koncentrationer av TBT man kan förvänta sig i miljön till följd av utsläpp av steg-1 och steg-2 renat spolvatten utfördes en modellering med MAMPEC. Tabell 8 visar de genomsnittliga koncentrationerna av TBT man kan förvänta sig i vattnet i marinorna förutsatt att alla båtar genererar ett spolvatten med mediankoncentrationen av TBT. Även ett worst-case scenario har använts där den högsta analyserade TBT-halten har använts. Då medianvärdena används kommer TBT-halten att vida underskrida de båda miljö kvalitetsnormerna för TBT (AA-MKN och MAC-MKN). Då ett worst-case scenario används med steg-1 renat spolvatten för västkustsmåbåtshamnen erhålls ett PEC på 0,11 ng/L vilket underskrider både AA-MKN (0,2 ng/L) samt MAC-MKN (1,5 ng/L). Här bör dock poängteras att MAMPEC endast beräknar den genomsnittliga koncentrationen i hela småbåtshamnens vattenmassa. Det troligaste scenariot är annars att koncentrationen av TBT kommer att vara högre, än det med MAMPEC beräknade PEC-värdet, i närheten av punktutsläppet för att sedan avta ifrån punktkällan.

Samma mönster observerades för Irgarol. Koncentrationerna på västkusten är mycket höga (medianvärde steg-1 och steg-2 renat spolvatten låg på 7000 respektive 1500 ng/L) om man jämför med det förslag på EQS-värde som är framtaget på europeisk nivå; 2,5 ng/L (AA-MKN) respektive 16 ng/L (MA-MKN) (2011/0429 (COD)). En modellering med MAMPEC visar dock på att denna tillförsel endast ger en marginell koncentrationsökning i hela småbåtshamnens vattenmassa, steg-1 och steg-2 renat spolvatten ger en koncentrationsökning på 0,06 ng/L respektive 0,01 ng/L. Vid ett worst-case scenario medför utsläppet av steg-1 renat spolvatten en koncentrationsökning på 0,2 ng/L. Som för TBT är detta troligtvis en underestimering av vilken koncentration man kan förvänta sig i närheten av punktkällan.

Trots att det modellerade PEC-värdet för TBT (och Irgarol) till följd av utsläpp av steg-1 renat spolvatten inte överskrider miljö kvalitetsnormerna för dessa substanser innebär inte detta att man har rätt att förorena upp till en viss miljö kvalitetsnorm. Bästa tillgängliga teknik ska alltid användas för att motverka förorening (Direktiv 2000/60/EG artikel 10 samt MB 2 kap. 3 §). Även här aktualiseras en rimlighetsavvägning enligt MB 2 kap. 7 §.

4.7.2. Gränsvärden

Då FN:s sjöfartsorgan, IMO (International Maritime Organization), fick till stånd en global konvention om att förbjuda TBT-läckande färg på fartyg år 2003 (konventionen trädde i kraft år 2008), initierades ett antal projekt världen över för att undersöka hur all TBT-färg från fartyg skulle tas om hand. Efter en litteraturgenomgång verkar det som att endast staten Virginia i USA har satt utsläppsgränser av TBT i spolvatten (Champ, 2000, 2003; Kotrikla, 2008). År 1994 satte man ett gränsvärde på 50 ng/L, men då ingen teknologi för effektiv rening av TBT fanns på marknaden trädde gränsvärdet i kraft först 5 år senare, år 1999. Trots detta måktade inte teknikutvecklingen med det hårda kravet varvid gränsvärdet år 2003 höjdes till 720 ng/L (Kotrikla, 2008). Ett antal författare (Abbot m.fl. 2000; Kotrikla, 2008) hävdar att det har funnits föreslagna gränsvärden i västvärlden på 200 ng TBT/L. Tyvärr

refereras inte till något lagförslag och ingen vägledning går att finna i den lagtext som gått igenom inom ramen för detta projekt. Det bör dock understrykas att följande gränsvärden och förslag till gränsvärden riktas till rengöring av stora fartyg där den sammanlagda volymen spolvatten som skapas kan överskrida 4000 000 liter per fartyg (Champ, 2000).

4.8. Andra källor av biocider till småbåtshamnar

En potentiell källa av biocider till småbåtshamnar som inte har berörts i den här rapporten är läckage av biocider från båtuppställningsplatser. Eklund och Eklund (2011) har sammanställt undersökningar utförda av svenska kustkommuner om föroreningsgraden av båtupplägningsplatser. I princip alla av de 34 undersökta båtuppställningsplatser har ansetts vara föroreningsskadade. Efterbehandling har bedömts vara befogad på i stort sett samtliga av de undersökta båtuppställningsplatserna där försäljning av området eller ändrad markanvändning föranlett en bedömning om ifall sanering var nödvändig. Ytterst få undersökningar har dock bedrivits för att utforska hur stort läckaget av gifter från båtuppställningsplatser till den akvatiska miljön kan vara. Ett undantag är en undersökning vid en båtuppställningsplats i Strömstad utförd av Sweco på uppdrag av Strömstad kommun (Sweco, 2008) där tydligt förhöjda halter av TBT påvisades i grundvattnet (7050 ng/L). Undersökningen som endast baseras på ett analyserat grundvattenprov angav att den årliga tillförseln av TBT till recipienten (småbåtshamnen) motsvarade ca 18 g/år (utflödet från området uppgick till 2600 m³ vatten/år).

5. Slutsats

För att bedöma miljönyttan med att använda spolplatta är det viktigt att känna till koncentrationerna av biocider i samtliga reningssteg inklusive det orenade råvattnet. HAV:s provtagning inriktade sig dock enbart på steg-1 och steg-2 renat spolvatten. Det hade varit en fördel om även helt orenat spolvatten hade analyserats då majoriten av alla avspolningar av båtar sker utan användande av spolplatta. Provtagningen genomfördes under senhösten vilket medförde att båtupptagen var få. Detta gjorde att endast ett fåtal spolplattor kunde provtas med en 4-h tidstyrd provtagare, för övriga togs stickprov vilka har exkluderats i denna rapport. Tyvärr togs inga prover på slam från spolrännan eller i två- eller trekammarbrunnen under provtagnings-kampanjen hösten 2011. Denna provtagning skedde istället under våren 2012, vilket medförde att endast två av de tidigare provtagna spolplattorna hade kvar slam. Därför kompletterades undersökningen genom att ytterligare 10 spolplattor besöktes och slam från spolrännan och brunnen analyserades med avsikt på koppar, zink, TBT och Irgarol. Av dessa anledningar går det inte att utföra en samlad budget för varje enskild spolplatta utan bedömningen har utgått ifrån medianvärdet för samtliga matriser (steg-1 och steg-2 renat spolvatten samt slam från spolrännan och två- eller trekammarbrunnen). Trots denna osäkerhet så tyder den data som presenterats på att högtryckstvätt (utan någon form av rening) generellt är att beakta som en betydande punktkälla av koppar, zink, TBT och Irgarol till vattenmiljön. Andra studier har dessutom visat att koncentrationer av biocider (koppar, zink och TBT) är högre i sediment i direkt anslutning till områden där båtupptag och avspolning av båtar sker, och att koncentrationerna avtar längs en gradient bort från själva båtupptagningsplatsen (Eklund m. fl. 2008). Särskilt oroväckande är att spridningen av TBT fortfarande är ett stort problem trots att det varit förbjudet sedan 1989 för användning på fritidsbåtar. För att eliminera spridningen av framförallt TBT till vattenmiljön bör det ställas tydliga krav på hur man skall rengöra båtbottnar vid höstupptag. Resultaten från den här undersökningen visar att för koppar, zink, TBT och Irgarol är det partikulära

materialet (slammet som fastnar i solrännans avskiljare och i två- eller trekammarbrunnen) den största potentiella punktkällan av dessa biocider till vattenmiljön. Således bör åtgärder främst riktas mot att omhänderta färgflagor (inklusive påväxt) som lossnar från båtskrovet vid högtryckstvätt.

Vidare bör åtgärder riktas mot att minimera tillförseln av biocider till båtuppställningsplatser. Ett relativt enkelt sätt att minska denna tillförsel är att kräva att vid underhållsarbete så måste den bortskrapade färgen omhändertas. Trots att kunskapsläget om hur mycket biocider som kan tillföras en småbåtshamn via läckage från båtuppställningsplatser mark är begränsad ger rapport utförd av SWEKO (2008) en indikation på att läckaget av TBT från mark till recipient kan vara högst betydande. En större undersökning som syftar till att bedöma hur stor denna tillförsel kan vara från båtuppställningsplatser är något som borde prioriteras.

6. Referenser

- Abbott, A., Abel, P.D., Arnold, D.W., Milne, A., 2000. Cost-benefit analysis of the use of TBT: the case for a treatment approach. *Sci. Total Environ* 258, 5–19.
- Ambrosson, J. (2008) MAMPEC-scenarier för Sveriges östkust och västkust. Konsultrapport till KemI 2008-10-08, 48 sid.
- Boxall, A.B.A., Comber, S.D., Conrad, A.U., Howcroft, J., Zaman, N., 2000. Inputs, monitoring and fate modelling of antifouling biocides in UK estuaries. *Mar. Pollut. Bull.* 40:898–905.
- Champ, M.A., 2000. A review of organotin regulatory strategies, pending actions, related costs and benefits. *Sci. Total. Environ.* 258, 21–71.
- Champ, M.A., 2003. Economic and environmental impacts on ports and harbors from the convention to ban harmful marine antifouling systems. *Marine Pollution Bulletin* 46, 935 – 940.
- Eklund, D., Eklund, B., 2012. Förorening av båtupplägningsplatser – en sammanställning av utförda undersökningar i svenska kustkommuner. ITM rapport 208.
- Eklund B, Elfström M, Borg H. 2008. TBT originates from pleasure boats in Sweden in spite of firm restrictions. *Open Environ. Sci.* 2:124–32.
- Eklund, B., Elfström, M., Gallego, I., Bengtsson, B.-E., Breitholtz, M., 2010. Biological and chemical characterization of harbour sediments from the Stockholm area. *J. Soils. Sediments.* 10(1), 127–141.
- Finnie, A.A., 2006. Improved estimates of environmental copper release rates from antifouling products. *Biofouling.* 22, 279 – 291.
- Kotrikla, A., 2009. Environmental management aspects for TBT antifouling wastes from shipyards. *J. Environ. Manag.* 90, S77–S85.
- EU Workshop Report - Harmonisation of leaching rate determination for antifouling products under the biocidal products directive. Ispra, Italy, 12 December 2006
- Schiff, K., Brown, J.B., Diehl, D., Greenstein, D., 2007. Extent and magnitude of copper contamination in marinas of the San Diego region, California, USA. *Mar. Poll. Bull.* 54, 322–328.

- Kylin, H., Haglund, K., 2010. Screening of antifouling biocides around a pleasure boat marina in the Baltic Sea after legal restrictions. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 85, 402–406.
- Matthiessen, P., Reed, J., Johnson, M., 1999. Sources and potential effects of copper and zinc concentrations in the estuarine waters of Essex and Suffolk, United Kingdom. *Mar. Pollut. Bull.* 38, 908–920.
- Thomas, K.V., McHugh, M., Waldock, M., 2002. Antifouling paint booster biocides in UK coastal waters: inputs, occurrence and environmental fate. *Sci. Total. Environ.* 293 (1–3), 117–127.
- Van Hattum, B., Baart, A.C., Boon, J.G., Steen, R.J.C.A., Ariese, F., 1999. Computer model to generate predicted environmental concentrations (PECs) for antifouling products in the marine environment. IVM-E99/15, Institute for Environmental Studies, Amsterdam, p. 68.
- Turner, A., 2010. Marine pollution from antifouling paint particles. *Mar. Pollut. Bull.*, 60, 159–171.
- Turner, A., Fitzer, S., Glegg, G.A., 2008. Impacts of boat paint chips on the distribution and availability of copper in an English ria. *Environmental Pollution* 151, 176–181.
- Samuelsson, Per-Olof. 2006. Miljöanpassat båtupptag, Reningsanläggning för alla hamnstorlekar, Projektrapport. April 2006, Stenungsunds kommun.
- Seligman, P.F., C.M. Adema, J. Grovhoug, R.L. Fransham, A.O. Valkirs, M.O. Stallard and P.M. Stang. 1996. Environmental loading of tributyltin from drydocks and ship hulls. pp. 405-428 *in*: M.A. Champ and P.F. Seligman (eds.), *Organotin: Environmental Fate and Effects*. Chapman and Hall, New York.
- Sweco. 2006. Strömstad 4:16, Hålkedalens båtuppställningsplats, översiktlig miljöteknisk markundersökning samt fördjupad riskbedömning avseende tennorganiska föreningar vid båtuppställningsplats i Strömstad, 2008-11-06, utförd av SWECO Environment på uppdrag av Strömstads kommun.

7. Bilagor

7.1. Scenarior för västkustsmåbåtshamnen

Scenario som använts för att beräkna PEC i en västkustsmåbåtshamn samt i en ostkustsmåbåtshamn.

Västkustsmåbåtshamnens miljö

MAMPEC 3.0

File Language Help

Model

Environment Västkusten marina Kemi

Compound

Emission

Run

Run model & view results Västkusten marina Kemi

Multiple run

Import / Export

Import

Export

Description: Västkusten marina Kemi

Environment type: Marina

Reference: Från Kemi:s riskbedömning av färger

Hydrodynamics

Tidal period: 12.41 hour

Tidal difference: 0.23 m

Max. density difference tide: 0 kg/m³

Non tidal daily water level change: 0 m

Flow velocity (F): 0.048 m/s

Layout

Length: x1 130 m x2 700 m

Width: y1 200 m y2 400 m

Depth: 3 m

Mouth width: x3 600 m

Water characteristics

SPM concentration: 10 mg/l

POC concentration: 0.48 mg/l

DOC concentration: 2 mg/l

Chlorophyll: 3.7 µg/l

Salinity: 20.3 psu

Temperature: 13.5 °C

pH: 8

General

Latitude: 59 ° (dec) NH

Sediment

Depth mixed sediment layer: 0.08 m

Sediment density: 1000 kg/m³

Degr. organic carbon in sediment: 9E-05 1/d

Nett sedimentation velocity: 1.2 m/d

Fraction organic carbon in sediment: 0.02999

Wind

Average wind speed: 6.5 m/s

Fraction of time wind perpendicular: 0.099 -

Flush

Flush (f): 0 m³/s

Max. density difference flush: 0 kg/m³

Submerged dam specification

Height of submerged dam: 0 m

Width of submerged dam: 0 m

Depth-MSL in harbour entrance: 3 m

Exchange area harbour mouth (below mean sea level): 1800 m²

Calculated exchange volumes (m³/tide)

Tidal: 3.220E+004 3.16 %

Horizontal: 1.813E+004 4.30 %

Density induced: 0.000E+000 0.00 %

Wind driven: 2.429E+004 2.55 %

Non tidal: 0.000E+000 0.00 %

Flushing: 0.000E+000 0.00 %

Total: 7.462E+004 m³ / tide, 17.77 % / tide

Emissionsberäkningar västkustsmåbåtshamnen

MAMPEC 3.0

File Language Help

Model

Environment Västkustsmarina marina

Compound

Emission

Run

Run model & view results Västkustsmarina marina

Multiple run

Import / Export

Import

Export

Description: Västkustsmarina marina

Reference:

Emissions from ships at berth: 0 g/d

Emissions from moving ships: 0 g/d

Other emissions: 0.00E+000 g/d

Total emission: 0.00E+000 g/d

Calculate emission

Service life

Application / removal

Length class (m)	Surface area (m ²)	# Ships at berth (/d)	# Ships moving (/d)	Application factor (%)
<5	7	180	0	80
5-7	16	300	0	80
7-9	23	360	0	80
9-11	29	276	0	80
11-12	30	84	0	80
13-15	32	0	0	80
>15	36	0	0	80
300-350	22645	0	0	100

Leaching rate (at berth): 0 µg/cm²/d

Leaching rate (moving): 0 µg/cm²/d

Service life

Ships at berth: 0.00E+000 g/d

Ships moving: 0.00E+000 g/d

Application professional

New building: 0.00E+000 g/d

Maintenance: 0.00E+000 g/d

Removal: 0.00E+000 g/d

Application non professional

Maintenance: 0.00E+000 g/d

Removal: 0.00E+000 g/d

Totals

Total service life: 0.00E+000 g/d

Total new building: 0.00E+000 g/d

Total maintenance: 0.00E+000 g/d

Total removal: 0.00E+000 g/d

Total: 0.00E+000 g/d

Ostkustsmåbåtshamnens miljö

MAMPEC 3.0

File Language Help

Model

- Environment
- Ostkustmarina Kemi
- Compound
- Emission
- Run
- Run model & view results
- Västusten marina Kemi
- Multiple run
- Import / Export
- Import
- Export

New Save Save as new Delete Load

Description: Ostkustmarina Kemi

Environment type: Marina

Reference: Från Kemi:s riskbedömning av färger

Diagram showing a rectangular area with dimensions x1, x2, x3, y1, y2 and flow vectors F, f.

Hydrodynamics

Tidal period: 12.41 hour

Tidal difference: 0 m

Max. density difference tide: 0 kg/m³

Non tidal daily water level change: 0.042 m

Flow velocity (F): 0.048 m/s

Layout

Length: x1 100 m x2 400 m

Width: y1 350 m y2 700 m

Depth: 3 m

Mouth width: x3 140 m

Water characteristics

SPM concentration: 10 mg/l

POC concentration: 0.21 mg/l

DOC concentration: 4.6 mg/l

Chlorophyll: 2.2 µg/l

Salinity: 6.1 psu

Temperature: 11.9 °C

pH: 8.3

General

Latitude: 59 ° (dec) NH

Sediment

Depth mixed sediment layer: 0.03 m

Sediment density: 1000 kg/m³

Degr. organic carbon in sediment: 0 1/d

Nett sedimentation velocity: 1.8 m/d

Fraction organic carbon in sediment: 0.02099

Wind

Average wind speed: 4 m/s

Fraction of time wind perpendicular: 0.15 -

Flush

Flush (f): 0 m²/s

Max. density difference flush: 0 kg/m³

Submerged dam specification

Height of submerged dam: 0 m

Width of submerged dam: 0 m

Depth-MSL in harbour entrance: 3 m

Exchange area harbour mouth (below mean sea level): 420 m²

Calculated exchange volumes (m³/tide)

Tidal	0.000E+000	0.00 %
Horizontal	1.801E+004	9.90 %
Density induced	0.000E+000	0.00 %
Wind driven	4.716E+003	8.30 %
Non tidal	3.040E+003	1.80 %
Flushing	0.000E+000	0.00 %
Total	2.577E+004	m ³ / tide
	6.14	% / tide

Emissionsscenario ostkustsmåbåtshamnen

MAMPEC 3.0

File Language Help

Model

- Environment
- Västusten marina Kemi
- Compound
- Emission
- Ostkustmarina Kemi
- Run
- Run model & view results
- Västusten marina Kemi
- Multiple run
- Import / Export
- Import
- Export

New Save Save as new Delete Load

Description: Ostkustmarina Kemi

Reference:

Emissions from ships at berth: 0 g/d

Emissions from moving ships: 0 g/d

Other emissions: 0.00E+000 g/d

Total emission: 0.00E+000 g/d

Use calculated values

Calculate emission

Service life: Application / removal

Length class (m)	Surface area (m ²)	# Ships at berth (/d)	# Ships moving (/d)	Application factor (%)
<5	7	280	0	80
5-7	16	350	0	80
7-9	23	420	0	80
9-11	29	210	0	80
11-13	30	98	0	80
13-15	32	28	0	80
>15	36	14	0	80
300-350	22645	0	0	100

Leaching rate (at berth): 0 µg/cm²/d

Leaching rate (moving): 0 µg/cm²/d

Service life

Ships at berth: 0.00E+000 g/d

Ships moving: 0.00E+000 g/d

Application professional

New building: 0.00E+000 g/d

Maintenance: 0.00E+000 g/d

Removal: 0.00E+000 g/d

Application non professional

Maintenance: 0.00E+000 g/d

Removal: 0.00E+000 g/d

Totals

Total service life: 0.00E+000 g/d

Total new building: 0.00E+000 g/d

Total maintenance: 0.00E+000 g/d

Total removal: 0.00E+000 g/d

Total: 0.00E+000 g/d