

TSG
2021-10420
& HaVDnr
4934-19

Utsläpp av tvättvatten från skrubbrar på fartyg

- kompletterande redovisning

© Havs- och vattenmyndigheten och Transportstyrelsen

Havs- och vattenmyndighetens havsförvaltningsavdelning
Transportstyrelsens sjö- och luftfartsavdelning

Rapporten finns tillgänglig på Transportstyrelsens webbplats www.transportstyrelsen.se
och Havs- och vattenmyndighetens webbplats www.havochvatten.se

Dnr/Beteckning TSG 2021-10420 och HaVDnr 4934-19

Författare Havs- och vattenmyndigheten: Fredrik Lindgren och Fredrik T
Lindgren. Transportstyrelsen: Malin Lokrantz, Caroline Petrini, Henrik Ramstedt,
Amanda Tollstoy och Christine Vallhagen.

Månad År Juni 2022

Eftertryck tillåts med angivande av källa.

Sammanfattning

Havs- och vattenmyndigheten och Transportstyrelsen fick hösten 2021 i uppdrag att komplettera tidigare redovisning om utsläpp av tvättvatten från skrubbrar på fartyg. Kompletteringen ska inkludera ekotoxikologiska analyser av skrubbrars tvättvatten och en jämförelse mellan sådana utsläpp och utsläpp av samma ämnen från andra relevanta källor, både inom sjöfarten och från landbaserade källor, samt deras effekt på havsmiljön. I uppdraget ingår också att övergripande redovisa vilka förändringar, inklusive författningsändringar, som är nödvändiga för att införa vart och ett av förslagen till nationella åtgärder som lämnades i den tidigare nämnda redovisningen, samt föreslå rekommendationer för att uppnå största nyttan för havsmiljö, sjöfart och kustsamhällen. Uppdraget ska redovisas senast 30 juni 2022. Det här är Havs- och vattenmyndigheten och Transportstyrelsens redovisning av uppdraget.

Havs- och vattenmyndigheten och Transportstyrelsens bedömning

Ett stort antal vattenförekomster och havsbassänger i Sverige når inte upp till målen för god kemisk status, god ekologisk status eller god miljöstatus enligt EU:s vatten- och havsmiljödirektiv. God miljöstatus för farliga ämnen uppnås varken i Östersjön eller i Västerhavet enligt havsmiljödirektivet. Användning av skrubbrar har inneburit att utsläppen av svavel till luften minskat men ökat till vattenmiljön istället. Eftersom användning av skrubbrar innebär att fartyg kan fortsätta använda högsvavligt bränsle är utsläppen också förknippade med högre koncentrationer av polycykliska aromatiska kolväten och metaller än ett SECA¹-godkänt bränsle.

Det går att konstatera utifrån det underlag som Chalmers Tekniska Högskola och IVL Svenska miljöinstitutet tagit fram inom uppdraget att utsläpp av farliga ämnen från skrubbevatten idag utgör ett icke oansenligt tillskott av farliga ämnen till svensk havsmiljö. Till exempel utgör tillskottet av olika farliga ämnen till svensk ekonomisk zon från de 99 fartyg som 2018 trafikerade Östersjön, och underlaget baseras på, av vanadin 15 procent, nickel 2,4 procent, krom 1,9 procent, kadmium 1,8 procent, fenantren 8,0 procent, antracen 7,0 procent och dibenso(a,h)antracen 3,6 procent av det totala tillskottet. Belastningen är idag också större än vad underlaget visar, uppemot fyra gånger så stort, eftersom antalet fartyg med skrubbrar installerade har ökat inom området. Utifrån det framtagna underlaget, de ekotoxikologiska studier som redovisades i föregående regeringsuppdrag och ytterligare vetenskapliga studier som har tillkommit kan slutsatsen dras att utsläpp av farliga ämnen från skrubbrar bidrar till en försämrad vattenkvalitet och försvårar möjligheterna att uppnå god status

¹ Svavelemissionskontrollområde, där maximal tillåten svavelhalt i marint bränsle är 0,1 procent.

och god miljöstatus enligt EU:s vatten- och havsmiljödirektiv. Då EU:s vattendirektiv förbjuder en försämring av vattenkvaliteten och om en verksamhet medför en försämring av ekologisk eller kemisk status eller äventyrar vattendirektivets mål (artikel 4.1) ska åtgärder införas för att minska verksamhetens påverkan.

Slutsatser och rekommendationer

Havs- och vattenmyndigheten och Transportstyrelsen bedömer att av de fyra förslag till nationell reglering som lämnades i föregående uppdrag är det mest genomförbara och miljömässigt mest effektiva nationella regleringsalternativet:

Ett totalt utsläppsförbud av tvättvatten (och avtappningsvatten) från fartygsskrubbrar i Sveriges inre vatten.

Regleringen bör införas genom ändring i förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg och kräver också ändring i svavelförordningen (2014:509).

De förslag som omfattar gränsvärden bedömer myndigheterna inte är genomförbara eftersom det saknas tillräcklig kunskap för att bedöma hur gränsvärdena ska sättas för att uppnå syftet med regleringen. Att begränsa ett förbud till delar av svenskt inre vatten, exempelvis hamnar, anses inte ge tillräckligt god miljöeffekt för att uppnå syftet.

Ett förbud mot att släppa ut tvättvatten (och avtappningsvatten) i svenskt inre vatten kommer leda till ett minskat tillskott av farliga ämnen till grunda, känsliga kustekosystem, även om det kommer påverka en mindre andel av de totala utsläppen av farliga ämnen från skrubbrar till Östersjön. Dessutom kan regleringen bidra till att den ökande trenden med fartyg med installerad skrubber bryts i Östersjöområdet, vilket sammantaget kan få en positiv inverkan på möjligheterna att nå god kemisk- och ekologisk status samt god miljöstatus, inte bara i kustnära områden i Sverige utan i hela Östersjön.

Antalet berörda av de olika alternativen antas vara relativt lika. Redare som har fartyg med skrubber kan välja att samla upp tvättvattnet (och avtappningsvattnet) eller att byta till ett godkänt bränsle, något som fartyg utan skrubbrar redan använder på området, för att leva upp till det lämnade förslaget. Att införa ett totalförbud av tvättvatten (och avtappningsvatten) på hela det svenska inre vattnet ger troligtvis måttliga konsekvenser för hela redarkollektivet som trafikerar svenska hamnar, vilket beror på att det är en mindre andel av fartygen som trafikerar svenska hamnar som har en skrubber installerad. Sett till redare med svenskregistrerade eller svenskkontrollerade fartyg är det 14 rederier som direkt berörs av förslaget som har skrubbrar och anlöpt svenska hamnar med dessa under 2019–2021. Utöver dessa kan också redare som planerar att installera skrubbrar ombord på sina fartyg beröras, troligtvis är det ett fåtal men det

går inte att säga exakt hur många det rör sig om. Konsekvenserna för övriga berörda, såsom skrubbertillverkare och hamnar, antas vara av mindre omfattning.

Sett till miljön är konsekvenserna av förslaget av positiv karaktär genom ett minskat tillskott av farliga ämnen till grunda och kustnära områden på svenskt inre vatten. Hur stora minskningarna skulle bli volymmässigt på just svenskt inre vatten är svårt att uppskatta, då antalet fartyg med skrubber är fler i Östersjön idag jämfört med 2018 som underlagsdatan baseras på. Men eftersom förslaget är ett totalt förbud mot utsläpp av tvättvatten (och avtappningsvatten) från skrubbrar kommer en merpart av tillskotten från dessa källor att utebli på svenskt inre vatten. Det i sin tur kommer att bidra till Sveriges ambition att nå målen för god kemisk status, god ekologisk status eller god miljöstatus enligt EU:s vatten- och havsmiljödirektiv. Förbudet mot utsläpp av tvättvatten (och avtappningsvatten) och därmed den minskade belastningen av farliga ämnen till svenska kustnära områden kommer också medverka till att nå miljö kvalitetsmålen hav i balans samt levande kust och skärgård, bara naturlig försurning och ingen övergödning. Samtidigt samverkar det också med målen i den maritima strategin, med hållbara maritima näringar som bidrar en minskad miljöbelastning och en attraktiv livsmiljö.

Slutligen bör Sverige fortsatt agera aktivt i det internationella arbetet för att minska utsläppen av farliga ämnen från skrubbrar specifikt och fartygs miljöpåverkan generellt. Detta arbete bör fortsatt genomföras både inom IMO men också inom Helcom-samarbetet.

Innehåll

SAMMANFATTNING	4
INNEHÅLL	7
1 INLEDNING	10
1.1 Bakgrund.....	10
1.2 Uppdraget	12
1.3 Genomförande	13
1.4 Avgränsningar.....	13
1.5 Disposition	13
2 SKRUBBRAR – INCITAMENT, TEKNIK OCH FÖRUTSÄTTNINGAR.....	15
2.1 Exempel på åtgärder för att minska utsläpp från skrubbrar	15
2.2 Valet mellan skrubber och bränslebyte	17
2.3 Skrubberteknik.....	19
2.4 Att byta bränsle.....	20
2.5 Användning av olika skrubbertekniker.....	20
2.6 Hamnar ska ta emot skrubberavfall.....	22
3 JÄMFÖRELSE MELLAN UTSLÄPP FRÅN SKRUBBRAR OCH LANDBASERADE KÄLLOR.....	23
3.1 Miljöeffekter från farliga ämnen i skrubbrar	23
3.2 Förutsättningar för jämförelsen.....	23
3.3 Sjöfartens bidrag till belastningen av farliga ämnen	24
3.3.1 Metaller.....	24
3.3.2 Polycykliska aromatiska kolväten (PAH:er).....	27
3.4 Tillskotten av farliga ämnen från skrubbrar har troligtvis ökat.....	30
4 FÖRFATTNINGSÄNDRINGAR.....	32
4.1 Vad ska uppnås?	32
4.2 Möjligheter att införa nationella åtgärder	32
4.3 Vad händer om ingenting görs?.....	33
4.4 Lösningalternativ	33
4.5 Författningsändringar som krävs	36
5 KONSEKVENSANALYS FÖR DET VALDA ALTERNATIVET	39
5.1 Vilka berörs?	39
5.2 Vilka konsekvenser medför regleringen för företag?	39
5.2.1 Rederier	40
5.2.2 Skrubbertillverkare.....	47
5.2.3 Bränsleleverantörer	48
5.2.4 Transportköpare	49
5.2.5 Hamnar.....	49

5.2.6	Företag inom kust- och sjönära turism	50
5.2.7	Varv	51
5.2.8	Konkurrens och förutsättningar på sjöfartsmarknaden	51
5.2.9	Behöver särskild hänsyn tas till små företag vid reglernas utformning?	52
5.3	Vilka konsekvenser medför regleringen för staten och kommuner?	53
5.3.1	Staten	53
5.3.2	Kommuner	54
5.4	Vilka konsekvenser medför regleringen för individer?	54
5.5	Vilka konsekvenser medför regleringen för miljön?	55
5.6	Externa effekter	56
5.7	Hur påverkar regleringen de transportpolitiska målen?	57
6	AVSLUTNINGSVIS	59
	REFERENSER	63
	BILAGA 1. ÖVRIGA ALTERNATIV	67
6.1	Författningsändringar för övriga förslag	67
6.2	Konsekvenser för övriga förslag	73
6.2.1	Alternativ 2. Förbud mot att släppa ut skrubbevatten om det överskrider vissa gränsvärden i Sveriges inre vatten, alternativt vatten som omfattas av vattenförvaltningsförordningen	73
6.2.2	Alternativ 3. Totalt utsläppsförbud av skrubbevatten i delar av Sveriges inre vatten, till exempel hamnar	75
6.2.3	Alternativ 4. Förbud mot att släppa ut skrubbevatten om det överskrider vissa gränsvärden i delar av Sveriges inre vatten, till exempel hamnar	76
	BILAGA 2. JURIDISKA ÖVERVÄGANDEN OCH FÖRFATTNINGSKOMMENTARER	78
	Överväganden	78
	Var bestämmelse ska föras in	78
	Tydligt angivande av vad som omfattas av utsläppsförbud	78
	Avgränsning av vattenområdet som regleras	79
	Bestämmelse om gränsvärden	80
	Övergångsbestämmelse för utsläpp av avtappningsvatten från redan installerade system	81
	Följändring i svavelförordningen (2014:509)	82
	Efterlevnad: tillsyn och sanktioner	82
	Författningskommentar	83
	Förslag till förordning om ändring i förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg	83
	Förslag till förordning om ändring i svavelförordningen (2014:509)	84
	BILAGA 3. UNDERLAGSRAPPORT CHALMERS OCH IVL	85

Metal and PAH loads from ships and boats, relative other sources, in the Baltic Sea	85
Metal and PAH loads from ships and boats, relative other sources, in the Baltic Sea	97
Supporting material - Metal and PAH loads from ships and boats, relative other sources, in the Baltic Sea	122

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Ett stort antal vattenförekomster och havsbassänger i Sverige når inte upp till målen för god kemisk status, god ekologisk status eller god miljöstatus enligt EU:s vatten- och havsmiljödirektiv (Havs- och vattenmyndigheten, 2018). God miljöstatus för farliga ämnen uppnås varken i Östersjön eller i Västerhavet enligt havsmiljödirektivet. I dagsläget uppnås inte heller god kemisk status enligt vattendirektivet i någon av de tusentals vattenförekomster som finns i Sverige. Det beror på att gränsvärden för kvicksilver och polybromerade difenyletrar (PBDE) generellt överskrids i hela Sverige. Men även om överskridandet av gränsvärden för dessa ämnen bortses från nås inte god kemisk status eller god ekologisk status² i ett stort antal svenska kustvattenförekomster³. God kemisk status nås till exempel inte i 108 av 110 kustvattenförekomster i Västerhavets vattendistrikt, 45 av 178 i Södra Östersjöns vattendistrikt och 21 av 85 i Bottenhavets vattendistrikt. Att god kemisk status inte nås i dessa områden beror framförallt på att gränsvärdena överskrids för kadmium, bly, tributyltenn och olika polycykliska aromatiska kolväten (PAH:er). När god ekologisk status inte nås i kustvattenförekomster beror det framförallt på att gränsvärdena överskrids för de särskilt förorenande ämnena (SFÄ): koppar, zink och arsenik (Länsstyrelsen Västernorrland, 2015, Västra Götaland 2015 och Länsstyrelsen Kalmar, 2020).

För att bedöma om vattenförekomster uppnår god kemisk status och god ekologisk status enligt vattendirektivet finns det gränsvärden för olika farliga ämnen, inklusive de som ingår i skrubbervatten. Gränsvärdena har tagits fram för vatten och sediment baserat på ekotoxikologiska effektstudier på olika trofinivåer⁴. Samma bedömning görs enligt havsmiljödirektivet och dessa gränsvärden är likställda med de värden som gäller för statusklassningen enligt vattenförvaltningens föreskrifter. Detta betyder att för de kustvattenförekomster som inte uppnår god kemisk eller ekologisk status överskrids gränsvärden för farliga ämnen⁵ och dessa ämnen anses då ha en negativ påverkan på organismer i dessa vattenförekomster (Havs- och vattenmyndigheten, 2019).

² Inom god ekologisk status klassas även andra ämnen, så kallade Särskilt Förorenande Ämnen (SFÄ), för detta uppdrag är till exempel koppar, zink, krom och arsenik av intresse.

³ Vattendirektivet är tillämpligt för inlandsvatten och marint vatten ut till och med en nautisk mil från baslinjen.

⁴ En näringskedja består av olika länkar, så kallade trofinivåer, där varje länk i kedjan livnär sig på länken före den.

⁵ För detaljer om vilka ämnen man kan titta i Vatteninformation Sverige (VISS, <https://viss.lansstyrelsen.se/>)

Skrubbervatten innehåller 15 ämnen⁶ som anses vara prioriterade eller särskilt förorenande ämnen av EU. Medlemsstater ska vidta nödvändiga åtgärder för att minska föroreningar från prioriterade ämnen och för att utsläpp av prioriterade farliga ämnen ska upphöra eller stegvis elimineras (Hassellöv et al., 2020). EU:s vattendirektiv förbjuder också en försämring av vattenkvaliteten. Om en verksamhet medför en försämring av ekologisk eller kemisk status eller äventyrar vattendirektivets mål (artikel 4.1) ska åtgärder införas för att minska verksamhetens påverkan. För en mer detaljerad beskrivning, se rapport i föregående regeringsuppdrag om tvättvatten från skrubbrar (Havs- och vattenmyndigheten och Transportstyrelsen, 2020).

Skrubber är en reningsutrustning som installeras på fartyg för att rena fartygs rökgaser från svavel och som innebär att fartyg fortsatt kan gå på högsvavligt bränsle trots begränsningar i tillåten svavelhalt i marint bränsle. Många skrubbrar släpper ut tvättvattnet som används för att rena rökgaserna och tvättvattnets påverkan på den marina miljön har blivit föremål för diskussioner och efterföljande vetenskapliga undersökningar. Tekniken blev vanligare i svenskt vatten när tillåten svavelhalt i marint bränsle sänktes i svavelkontrollområdet SECA⁷ 2015. Sedan 2020 råder dessutom striktare krav globalt⁸, vilket också gjort skrubbrar vanligare internationellt. Begränsningarna i svavelhalt i bränsle regleras genom MARPOL⁹-konventionens svavelregler och svaveldirektivet 2016/802, införlivade i svensk lagstiftning genom svavelförordningen (2014:509) (Havs- och vattenmyndigheten och Transportstyrelsen, 2020).

Utsläppen från skrubbervatten är inte jämnt fördelade över världen utan koncentreras till Europa, Karibien och Malackasundet. Detta beror på att det är mycket trafik på en liten geografisk yta i dessa områden, som i sin tur leder till högre utsläppsmängder inom områdena. Sverige beräknas hamna på plats tio över länder med mest utsläpp av tvättvatten på territorialvattnet¹⁰ och det inre vattnet¹¹, något som delvis förklaras av Sveriges relativt stora territorialvatten och inre vatten (Osipova et al., 2021).

Regeringen uppdrog den 19 december 2019 åt Transportstyrelsen och Havs- och vattenmyndigheten att tillsammans ta fram underlag om utsläpp från tvättvatten från rökgastvättar, så kallade skrubbrar, inom sjöfarten.

⁶ Kadmium, bly, kvicksilver, nickel, arsenik, krom, koppar, zink och PAH (antracen, fluoranten, benso(a)pyren, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(g, h, i)perylene, indeno(1,2,3-cd)pyren).

⁷ Östersjön, Nordsjön och engelska kanalen utgör ett svavelkontrollområde som är ett område där det finns beslut om obligatoriska metoder för att minska fartygsgenererade luftutsläpp av svavel.

⁸ Till och med den 31 december 2019 fick fartygsbränslets svavelhalt inte överstiga 3,5 procent globalt. Nu gäller att fartygsbränsle får innehålla max 0,5 procent svavel globalt och 0,1 procent i SECA-områden.

⁹ International Convention for the Prevention of Pollution from Ships.

¹⁰ Territorialvattnet sträcker sig maximalt 12 nautiska mil utanför baslinjerna men kan begränsas av grannländernas överenskomna avgränsningslinje.

¹¹ Det inre vattnet sträcker sig ut till baslinjerna och är en delmängd av territorialvattnet.

Uppdraget innefattade att sammanfatta relevant data samt indikera inriktningar på en möjlig svensk framtida handlingslinje i frågan. Regeringen såg ett behov av att få veta mer om vilka tungmetaller och andra skadliga ämnen som finns i tvättvattnet från skrubbrar, vilka nivåer de förekommer i och vilken skada det utgör för miljön. De såg också behov av att få underlag för att eventuellt motivera krav på förbud på utsläpp eller om gränsvärden för specifika tungmetaller och/eller andra skadliga ämnen borde införas (Infrastrukturdepartementet, 2019).

I redovisningen av regeringsuppdraget kunde myndigheterna konstatera att utsläpp av olika farliga ämnen från skrubbrar är flera gånger större än från andra fartygsgenererade utsläpp, länsvatten samt grå- och svartvatten. Till exempel släpper skrubbevatten ut 3,1 gånger mer koppar, 9,4 gånger mer bly, 12 gånger mer kvicksilver, 4,9 gånger mer zink och flera hundra gånger mer PAH:er jämfört med andra fartygsgenererade utsläpp. Dessutom är skrubbevatten en källa till övergödande ämnen i form av kväveoxider och tvättvattnets låga pH bidrar till lokal och regional havsförurning. Regionalt kan det innebära 2–4 år och lokalt i farleder 10–50 år av koldioxidinducerad havsförurning (Havs- och vattenmyndigheten och Transportstyrelsen, 2020).

Dessutom lyftes fyra möjliga nationella åtgärder för att minska effekterna från utsläppen (se Havs- och vattenmyndigheten och Transportstyrelsen, 2020).

1. Totalt utsläppsförbud av tvättvatten i Sveriges inre vatten, alternativt vatten som omfattas av miljö kvalitetsnormer enligt vattenförvaltningsförordningen.
2. Förbud mot att släppa ut tvättvatten om det överskrider vissa gränsvärden i Sveriges inre vatten, alternativt vatten som omfattas av miljö kvalitetsnormer enligt vattenförvaltningsförordningen.
3. Totalt utsläppsförbud av tvättvatten i delar av svenskt inre vatten, till exempel hamnar.
4. Förbud mot att släppa ut tvättvatten om det överskrider vissa gränsvärden i delar av Sveriges inre vatten, till exempel hamnar.

1.2 Uppdraget

I oktober 2021 gav regeringen Transportstyrelsen och Havs- och vattenmyndigheten i uppdrag att tillsammans komplettera sin redovisning av uppdraget att ta fram underlag om utsläpp av tvättvatten från skrubbrar på fartyg (Infrastrukturdepartementet, 2021).

Kompletteringen ska inkludera ekotoxikologiska analyser av skrubbrars tvättvatten och en jämförelse mellan sådana utsläpp och utsläpp av samma ämnen från andra relevanta källor, både inom sjöfarten och från landbaserade källor, samt deras effekt på havsmiljön. I uppdraget ingår att övergripande redovisa vilka förändringar, inklusive författningsändringar, som är nödvändiga för att införa vart och ett av förslagen till nationella åtgärder som lämnades i redovisningen av det tidigare uppdraget, samt föreslå rekommendationer för att uppnå största nyttan för havsmiljö, sjöfart och kustsamhällen. Uppdraget ska redovisas till Regeringskansliet (Infrastrukturdepartementet) senast den 30 juni 2022.

1.3 Genomförande

Regeringsuppdraget har genomförts på Transportstyrelsens sjö- och luftfartsavdelning och Havs- och vattenmyndighetens havsförvaltningsavdelning.

Inom ramen för genomförandet har litteraturstudier och beräkningar av utsläpp av farliga ämnen i skrubbevatten från fartyg genomförts. Dessutom har samtal förts med branschaktörer såsom hamnar, skrubbertillverkare, rederier, forskare och branschorganisationer.

I resterande rapport beskrivs utsläpp från skrubbrar utifrån flera olika begrepp. Tvättvatten från skrubbrar i öppet läge innefattar utsläpp från både öppna skrubbrar och hybridskrubbrar i öppet läge. Avtappningsvatten används som begrepp för det engelska uttrycket bleed off som härstammar från skrubbrar som går i stängt läge. Skrubbevatten används som ett samlingsbegrepp för både tvättvatten för skrubbrar i öppet läge och avtappningsvatten från skrubbrar i stängt läge.

1.4 Avgränsningar

Arbetet har avgränsats till att enbart titta på de förslag myndigheterna lämnade i tidigare redovisning och utifrån dessa föreslå rekommendationer för att uppnå största nyttan för havsmiljö, sjöfart och kustsamhällen. Det är möjligt att det finns ytterligare regleringsmöjligheter som inte lyfts, till exempel internationella överenskommelser. Detta har inte analyserats vidare.

1.5 Disposition

I kapitel 2 beskrivs bland annat några exempel på initiativ och reglering för att begränsa utsläpp från skrubbrar, vilka parametrar redare tar hänsyn till i valet mellan att använda skrubber och ett lågsvavligt bränsle samt vilka typer av skrubbrar som finns och hur dessa används.

I kapitel 3 redovisas det huvudsakliga resultatet från det underlag som tagits fram av Chalmers Tekniska Högskola och IVL Svenska miljöinstitutet. I kapitlet redovisas beräknade tillskott av farliga ämnen från skrubbrar och jämför dessa med landbaserade källor.

I kapitel 4 redovisas de författningsändringar som myndigheterna bedömer behövs för att införa det mest genomförbara och miljömässigt effektiva alternativ av de fyra alternativ som tidigare lämnats av myndigheterna.

I kapitel 5 beskrivs de identifierade konsekvenserna för det alternativ som myndigheterna bedömer som mest genomförbart och miljömässigt effektiva.

I kapitel 6 följer en kortare avslutning som summerar och beskriver möjliga fortsatta områden som kan behöva följas.

Till sist följer bilagorna, där bilaga 1 beskriver författningsändringar och konsekvenser för de övriga tre alternativ som myndigheterna inte anser lika genomförbara och miljömässigt effektiva. Bilaga 2 ger de juridiska övervägande och författningskommentarer till det föreslagna alternativet i kapitel 4. Tills sist återfinns underlagsrapporterna från Chalmers Tekniska Högskola och IVL Svenska Miljöinstitutet i bilaga 3.

2 Skrubbrar – incitament, teknik och förutsättningar

2.1 Exempel på åtgärder för att minska utsläpp från skrubbrar

För att nå målet god miljöstatus och god kemisk status måste belastningen från olika källor minska, vilket också inkluderar farliga ämnen i tvättvatten från skrubbrar (Havs- och vattenmyndigheten, 2021). Detta har identifierats i arbetet med det uppdaterade åtgärdsprogrammet för havsmiljön, som utgör en del i det svenska genomförandet av EU:s havsmiljödirektiv. Programmet beslutades av Havs- och vattenmyndigheten under 2021, och det har tagits fram ytterligare 14 tekniskt möjliga, kostnadseffektiva och hållbara åtgärder för att nå målet med god miljöstatus (Havs- och vattenmyndigheten, 2021). En åtgärd syftar till att minska belastningen av farliga ämnen från sjöfart, där en delåtgärd går ut på att begränsa utsläpp av farliga ämnen i skrubbevatten från fartygsskrubbrar.

Åtgärder för att minska belastningen i miljön av de farliga ämnen som ingår i skrubbevatten utgör också en del i Vattenmyndigheternas åtgärdsprogram. Till exempel ska Naturvårdsverket vägleda länsstyrelserna och kommunerna i deras tillsyn och prövning av miljöfarliga verksamheter, i syfte att minska utsläppen till luft av försurande ämnen såsom kväveföreningar och svaveldioxid samt prioriterade och särskilda förorenande ämnen i sådan omfattning att det bidrar till att miljö kvalitetsnormerna för vatten kan följas. En ytterligare åtgärd består av att Naturvårdsverket, i sitt arbete med att fördela bidrag till åtgärder i förorenade områden, ska fortsätta prioritera områden med påverkan på vatten på ett sådant sätt att miljö kvalitetsnormerna för vatten kan följas (Länsstyrelsen Kalmar, 2016).

Även inom Östersjösamarbetet Helcom har problematiken med utsläpp av farliga ämnen från skrubbevatten uppmärksamats. Detta har lett till att den uppdaterade Baltic Sea Action plan, som beslutades under 2021, innehåller en åtgärd med syfte att minska miljöpåverkan från skrubbrar (Helcom, 2021).

Sverige är dessutom engagerad i miljöarbetet inom den internationella sjöfartsorganisationen IMO. På underkommittén PPRs¹² möte i april 2022 godkändes riktlinjen: *2022 Guidelines for risk and impact assessment of the discharge water from Exhaust Gas Cleaning Systems*. Vägledningen antogs av IMO:s miljökommittés möte, MEPC 78, i juni 2022 och ska slutligen godkännas vid MEPC 79 i december 2022. Riktlinjen innehåller rekommenderade metoder för risk- och konsekvensbedömningar som

¹² PPR är en underkommitté inom det internationella sjöfartsorganet IMO och står för Sub-Committee on Pollution Prevention and Response.

medlemsstaterna bör följa när de överväger lokala eller regionala bestämmelser för att skydda känsliga marina vattenområden från utsläpp från skrubbrar. Riktlinjen inkluderar bedömningar av riskerna ur ett långsiktigt perspektiv, med avseende på vattenkvalitet, vattenlevande organismer och/eller människors hälsa. Dessutom finns det en öppning för att möjliggöra att restriktioner eller förbud mot utsläppsvatten från skrubbrar kan övervägas utan ytterligare risk- eller konsekvensbedömning i områden, om gränsvärden för farliga ämnen överskrids och vattenområdet inte uppnår motsvarande god kemisk status eller god miljöstatus.

Den svenska instruktionen på internationella möten, till exempel inom IMO och Helcom, har hittills varit att verka för striktare utsläppskrav av tvättvatten från skrubbrar. De striktare reglerna ska i första hand vara globala, och därmed drivas inom IMO för att konkurrensneutralitet ska upprätthållas. Sverige ska fokusera på att reglera utsläpp av skadliga ämnen till den akvatiska miljön istället för att reglera tekniker. Åtgärder som beslutas ska särskilt minska den skadliga påverkan på känsliga vattenområden. Regler som utvecklas ska inte få en orimlig negativ påverkan på så kallade ”early movers”, det vill säga de som är tidiga i att satsa på ny teknik. Eftersom att det råder EU-kompetens i frågan måste Sverige i internationella förhandlingar förhålla sig till en gemensam linje som tas fram av EU. Detta ingriper inte på Sveriges rätt att genomföra egen reglering på svenskt inre vatten.

Flera länder har redan förbjudit användning av skrubberutrustning i olika stor utsträckning för att minska utsläppen av farliga ämnen från skrubbervatten. Det kan handla om förbud i alla eller vissa hamnar inom ett land, vissa områden såsom specifika kanaler eller fjordar, när fartyg ligger till ankar, i territorialvattnet eller ett visst avstånd från kusten. Några exempel på länder som har infört förbud är Belgien som har förbjudit skrubberanvändning inom ett område som sträcker sig tre nautiska mil från kusten, Spanien där det är förbjudet att använda öppna skrubbrar i tre av landets hamnar och Egypten där det är förbjudet att använda öppna skrubbrar i alla hamnar och i Suezkanalen (Osipova et al., 2021).

Länder som har ett mindre territorialvatten kan få en stor minskning av utsläpp genom att förbjuda användning av skrubbrar i hamnar. I andra områden är det inte effektivt att bara förbjuda användning av skrubbrar i hamnar för att få stor effekt på minskade utsläpp. Det beror på hur trafiken passerar över landets vatten och hur stor andel av vattnet hamnar utgör. De 16 förbud som omnämns av Osipova et al. beräknas bidra till en minskning motsvarande 421 miljoner ton skrubbervatten, vilket motsvarar ungefär fyra procent av de beräknade globala utsläppen årligen (Osipova et al., 2021).

2.2 Valet mellan skrubber och bränslebyte

För att leva upp till kraven i MARPOL¹³-konventionens svavelregler och svaveldirektivet 2016/802, införlivade genom svavelförordningen (2014:509), kan redare idag antingen använda ett lågsvavligt bränsle som är godkänt för att användas i SECA-områden eller installera en skrubber och därmed kunna fortsätta använda högsvavligt bränsle på svenskt vatten. Andersson et al. (2020) menar att faktorer som prisskillnaden mellan hög- och lågsvavligt bränsle, hur mycket tid som fartyg befinner sig i ett utsläppskontrollområde och fartygets kvarvarande livslängd spelar roll när redare överväger att installera en skrubber.

Andersson et al. (2020) uppger att investeringskostnaden för ett skrubbersystem är mellan tre och fyra miljoner US dollar. Boer och Hoen (2015) menar att det generellt är dyrare att installera en skrubber på ett befintligt fartyg än på ett nytt på grund av att det kan krävas ytterligare modifiering av ett befintligt fartyg jämfört med ett nytt som kan anpassas från början.¹⁴

Andersson et al. (2020) beräknar återbetalningstiden till 3,2 och 3,6 år för en öppen respektive stängd skrubber jämfört med att inte installera en skrubber och istället gå på Marine Gas Oil (MGO). Om bränslet istället är en kombination av de lågsvavliga bränslena Very Low Sulphur Fuel Oil (VLSFO) och MGO ökar återbetalningstiden till 5,4 och 5,9 år för en öppen respektive stängd skrubber. Återbetalningstiden för öppen och stängd skrubber skiljer sig därmed marginellt men driftskostnaden för en stängd skrubber antas vara högre på grund av kostnaden för natriumhydroxid som behövs i processen¹⁵. Skrubbertillverkare uppger ofta återbetalningstider på mellan ett och tre år, något som författarna menar endast gäller större fartyg¹⁶. Andra studier, såsom Panasiuk och Turkina (2015) och Teuchies et al. (2020), har beräknat återbetalningstiden för skrubbar till så kort tid som 1–2 år. Andersson et al. (2020) menar att återbetalningstiden ofta är längre för mindre än större fartyg, vilket skulle kunna förklaras av en mindre lastkapacitet att räkna hem investeringen med.

I intervjuer med branschaktörer inom ramen för detta regeringsuppdrag har det framkommit att investeringskostnaden som Andersson et al. (2020) uppger är rimlig men med tillägget att det också rör sig om ett stort fartyg. Kostnaden för skrubbern och installation beror på vilken skrubbertyp som väljs men också på hur komplicerad själva installationen är. Installationen påverkas av vilka förutsättningar det finns för att installera en skrubber på

¹³ International Convention for the Prevention of Pollution from Ships.

¹⁴ Det kan till exempel handla om utrymme för skrubbern, viktkrav och hur skrubbern kan integreras i befintliga system på fartyget.

¹⁵ Den kostnaden estimeras till minst 360 000 US dollar årligen.

¹⁶ Lägg därtill att tillverkare kan ha företagsmässiga incitament att ange en kortare återbetalningstid också.

ett enskilt fartyg. Även återbetalningstiden kan variera men i samtal med branschen har en återbetalningstid upp till fem år ansetts rimlig men med tillägget att om återbetalningstiden närmar sig fem år är investeringen nödvändigtvis inte särskilt attraktiv. I och med att framtiden är relativt osäker, sett till regler och bränsleprisfluktuationer, ökar behovet av en kort återbetalningstid.

Förutom en ekonomisk avvägning finns det andra faktorer som kan påverka valet mellan skrubber och bränslebyte. En osäkerhetsfaktor som kan spela in är avsaknaden av garantier för att det inte införs begränsningar och förbud för hur skrubbrar får användas där fartyget är tänkt att gå. En skrubberinstallation kan också påverka fartygets stabilitet, minska lastutrymmet och öka underhållsbehovet. Dessutom kräver användning av stängda skrubbrar att det finns kemikalier, till exempel natriumhydroxid, ombord som kan skada både delar av fartyget och utgöra en fara för besättningen (Hassellöv et al., 2020).

Ytterligare en faktor som kan påverka valet kan vara tillgången till alternativt bränsle. I samtal med branschaktörer har det dock framkommit att det fanns vissa svårigheter att få tag på lågsvavligt bränsle initialt efter införandet av SECA i Östersjön, något som inte längre anses vara ett problem. Att utbudet ökade hos leverantörerna i samband med införandet av SECA menar också Koucky & Partners AB (2016).

I intervjuer med branschaktörer lyftes framförallt allt prisskillnaden mellan låg- och högsvavligt bränsle som den enskilt avgörande parametern i valet mellan skrubber och att byta bränsle. I en intervju lyfts hur just prisskillnaden kan påverka återbetalningstiden och säkerheten i investeringen. De senaste åren har bränslepriserna fluktuerat betydligt, vilket bland annat kan förklaras med Covid-19 pandemin. Det i sin tur har gjort att återbetalningstiden för en skrubber också har varierat under de senaste åren. Andra globala händelser som också påverkar bränslepriser skulle i sin tur också kunna påverka återbetalningstiden. I slutet av maj 2022 var priset för MGO 1 275 dollar per ton jämfört med 736,5 dollar per ton för det högsvavliga bränslet Heavy Fuel Oil (HFO)¹⁷.

Boer och Hoen (2015) menar att prisskillnaden mellan låg- och högsvavligt bränsle, antalet dagar till sjöss inom ett restriktionsområde, avskrivningstid och investeringskostnad är de parametrar som har störst påverkan på om en skrubberinstallation är lönsam eller inte. Författarna exemplifierar detta genom olika scenarion där dessa parametrar har varierats, se tabell 1.

¹⁷ Bunkerpriser från Rotterdam.

Tabell 1. Exempel på hur olika parametrar kan påverka den ekonomiska utkomsten av en skrubberinstallation

	Scenario 1	Scenario 2
Prisskillnad bränsle i dollar	350	240
Dagar till havs inom SECA	286	154
Avskrivningstid	3,5 år	1,5 år
Investeringskostnad	200 euro/kW	400 euro/kW
Vinst skrubberinstallation	0,7 miljoner euro	-0,5 miljoner euro

Not. 1. Källa: Boer och Hoen (2015)

2.3 Skrubberteknik

I stora drag finns det tre typer av skrubbrar som används inom sjöfarten: öppen, stängd och hybrid. En öppen skrubber använder en stor mängd vatten för att absorbera svavelföreningar. Tvättvattnet renas till viss del men trots det innehåller vattnet som släpps ut i havet tungmetaller och PAH:er. Generellt saknar fartyg med öppen skrubber lagringsmöjligheter för tvättvattnet. En stängd skrubber återanvänder vattnet och använder därmed en mindre mängd. En stängd skrubber producerar avtappningsvatten som antingen samlas upp eller släpps ut. En hybridskrubber kan växla mellan öppet och stängt läge (Havs- och vattenmyndigheten och Transportstyrelsen, 2020).

Ett fartyg som framförs med en motoreffekt på 15 MW med en skrubber i öppet läge släpper ut 200–500 liter tvättvatten per sekund. Motsvarande fartyg med en stängd skrubber släpper ut 0,5–3 liter avtappningsvatten per sekund (Teuchies et al., 2020). I samtal med branschaktörer har det framkommit att många fartyg med hybridskrubber eller stängd skrubber har tankar för att samla upp avtappningsvatten eller kan installera sådana tankar relativt enkelt, beroende på hur stort uppsamlingsbehovet är. Däremot anses det inte rimligt att samla upp tvättvatten från skrubbrar som går i öppet läge på grund av den stora uppsamlingskapacitet som skulle behövas.

Skrubbertillverkare uppger att det är relativt enkelt att konvertera en öppen skrubber till en hybridskrubber och att det inte krävs torrdockning¹⁸ (Ship and bunker, 2020). Möjligheterna att ändra utformningen av en skrubber kan dock vara olika beroende på fartygets art och storlek. En stängd

¹⁸ Torrdockning innebär att ett fartyg torrläggs på ett varv för att underhåll och reparation skam kunna genomföras.

skrubber består också av flera delar än en öppen, vilket framförallt beror på att vattnet återanvänds.

2.4 Att byta bränsle

För att gå in i förbudsområden för utsläpp av skrubbevatten måste redare som inte har möjlighet att använda skrubbern för att leva upp till kraven byta bränsle. Att byta bränsle är inte en helt okomplicerad process och kräver både vana och planering då detta görs under drift.

Bränslen med hög svavelhalt, såsom HFO, måste värmas upp för att få rätt viskositet. Temperaturskillnaden mellan hög- och lågsvavligt bränsle kan vara upp till 120 °C innan det pumpas in i motorn. Därför är det viktigt att anpassa temperaturen innan proceduren för bränslebytet inleds. Om processen inte görs på ett korrekt sätt, finns det en risk för värmechock för motorn och kringutrustningen, vilket kan leda till havererade bränslepumpar, läckor och i värsta fall förlorad framdrivning (The Maritime Executive, 2017). I USA har det förekommit flera fall där bränslebyten har lett till både läckor och att fartyg tappat framdrivningen (Offshore Energy, 2015). Transportstyrelsen har dock inte märkt av en ökad frekvens av tillbud eller incidenter kopplat till bränslebyten på svenskt vatten.

Bränslebytet sker ofta i flera steg. Först anpassas båda bränsletypernas temperaturer för att temperaturskillnaden ska bli mindre. Nästa steg är att stegvis fasa in det nya bränslet samtidigt som det tidigare bränslet fasas ut. När utfasningen är klar förändras temperaturen igen för att vara optimal för det nya bränslet (Safety4sea, 2016).

The Maritime Executive (2017) menar att det är viktigt att ha en tydlig plan för hur bränslebytet ska gå till för att kunna leva upp till kraven. Processen att byta bränsle skiljer sig åt mellan fartyg och beror bland annat på vilken typ av maskin fartyget har. Att byta bränsle kräver planering och hela processen från att planeringen börjar till att bränslebytet är helt klart kan ta flera timmar. Ett bränslebyte som sker korrekt tar minst en timme men för att minska säkerhetsriskerna rekommenderas att bytet genomförs under en längre tid. Safety4sea (2016) uppger att bränslebytet för ett visst containerfartyg tar knappt fyra timmar och menar att detta är en relativt kort tid på grund av att fartyget är relativt nytt och att bränslebyten på äldre fartyg tar betydligt längre tid.

2.5 Användning av olika skrubbertekniker

Användningen av skrubbrar har ökat markant de senaste åren som ett resultat av hårdare krav på svavelhalt i bränslen. I den internationella flottan har antalet fartyg med skrubber ökat från 243 stycken 2015 till över 4 300 stycken 2020. Hälften av alla skrubbrar installerades 2019 inför de globalt skärpta kraven som infördes 2020 (Osipova et al., 2021). Drygt 70 procent

av skrubbrarna globalt har installerats på befintliga fartyg och resterande på nybyggen (DNV, u.å.). Livslängden på en skrubber uppges i intervjuer med branschaktörer vara minst hela fartygets livslängd¹⁹.

En stor del av utsläppen av skrubbervatten på ett lands territorialvatten antas komma från fartyg flaggade i andra länder (Osipova et al., 2021). Det gäller också på svenskt vatten och fartygen som anlöper svenska hamnar med skrubber är framförallt flaggade i andra EU-länder.

År 2020 trafikerade drygt 450 fartyg med installerad skrubber Östersjön²⁰, av dessa hade 79 procent en hybridskrubber, 19 procent en öppen och 2 procent en stängd skrubber. Dessa beräknades samma år släppa ut 198 miljoner kubikmeter skrubbervatten i Östersjön, varav öppna skrubbrar och hybridskrubbrar i öppet läge stod för 99,9 procent av utsläppen (Jalkanen et al., 2021). Sett till den globala flottan har majoriteten (85 procent) av fartygen med skrubber installerad en öppen skrubber (Jalkanen et al., 2021).

Sett till det totala antalet unika fartyg som anlöpte svenska hamnar 2019–2021 utgjorde de med skrubber knappt 4,5 procent. Det motsvarade knappt 200 av 4 300 unika fartyg och de senaste åren har mellan 100 och 150 unika fartyg med skrubber anlöpt svenska hamnar per år. Av dessa har drygt 70 procent en hybridskrubber och knappt 30 procent en öppen skrubber och någon knapp procent stängd skrubber. Även antalet anlöp av fartyg med skrubber installerad utgjorde under perioden 4,5 procent av det totala antalet anlöp.

Beroende på fartygstyp är det olika vanligt att installera en skrubber ombord. Bulkfartyg, containerfartyg och oljetankers utgör 74 procent av världens fartyg med skrubber installerad. Sett i relation till det totala antalet fartyg inom en fartygstyp är det istället vanligast att ha skrubber installerad på kryssningsfartyg, motsvarande 34 procent av alla kryssningsfartyg har skrubber²¹ (Osipova et al., 2021). Sett till fartyg i Östersjön utgör containerfartyg, oljetankers och bulkfartyg 67 procent av fartygen med skrubbrar (Jalkanen et al., 2021). 74 procent av fartygen med skrubber som anlöper svenska hamnar är torrlastfartyg, oljetankfartyg, kemtankfartyg, ro-ro fartyg och containerfartyg. Fartyg med skrubbrar utgör störst andel av unika fartyg i kategorierna passagerarfartyg, kryssningsfartyg och kylfartyg, motsvarande 10–14 procent vardera.

Under 2019–2021 anlöpte fartyg med skrubber 47 olika hamnar i Sverige, varav 11 hamnar tog emot 80 procent av anlöpen under perioden och hade

¹⁹ Fartygs livslängd kan vara upp till 20-30 år.

²⁰ Det här är en bråkdel av alla fartyg som trafikerar Östersjön.

²¹ Motsvarande siffror för bulkfartyg, containerfartyg och oljetankers är 10, 14 och 6 procent av det totala antalet fartyg.

alla över 100 anlöp var. Dessa 11 hamnar återfinns längs stora delar av den svenska kusten.

Det är inte säkert att fartyg som har en skrubber installerad har möjlighet att använda den under hela tiden fartyget är i drift. Några möjliga anledningar att inte använda skrubbern under vissa perioder kan vara förbud som begränsar användningen av just fartygets skrubber, att fartyget har en öppen skrubber och behöver gå i områden med låg salthalt eller att skrubbern inte fungerar.

2.6 Hamnar ska ta emot skrubberavfall

Hamnar ska ha mottagningsanordningar för fartygsgenererat avfall och lastrester för att tillgodose behovet av avfallslämning från de fartyg som normalt anlöper hamnen. Den som ansvarar för en mottagningsanordning ska ta emot allt avfall som fartyg som anlöper hamnen har behov av att lämna (SJÖFS 2001:12).

I många svenska hamnar är det hamnbolaget, ofta genom upphandlade aktörer, som utför hamntjänsten att ta emot fartygsgenererat avfall och lastrester (Transportstyrelsen, 2019). I samband med det föregående regeringsuppdraget framkom att svenska hamnar sällan har mottagningsanordningar för att ta emot skrubberavfall och att tankbil ofta används när behov uppstår.

Det finns svenska hamnar som har infört förbud mot utsläpp av tvättvatten inom hamnbassängen, exempelvis Trelleborgs hamn (Havs- och vattenmyndigheten och Transportstyrelsen, 2020). Göteborgs hamn tillåter endast användande av skrubbrar i stängt läge i hamnområdet (Göteborgs hamn, u.å.). Ett annat exempel är Petroport i Stenungssund som i sin hamnbestämmelse skriver att fartyg som anlöper hamnen inte får använda öppna skrubbrar (PetroPort, u.å.). I samtal med branschaktörer har det framkommit att hamnar i Sverige som själva infört förbud inte fått någon negativ respons av införandet men har heller följt upp effekterna av införandet.

3 Jämförelse mellan utsläpp från skrubbrar och landbaserade källor

3.1 Miljöeffekter från farliga ämnen i skrubbrar

De metaller som ingår i skrubbevatten är giftiga för människor och vattenlevande organismer i förhöjda koncentrationer. De bryts inte ner i miljön eftersom de är grundämnen, utan anrikas ofta uppåt i näringskedjan. Tungmetallen vanadin är allmänt förekommande i miljön och återfinns i de flesta organismer. Metallen används i stor skala i tung industri vid tillverkning av bekämpningsmedel, svavelsyra, härdning av stål och som katalysator vid produktionen av olika material. Då den återfinns i fossila bränslen uppstår miljöpåverkan från till exempel oljespill, fordonsavgaser och vid gasfackling. Effekter hos människor inkluderar toxicitet i olika organ, lungor, testiklar, lever och olika neurala effekter som minnesförlust (Fatola et al., 2019). Förutom akut toxicitet i olika akvatiska organismer (ryggradslösa organismer och fisk) vid exponering till vanadin i olika koncentrationer har studier även påvisat kronisk toxicitet i form av nedsatt tillväxt, reproduktion och överlevnad till vuxet stadiet i alger, ryggradslösa djur och fisk. Detta inkluderar även vissa marina arter som havsborstmaskar, krabbor och musslor (Schiffer och Liber, 2017). Studier har även visat synergistiska effekter i organismer vid exponering för vanadin och andra föroreningar såsom nickel (Tulcan et al., 2021).

PAH:er, som också finns i skrubbrars tvättvatten, är också långlivade och bioackumulerande och kan orsaka såväl akut förgiftning som nedsatt reproduktion, lägre tillväxt, genetisk påverkan, cancer och försämrad motståndskraft mot annan stress. Utsläpp av skrubbevatten bidrar också till övergödning, genom innehåll av nitrater, och till havsförsurningen genom tvättvattnets låga pH. Ytterligare beskrivningar av effekter i miljön från farliga och övergödande ämnen som ingår i skrubbevatten finns i Havs- och vattenmyndighetens rapport av bedömning av miljötillstånd i Nordsjön och Östersjön (Havs- och vattenmyndigheten, 2018), i Havs- och vattenmyndighetens rapport av åtgärdsprogram för Havsmiljön 2022-2027 enligt havsmiljöförordningen (Havs- och vattenmyndigheten, 2021), i HaV och Transportstyrelsens rapport av föregående regeringsuppdrag om tvättvatten från skrubbrar (Havs- och vattenmyndigheten och Transportstyrelsen, 2020) och i referenser i dessa rapporter.

3.2 Förutsättningar för jämförelsen

En del i detta uppdrag är att jämföra utsläpp av farliga ämnen från skrubbrar och samma farliga ämnen från landbaserade källor. För detta har en underlagsrapport tagits fram av Chalmers Tekniska Högskola och IVL Svenska miljöinstitutet. Syftet har varit att uppskatta belastningar av

metaller och PAH:er från sjöfart, atmosfärisk deposition²² och landbaserade källor till Östersjön, Sveriges exklusiva ekonomiska zon (EEZ), svenskt territorialvatten och svenskt inre vatten. Underlagsrapporten finns i sin helhet i bilaga 3.

De sjöfartsbaserade utsläppen i jämförelsen innefattar utsläpp av tvättvatten från skrubbrar, länsvatten från motorutrymmen, avloppsvatten, läckage från antifoulingfärger samt gråvatten från duschar, tvätt och köksutrymmen. Utsläpp av PAH:er från sjöfartsbaserade utsläpp jämfördes med atmosfärisk deposition. Utsläpp av metaller från sjöfartsbaserade utsläpp jämfördes med atmosfärisk deposition, floder och kustnära punktkällor (reningsverk och industrier).

För beräkningar av de fartygsgenererade utsläppen användes STEAM²³ modellen, där AIS-data från fartyg används tillsammans med utsläppsparametrar från olika källor för att generera geografiskt material över var utsläpp sker och i vilka mängder. Hybridskrubbrar har beräknats gå i öppet läge förutom i förbudsområden och där salthalten i havsvattnet inte är tillräckligt hög för att skrubbern ska fungera optimalt. På grund av bristande tillgång till data användes främst data från perioden 2015–2018, där utsläpp från fartyg baserades på data från 2018. De data som underlaget baseras på visar att det 2018 fanns 99 fartyg i Östersjön med installerad skrubber, som utgjorde källan till dessa mängder farliga ämnen. Sedan dess har antalet fartyg med skrubber i Östersjön ökat varför det går att anta att dessa utsläpp ökat jämfört med vad som presenteras här. För mer detaljerad information om bakgrundsdata och beräkningar se underlagsrapporten i bilaga 3.

3.3 Sjöfartens bidrag till belastningen av farliga ämnen

3.3.1 Metaller

Utsläpp av metaller från skrubbrar utgör generellt sett under tre procent för respektive ämne, av den totala belastningen av farliga ämnen till den svenska ekonomiska zonen, territorialvatten och svenskt inre vatten. Det finns dock ett undantag och det är vanadin som motsvarar cirka 15 procent (10,2 ton) av det totala tillskottet av metallen till havsmiljön i den svenska ekonomiska zonen. Detta beror med hög sannolikhet på den relativt höga koncentrationen av vanadin i traditionella fartygsbränslen. Generellt går det också att konstatera att skrubbrar i öppet läge står för en större andel av utsläpp av samtliga metaller jämfört med skrubbrar i stängt läge, något som också gäller för vanadin där skrubbrar i öppet läge står för 14,78 procent av

²² Atmosfärisk deposition är luftburna ämnen, exempelvis luftföroreningar, som fallit till marken.

²³ STEAM står för Ship Traffic Emissions Assessment Model.

det totala tillskottet och skrubbrar i stängt läge för 0,03 procent till den svenska ekonomiska zonen, se tabell 2.

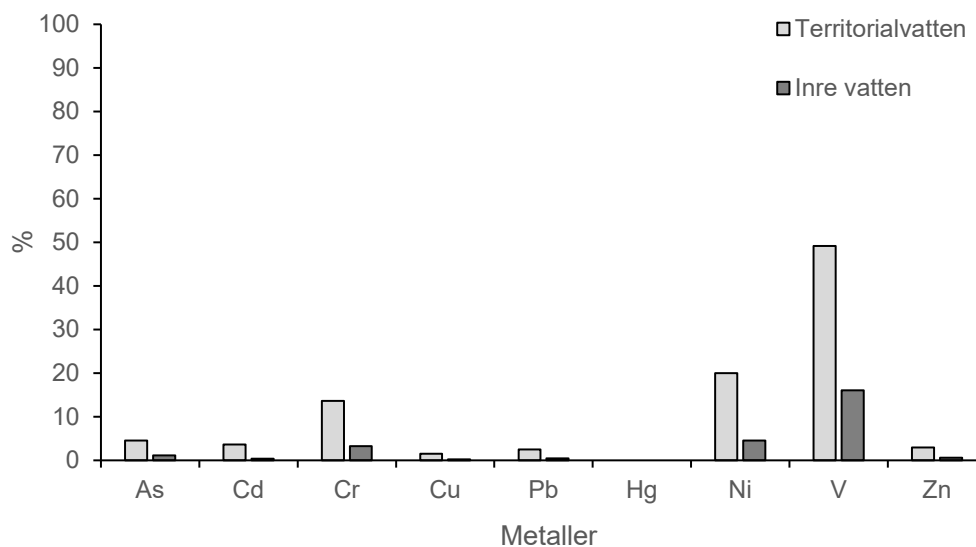
Utöver vanadin släpper skrubbrar, framförallt i öppet läge, också ut bland annat 6,3 ton zink (motsvarande cirka 1,0 procent av totalt tillskott), 2,7 ton nickel (drygt 2,4 procent) och 2,2 ton koppar (knappt 0,8 procent) till den svenska ekonomiska zonen, se tabell 2.

Andelen av metallerna från skrubbevatten av det totala tillskottet är generellt lägre till svenskt territorialvattnet och inre vatten jämfört med den svenska ekonomiska zonen, se tabell 2. En förklaring till detta är att tillskottet från floder i beräkningarna är lika stort oavsett den geografiska avgränsningen. Det gör att det procentuella tillskottet från floder ökar när den geografiska ytan minskar (exempelvis från den svenska ekonomiska zonen till territorialvattnet). Det ska också tilläggas att under källan floder finns flertalet olika delkällor och här ingår också naturlig avrinning, t.ex. urlakning från berggrund.

Tabell 2 Tillskott av metaller till svensk ekonomisk zon, territorialvatten och inre vatten (ton per år) från olika källor och proportionen som öppen respektive stängd skrubber representerar av det totala tillskottet.

ton/år	Svensk ekonomisk zon								Territorialvatten								Inre vatten							
	Skrubber öppen	Skrubber stängd	Sjöfart (tot.)	Atmosfärisk deposition	Floder	Totalt	Proportion skrubber öppen (%)	Proportion skrubber stängd (%)	Skrubber öppen	Skrubber stängd	Sjöfart (tot.)	Atmosfärisk deposition	Floder	Totalt	Proportion skrubber öppen (%)	Proportion skrubber stängd (%)	Skrubber öppen	Skrubber stängd	Sjöfart (tot.)	Atmosfärisk deposition	Floder	Totalt	Proportion skrubber öppen (%)	Proportion skrubber stängd (%)
Arsenik	0,4	0,001	0,4	8,8	49	58,2	0,69	0,00	0,21	0,01	0,23	4,4	49	53,63	0,39	0,02	0,02	0,001	0,02	1,8	49	50,82	0,04	0,00
Kadmium	0,05	0,001	0,05	1,4	1,4	2,85	1,75	0,04	0,03	0,01	0,03	0,8	1,4	2,23	1,35	0,45	0,001	0,001	0,002	0,3	1,4	1,702	0,06	0,06
Krom	0,85	0,02	0,9	5,6	38	44,5	1,91	0,04	0,46	0,01	0,48	2,9	38	41,38	1,11	0,02	0,04	0,001	0,04	1,2	38	39,24	0,10	0,00
Koppar	2,2	0,01	84,2	41,1	157	282,3	0,78	0,00	1,16	0,01	56,6	22	157	235,6	0,49	0,00	0,1	0,001	33	9,8	157	199,8	0,05	0,00
Bly	0,52	0,001	0,55	20,7	32	53,25	0,98	0,00	0,28	0,01	0,3	11	32	43,3	0,65	0,02	0,02	0,000	0,02	4,8	32	36,82	0,05	0,00
Kvicksilver	0,00	0,00	0,01	0,6	0,3	0,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,3	0,3	0,6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,3	0,44	0,00	0,00
Nickel	2,7	0,008	2,8	10,1	99	111,9	2,41	0,01	1,44	0,02	1,5	5,7	99	106,2	1,36	0,02	0,12	0,003	0,13	2,5	99	101,63	0,12	0,00
Vanadin	10,2	0,02	10,2	10,8	48	69	14,78	0,03	5,43	0,01	5,45	5,6	48	59,05	9,20	0,02	0,45	0,001	0,5	2,3	48	50,8	0,89	0,00
Zink	6,3	0,01	23,1	183	435	641,1	0,98	0,00	3,36	0,01	14,95	99	435	548,95	0,61	0,00	0,28	0,000	7,1	43	435	485,1	0,06	0,00

För att utesluta det delvis missvisande tillskottet från floder som beskrivs ovan kan utsläpp från skrubbevatten istället jämföras med enbart tillskottet från atmosfärisk deposition och sjöfart totalt. I detta fall är utsläppen från skrubbevatten till svenskt inre vatten för vanadin 16,07 procent, koppar 0,23 procent, zink 0,56 procent, nickel 4,56 procent, krom 3,23 procent, bly 0,41 procent och kadmium 0,33 procent. Samma jämförelse för svenskt territorialvatten ger resultatet vanadin 49,14 procent, koppar 1,48 procent, zink 2,95 procent, nickel 20,0 procent, krom 13,61 procent, bly 2,48 procent och kadmium 3,61 procent, se figur 1.



Figur 1. Proportionen av tillskottet av metaller från öppna skrubbrar jämfört med det totala tillskottet exklusive floder till svenskt territorialvatten och svenskt inre vatten.

3.3.2 Polycykliska aromatiska kolväten (PAH:er)

Över 98 procent av tillskottet av PAH:er från sjöfarten härstammar från skrubbrar som opererar i öppet läge. Sjöfartens bidrag av PAH:erna fenantren, antracen och dibenzo(a,h)antracen motsvarar 7,3 procent, 7,0 procent respektive 3,0 procent av det uppskattade totala tillskottet till Östersjön. Det går att konstatera att skrubbrar i öppet läge är en betydande källa till vissa PAH:er till Östersjöns totala belastning och tillskottet från skrubbrar i stängt läge av dessa ämnen enbart är marginellt i dagsläget.

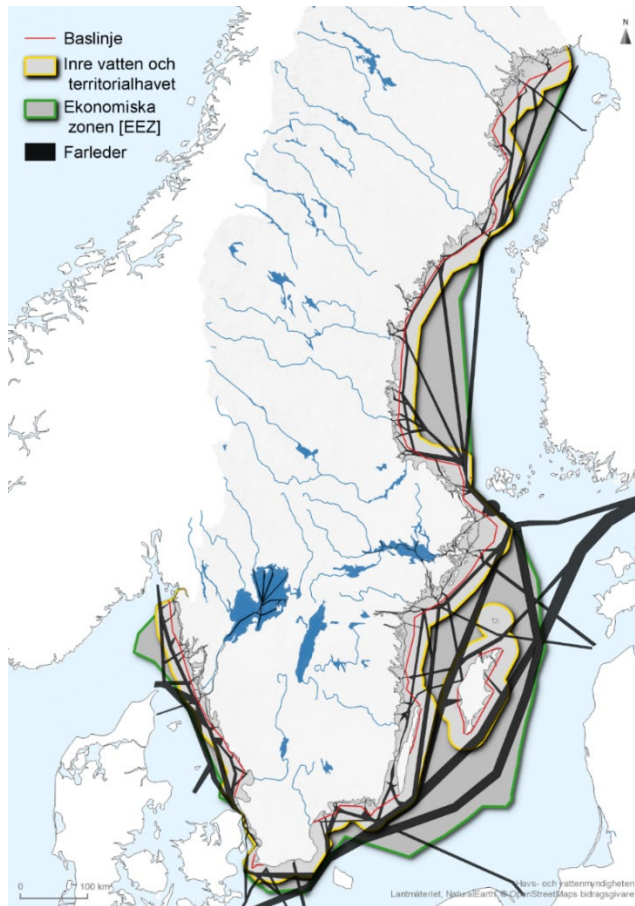
I svensk ekonomisk zon bidrar skrubbrar i öppet läge till 7,96 procent av det totala tillskottet av fenantren, 7,0 procent av antracen och 3,57 procent av dibenzo(a,h)antracen. Skrubbrar i öppet läge bidrar till liknande andelar även i svenskt territorialvatten. I svenskt inre vatten är andelarna mindre och motsvarar 1,96 procent för antracen, 1,88 procent för fenantren och 0,65 procent för dibenzo(a,h)antracen, se tabell 3. Det beror troligtvis på att

tillskottet från atmosfärisk deposition har fördelats lika över alla vattenområden, vilket ger tillskottet från atmosfärisk deposition en relativt större andel på svensk inre vatten än till territorialvattnet och den svenska ekonomiska zonen. En annan förklaring kan vara att de stora farlederna i Östersjön som går nära svenska kusten går utanför det svenska inre vattnet men delvis på svenskt territorialvatten och inom svensk ekonomisk zon, se figur 2.

Sett till mängd bidrar skrubbrar i öppet läge mest till tillskotten av naftalen, fenantren och fluoren oavsett område, se tabell 3.

Tabell 3. Tillskottet av PAH:er från öppna skrubbrar till svensk ekonomisk zon, territorialvatten och inre vatten och proportionen av detta i procent jämfört med det totala uppskattade tillskottet till det havsområdet.

	EEZ		Territorialvatten		Inre vatten	
	Tillskott (kg/år)	Proportion skrubber öppen (%)	Tillskott (kg/år)	Proportion skrubber öppen (%)	Tillskott (kg/år)	Proportion skrubber öppen (%)
Naftalen	158,4	-	83,9	-	7,0	-
Acenaftylen	7,5	-	4,0	-	0,3	-
Acenaften	10,7	-	5,7	-	0,5	-
Fluoren	26,5	-	14,0	-	1,2	-
Fenantren	86,5	7,96	45,9	7,09	3,8	1,88
Antracen	4,5	7,00	2,4	7,38	0,2	1,96
Fluoranten	9,3	0,71	4,9	0,70	0,4	0,14
Pyren	18,4	2,00	9,8	1,91	0,8	0,41
Benso(a)antracen	7,3	2,38	3,9	1,90	0,3	0,46
Krysen	11,0	1,79	5,8	1,90	0,5	0,48
Benso(b)fluoranten	2,5	0,36	1,3	0,45	0,1	0,11
Benso(k)fluoranten	0,8	0,27	0,4	0,42	0,0	0,06
Benso(a)pyren	3,1	1,02	1,6	0,82	0,1	0,20
Dibenso(a,h)antracen	1,5	3,57	0,8	3,77	0,1	0,65
Benso(g,h,i)perylene	1,4	0,35	0,7	0,37	0,1	0,07
Indenol(1,2,3-c,d)pyren	4,2	0,84	2,2	1,11	0,2	0,19



Figur 2. Svenska havsområden inklusive baslinje visas, där grön linje är gräns för svensk ekonomisk zon, gul linje svenskt territorialhav och röd linje baslinjen (inre vatten). Svarta markeringar visar större farleder i svenskt närområde.

3.4 Tillskotten av farliga ämnen från skrubbrar har troligtvis ökat

I underlagsrapporten från Chalmers Tekniska Högskola och IVL Svenska Miljöinstitutet slår författarna fast att skrubbrar som går i öppet läge är en betydande källa till tillskott av vanadin och i viss utsträckning även antracen till Östersjön. Författarna beräknar dessutom att om utsläpp från skrubbrar i öppet läge skulle begränsas i Östersjön skulle det kunna innebära att belastningen av till exempel koppar och antracen från skrubbrar totalt sett skulle minska med cirka 90 procent.

Beräkningarna i underlagsrapporten baseras på data från 2018 eftersom det vid tidpunkten för framtagandet inte fanns jämförande data för efterföljande år. År 2018 fanns det 99 fartyg i Östersjön med installerad skrubber, vilka beräknades släppa ut cirka 150 miljoner kubikmeter skrubbevatten framförallt från skrubbrar i öppet läge. Sedan 2018 har antalet fartyg med skrubber installerad i Östersjön ökat till 453 fartyg 2020 (Se Jalkanen et al.,

2021), vilket indikerar att också utsläppen har ökat från skrubbrar jämfört med de mängder som presenterats i denna jämförelse.

Det går att konstatera att skrubbrar i öppet läge representerar en mycket större andel av tillskotten av farliga ämnen till svensk ekonomisk zon, territorialvatten och svenskt inre vatten jämfört med stängda skrubbrar. Utifrån storleken av tillskott av farliga ämnen från det relativt sett få antalet fartyg som denna jämförelse omfattar och att antalet fartyg med skrubber har ökat i Östersjön går det att dra slutsatsen att enskilda fartygs utsläpp av tvättvatten innebär inte obetydliga tillskott av farliga ämnen till havsmiljön. Detta gör det angeläget att framförallt minska tillskotten från öppna skrubbrar och hybridskrubbrar i öppet läge initialt och på sikt också minska tillskotten av farliga ämnen från stängda och hybridskrubbrar som går i stängt läge på svenskt vatten för att sjöfarten ska kunna bidra till att nå god miljöstatus på svenskt vatten.

4 Författningsändringar

4.1 Vad ska uppnås?

Utsläpp av farliga ämnen behöver minska eftersom svenska kustvatten har en hög belastning av föroreningar idag och varken når god ekologisk eller god kemisk status enligt EU:s vattendirektiv. Sverige har förbundit sig att genomföra alla delar av EU:s havsmiljödirektiv och vattendirektiv vilket inkluderar att Sverige ska bidra till målen om att nå, förbättra eller upprätthålla god status eller miljöstatus i svenska vattenförekomster och havsområden. En av åtgärderna för att nå målet med god miljöstatus som återfinns i åtgärdsprogrammet för havsmiljö (se Havs- och vattenmyndigheten, 2021) är att begränsa utsläpp av farliga ämnen i tvättvatten från fartygsskrubbrar.

Hänsynsmålet i de transportpolitiska målen anger också bland annat att transportsystemets utformning, funktion och användning ska bidra till att det övergripande generationsmålet för miljö och miljö kvalitetsmålen nås. För att sjöfarten ska kunna göra detta krävs att utsläpp från sjöfarten minskar.

Allt detta sammantaget gör att utsläpp av farliga ämnen från skrubbrar på fartyg behöver minska för att kunna bidra till att minska belastningen av föroreningar i svenska kustvatten och kunna nå god ekologisk och kemisk status, god miljöstatus samt generationsmålet för miljö och relevanta miljö kvalitetsmål. Detta kan göras genom att införa en nationell reglering om ett förbud mot utsläpp, antingen ett totalt förbud eller ett förbud över vissa gränsvärden, för att minska utsläppen av farliga ämnen från skrubbevatten på hela eller delar av det svenska vattnet.

4.2 Möjligheter att införa nationella åtgärder

Havs- och vattenmyndigheten och Transportstyrelsen (2020) har konstaterat att det är möjligt med en nationell reglering avseende utsläpp av skrubbertvättvatten, under förutsättning att det går att visa att utsläppen innebär att vattenkvaliteten försämras och att möjligheten att bidra till vattendirektivet och/eller havsmiljödirektivet därigenom äventyras.

En reglering av utsläpp från skrubbevatten bör ske inom föroreningslagstiftningen²⁴ eftersom syftet är att minimera föroreningar som en följd av ett fartygs drift. En reglering kan antingen ske genom en utsläppsbestämmelse i förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg eller som en bestämmelse i Transportstyrelsens föreskrifter och allmänna råd (TSFS 2010:96) om åtgärder mot förorening från fartyg.

²⁴ Lagen (1980:424) om åtgärder mot förorening från fartyg (LÅFF), förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg (FÅFF) samt Transportstyrelsens föreskrifter och allmänna råd (TSFS 2010:96) om åtgärder mot förorening från fartyg.

Eftersom det skulle vara fråga om att ställa striktare krav i Sverige än vad som gäller internationellt och kravet skulle träffa även utländska fartyg är det lämpligast att bestämmelser förs in i förordningen. Dessutom ger ett förbud i en av regeringen beslutad förordning större tyngd än om det meddelas i myndighetsföreskrifter, något som tydligt signalerar svensk ståndpunkt.

4.3 Vad händer om ingenting görs?

Utsläpp av farliga ämnen från skrubbrar är det jämförelsevis största fartygsgenererade utsläppet till havsmiljön, till exempel PAH:er där skrubbrar står för över 96 procent av sjöfartens tillskott (Havs- och vattenmyndigheten och Transportstyrelsen, 2020). Underlagsrapporten till detta uppdrag (se kapitel 3 och bilaga 3) visar att utsläppen från fartygs skrubbrar i flera fall är anmärkningsvärt stora jämfört med andra icke fartygsgenererade källor.

Jalkanen et al. (2021) menar att fler fartyg med installerad skrubber opererar i Östersjön idag än 2018 (99 fartyg) som underlagsrapporten använt som underlag och att utsläppen från skrubbrar som opererar i öppet läge därför kan vara upp till fyra gånger högre än vad underlagsrapporten beräknat. Detta medför följaktligen att proportionen farliga ämnen från skrubbrar jämfört med det totala tillskottet till den marina miljön ökat över tid och kan komma att fortsätta att öka om ingen åtgärd vidtas, givet att antalet skrubbrar fortsätter att öka. Dessutom bidrar utsläpp av skrubbevatten till havsförsurningen och övergödningen i Östersjön, även detta kommer att fortsätta om ingen åtgärd vidtas. Utan åtgärd bidrar sjöfarten till att försämra möjligheterna ytterligare att nå god ekologisk och kemisk status i svenska kustvatten.

4.4 Lösningalternativ

I Havs- och vattenmyndigheten och Transportstyrelsen (2020) angavs fyra möjliga förslag till hur utsläpp av tvättvatten från skrubbrar skulle kunna regleras nationellt:

1. Totalt utsläppsförbud av tvättvatten i Sveriges inre vatten, alternativt vatten som omfattas av vattenförvaltningsförordningen.
2. Förbud mot utsläpp av tvättvatten om det överskrider vissa gränsvärden i Sveriges inre vatten, alternativt vatten som omfattas av vattenförvaltningsförordningen.
3. Totalt utsläppsförbud av tvättvatten i delar av Sveriges inre vatten, till exempel hamnar.

4. Förbud mot utsläpp av tvättvatten om det överskrider vissa gränsvärden i delar av Sveriges inre vatten, till exempel hamnar.

Alla dessa alternativ går utöver både EU-rättslig reglering i svaveldirektivet och internationella regler, vilket gör samtliga ovanstående alternativ till särkrav.

Konsekvensanalysen visar att de som berörs av de fyra olika alternativen i stora drag är desamma. Det är möjligt att färre skulle beröras i de två alternativen som omfattar gränsvärden beroende på vilken nivå gränsvärdena skulle sättas till. Det finns dock inte tillräcklig nationell kunskap för att kunna sätta gränsvärden för några farliga ämnen vid utsläpp av skrubbervatten. Det handlar bland annat om att det är svårt att avgöra om någon annan nivå än nollutsläpp, och i så fall vilken, skulle kunna bidra till att god miljöstatus fortfarande kan uppnås. Dessutom saknas tillräcklig kunskap om hur en blandning av de farliga ämnena påverkar varandra och därmed toxiciteten, vilket kan påverka hur gränsvärden bör sättas. Det finns också praktiska svårigheter kopplat till en reglering med gränsvärden sett ur ett tillsynsperspektiv för att kontrollera efterlevnaden av en sådan reglering.

För att ta fram förslag på gränsvärden skulle det krävas kostsamma fleråriga forskningsprojekt med syfte att uppskatta mängder av farliga ämnen som olika vattenförekomster och havsområden har motståndskraft för att tåla, vilka andra belastningar som finns, om blandningar av olika farliga ämnen ger upphov till en totalt sett ökad toxicitet och om målet att uppnå god kemisk status och god miljöstatus fortfarande kan uppnås utifrån olika nivåer.

Att begränsa förbudet till delar av svenskt vatten, till exempel hamnar, anses inte kunna bidra i tillräckligt stor omfattning till att förbättra god miljöstatus. Det beror på att hamnområdet är en liten del av svenskt inre vatten och fartyg behöver generellt passera längre sträckor i kustnära miljö för att ta sig till hamnen. För att minska den negativa miljöpåverkan till kustnära miljö behöver också ett större område än bara hamnar omfattas. Det finns också indikationer från branschaktörer att fartyg inte alltid använder skrubbrar i hamn utan istället använder ett alternativt bränsle i hamn. Det gör att effekten av att enbart förbjuda utsläpp i hamn kan antas ge begränsad effekt på de totala utsläppen till kustnära miljö i Sverige.

Myndigheternas bedömning utifrån ovan nämnda argument är att det mest genomförbara och miljömässigt effektiva alternativet är *ett totalt utsläppsförbud av tvättvatten (och avtappningsvatten) i Sveriges inre vatten, alternativt vatten som omfattas av vattenförvaltningsförordningen*. Det är möjligt att något av de andra alternativen skulle kunna uppnå ett likvärdigt eller bättre resultat utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv men för att

avgöra det behövs mer kunskap för att kunna sätta gränsvärden för att kunna göra djupare analyser av övriga förslag.

Förslaget omfattar två olika geografiska områden. Sveriges inre vatten sträcker sig ut till baslinjen och vatten som omfattas av vattenförvaltningsförordningen sträcker sig ut till en nautisk mil utanför baslinjen. Det svenska inre vattnet är ett mer känt område inom sjöfartsbranschen och är också det område som är utmärkt på sjökorten. Därför är förslaget i nästkommande avsnitt formulerat utifrån svenskt inre vatten.

Eftersom EU:s vattendirektiv förbjuder en försämring av vattenkvaliteten och att åtgärder ska införas för att minska verksamhetens påverkan är det av vikt att förslaget medför så stor effekt i miljön som möjligt. Myndigheterna bedömer att det i detta fall innebär att förbudet behöver omfatta en större geografisk yta än enbart delar av svenskt inre vatten.

Myndigheterna har blivit ombedda att i detta uppdrag beskriva vilka författningsändringar som skulle krävas för att införa de fyra alternativen och dess konsekvenser samt att föreslå rekommendationer för att uppnå största nyttan för havsmiljö, sjöfart och kustsamhällen. I resterande delar av huvudrapporten är fokus på det mest genomförbara alternativet (alternativ ett). Förslag till författningsändringar och dess konsekvenser för övriga alternativ går att läsa i bilaga 1.

Myndigheterna bedömer att det i ett första skede framförallt är angeläget att begränsa utsläppen från skrubbrar i öppet läge med tanke på deras relativt större andel av tillskottet jämfört med övriga skrubbrar, se mer kapitel 3. Den förväntade miljönyttan av att förbjuda utsläpp av avtappningsvatten är i dagsläget mindre än för tvättvatten. Miljönyttan behöver vägas mot kostnaderna för de berörda. Myndigheterna bedömer att miljönyttan för att förbjuda utsläpp av tvättvatten vida överstiger kostnaderna som förbudet medför och motiverar ett förbud mot utsläpp av tvättvatten. Skillnaden mellan miljönyttan av att förbjuda utsläpp av avtappningsvatten och kostnaderna som förbudet medför är mer osäker.

Om förbudet bara skulle omfatta förbud mot utsläpp av tvättvatten skulle det kunna innebära att hybridskrubbrar som tidigare framförallt gått i öppet läge slår över och går i stängt läge. I underlaget som Chalmers Tekniska Högskola och IVL Svenska Miljöinstitutet tagit fram har ett antagande gjorts att hybridskrubbrar har opererat i öppet läge överallt där det varit möjligt, på grund utav att detta är ekonomiskt fördelaktigt. Givet att en stor andel av skrubbrar på svenskt vatten är hybridskrubbrar (drygt 70 procent) är det rimligt att anta att dessa skulle slå över och gå i stängt läge vid ett införlivande som bara omfattar tvättvatten. Det skulle då innebära att även om tillskotten av farliga ämnen från

tvättvatten från skrubbrar i öppet läge minskar, skulle utsläpp av avtappningsvatten från skrubbrar i stängt läge samtidigt öka kraftigt och därmed tillskotten av farliga ämnen från denna källa. Hur stor denna ökning kommer att bli går idag inte att svara på. Däremot visar underlagsdatan som togs fram inom ramen för föregående regeringsuppdrag om skrubbrar att en stängd skrubber och utsläpp av farliga ämnen från avtappningsvattnet fortfarande är den största fartygsgenererade källan till farliga ämnen.

På grund av detta föreslår myndigheterna att förbudet antingen enbart omfattar tvättvatten eller omfattar tvättvatten och avtappningsvatten med en övergångsbestämmelse som gör att de fartyg som saknar uppsamlingsmöjlighet av avtappningsvatten omfattas först efter en period på exempelvis 3–6 år. En sådan övergångsbestämmelse kan lindra de ekonomiska konsekvenserna för de berörda redarna genom att det tar hänsyn till förväntad återbetalningstid för den initiala skrubberinstallationen och kan göra att en eventuell modifiering kan genomföras i samband med planerad dockning eller annan översyn av fartyget, exempelvis båtbottnbesiktning (som sker vart femte år).

4.5 Författningsändringar som krävs

Med bakgrund av resonemangen i föregående avsnitt beskrivs här de författningsändringar som krävs för att införa *ett totalt utsläppsförbud av tvättvatten (och avtappningsvatten) i Sveriges inre vatten*.

Författningsförslaget är formulerat så att förbudet kan omfatta enbart tvättvatten eller tvättvatten och avtappningsvatten med en övergångsbestämmelse.

Förslag till förordning om ändring i förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg

Härigenom föreskrivs i fråga om förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg att det ska införas en ny paragraf, 2 kap. 33 §, och närmast före en ny rubrik av följande lydelse.

Nuvarande lydelse

Föreslagen lydelse

2 kap.

***Förbud mot utsläpp från
avgasreningssystem***

33 §

*Fartyg får inte släppa ut
tvättvatten (alternativ: eller
avtappningsvatten) från
avgasreningssystem som används
som metod för att minska utsläpp av
svaveldioxid
svavelförordningen (2014:509)*

inom svenskt inre vatten (alternativ: svenskt inre vatten och kustvatten ut till en nautisk mil räknat från baslinjerna enligt lagen (2017:1272) om Sveriges sjö-territorium och maritima zoner).

Med tvättvatten avses vatten som har använts för rengöring av avgaser för att reducera svaveloxider i dessa.

(Alternativ: Med avtappningsvatten avses en vattenlösning som separeras från tvättvattnet från ett avgasrenings-system som opereras i stängt läge.)

1. Denna förordning träder i kraft den xx.

(Alternativ: 2. Vad gäller utsläpp av avtappningsvatten från fartyg som vid ikraftträdandet har en avgasreningsutrustning installerad med ett slutet system eller ett hybridsystem och där uppsamling av avtappningsvattnet inte är möjlig, ska 2 kap. 33 § tillämpas fr.o.m. den xx (3–6 år efter ikraftträdandedatumet i punkt 1).)

Förslag till förordning om ändring i svavelförordningen (2014:509)

Härigenom föreskrivs i fråga om svavelförordningen (2014:509) att 27 § ska ha följande lydelse.

Nuvarande lydelse

Föreslagen lydelse
27 §

Förbud avseende utsläpp av tvättvatten (och avtappningsvatten) från avgasreningssystem som avses i 24 § finns i 2 kap. 33 § förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg.

När ett avgasreningssystem används som innebär att rökgasen tvättas, får tvättvattnet släppas ut i havet endast om det kan visas att tvättvattnet inte har någon betydande effekt på och inte utgör någon risk för människors hälsa eller miljön. Detta gäller även

I vattenområden som inte omfattas av utsläppsförbud enligt 2 kap. 33 § förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg får tvättvattnet släppas ut i havet endast om det kan visas att tvättvattnet inte

utsläpp i havet som görs i skyddade hamnar eller flodmynningar. har någon betydande effekt på och inte utgör någon risk för människors hälsa eller miljön.

Denna förordning träder i kraft den xx.

I bilaga 2 finns de överväganden som gjorts samt författningskommentarer.

5 Konsekvensanalys för det valda alternativet

I detta kapitel beskrivs konsekvenserna för alternativet till nationell lagstiftning som innebär *ett totalt utsläppsförbud av tvättvatten (och avtappningsvatten) i Sveriges inre vatten*. Konsekvenserna nedan beskrivs utifrån att både tvättvatten och avtappningsvatten omfattas av förbud mot utsläpp med en kompletterande övergångsbestämmelse som gör att stängda skrubbrar och hybridkrubbrar som går i stängt läge utan möjlighet att samla upp avtappningsvatten omfattas av regleringen först tre-sex år efter ikraftträdandet. Om enbart tvättvatten skulle omfattas skulle en del av de nedanstående konsekvenser som beskrivs här utebli.

För de övriga alternativen beskrivs konsekvenserna i bilaga 1.

5.1 Vilka berörs?

De berörda är:

- rederier
- skrubbertillverkare
- bränsleleverantörer
- transportköpare
- hamnar
- företag inom kust- och sjönära turism
- varv
- Transportstyrelsen, Sjöfartsverket, Trafikverket/Färjerederiet, Försvarmakten och Kustbevakningen
- kommuner
- individer

5.2 Vilka konsekvenser medför regleringen för företag?

Storleken på svenska, berörda företag beskrivs utifrån deras svenskregistrerade verksamhet. Det som beskrivs är den verksamhet som varit möjlig att koppla till ett svenskt bolag, vilket i många fall ägs av ett annat bolag som dessutom kan vara utländskt. Det försvårar möjligheterna att resonera om hur de berörda skulle påverkas av förslaget. Utöver svenska företag som berörs kan också andra företag beröras av förslaget. Dessa har inte beskrivits som berörda om det inte beskrivs uttryckligen.

Det är möjligt att skrubbrar på fartyg inte används i full utsträckning. Några anledningar att inte använda skrubbern hela tiden kan vara att funktionaliteten är nedsatt, att fartyget går i ett förbudsområde som gör att skrubbern inte kan användas och att prisskillnaden mellan låg- och högsvavligt bränsle är så pass liten att den ekonomiska vinningen uteblir. Det senare är osannolikt utifrån de senaste årens prisutveckling och därför antas i resterande delar av rapporten att skrubbrar som är installerade på fartyg som går i svenskt vatten idag används överallt där det är möjligt.

5.2.1 Rederier

Kortfattat kan de redare som berörs av förslaget välja att antingen bygga om sina skrubbrar, eller köpa nya för att kunna samla upp skrubbevatten. De kan också byta till ett lågsvavligt bränsle för att kunna trafikera området som omfattas av förslaget. Vilket alternativ som är bäst i ett enskilt fall varierar och kan exempelvis bero på prisskillnaden mellan låg- och högsvavligt bränsle. De redare som har fartyg med hybridskrubber eller stängd skrubber utan möjlighet att samla upp avtappningsvatten kan antingen installera en uppsamlingsstank för avtappningsvatten eller byta bränsle. De redare vars fartyg har en öppen skrubber kan antingen modifiera skrubbern till att kunna samla tvättvatten eller byta bränsle.

Vilka rederier berörs?

Redare som berörs av förslaget är:

- Redare med fartyg med öppen skrubber utan möjlighet att samla upp tvättvatten som går på, eller planerar att gå på, svenskt inre vatten.
- Redare med fartyg med hybridskrubber eller stängd skrubber utan möjlighet att samla upp avtappningsvatten som går på, eller planerar att gå på, svenskt inre vatten.
- Redare som planerar att installera skrubber utan möjlighet att samla upp tvättvatten eller avtappningsvatten på fartyg som planeras att gå på svenskt inre vatten.
- Redare med fartyg med skrubber som har möjlighet att samla upp tvättvatten eller avtappningsvatten.

De fartyg som har uppsamlingsmöjlighet av tvättvatten eller avtappningsvatten berörs eftersom de måste använda uppsamlingsmöjligheten på svenskt inre vatten genom förslaget. Dock antas kostnaden för dessa redare inte vara betydande och därför fokuseras resterande avsnitt på de fartyg som inte har den möjligheten idag.

Hur många redare som antingen planerar att trafikera svenskt inre vatten med fartyg med skrubbrar installerade eller planerar att installera skrubber på ett fartyg som är tänkt att gå på svenskt inre vatten är svårt att uppskatta.

Antalet fartyg med skrubber installerad som anlöper en svensk hamn bedöms uppgå till cirka 100–150 stycken årligen, se avsnitt 2.5. Årligen handlar det om 4,5 procent av totala andelen anlöp till svenska hamnar som sker av fartyg med skrubber installerad och således kan påverkas av förslaget. Majoriteten av fartygen med skrubber som ankommer svenska hamnar har en hybridskrubber eller stängd skrubber. De som berörs i första skedet är de fartyg med öppen skrubber som inte har möjlighet att samla upp tvättvatten. Fartyg med öppen skrubber saknar i regel möjlighet att samla upp tvättvatten varför alla dessa fartyg som ankommer svensk hamn mest troligen berörs. Även de fartygen med skrubber installerad med möjlighet att samla upp tvättvatten och avtappningsvatten påverkas i ett första skede, dock är påverkan på dessa liten eftersom de redan kan leva upp till kraven. I andra skedet påverkas de fartyg som saknar möjlighet att samla upp avtappningsvatten. Utifrån samtal med branschaktörer har det framkommit att många, men inte nödvändigtvis alla, med hybridskrubber eller stängd skrubber har en uppsamlingstank installerad för uppsamling av avtappningsvatten.

Av de 100–150 fartyg som anlöper en svensk hamn årligen med skrubber installerad är en handfull svenskflaggade. Utöver rederier som äger dessa kan också svenska rederier beröras om de äger eller använder fartyg med skrubber som är flaggade i ett annat lands register.

I GISIS²⁵ finns det ett fåtal svenskregistrerade fartyg med skrubber installerad, dessa fartyg ägs av tre rederier.²⁶ Samtliga tre rederier har ankommit en svensk hamn 2019–2021 med totalt fyra svenskregistrerade fartyg med skrubber installerad, alla med hybridskrubber. Dessa tre rederiers svenska verksamhet omsatte vardera mellan 30 och drygt 100 miljoner kronor under 2020 och hade 200–250 anställda. Rederierna ingår i koncerner, se mer om sjöfartssektorns konkurrenssituation i avsnitt 5.2.8.

Utöver de fartyg som identifierats i GISIS finns det också fartyg med skrubber installerad som är svenskkontrollerade (det vill säga ägs av eller används av svenska rederier) och som är registrerade i ett annat lands register. Av de fartyg som anlöpt en svensk hamn 2019–2021 med skrubber installerad är 14 svenskkontrollerade men flaggade i ett annat lands register, bland dessa är det åtta fartyg som har en öppen skrubber och sex stycken

²⁵ Global Integrated Shipping Information System. GISIS syftar till att dela information och data on-line som skickats till IMO-sekretariatet från medlemsstater och hamnmyndigheter.

²⁶ Det finns indikationer på att alla fartyg med skrubber inte finns listade i GISIS. Det kan finnas flera anledningar till detta, bland annat den mänskliga faktorn och in- och utflaggningar. Detta bedöms inte få betydande effekt på konsekvenserna.

som har en hybridskrubber. Dessa 14 fartyg ägs av 10 olika rederier och driftas av nio olika rederier. Dock ingår flera av företagen som äger och driftar fartygen i samma koncern vilket gör att det totalt handlar om runt 12 företag/koncerner som berörs av förslaget utöver rederierna med svenskflaggade fartyg.

Totalt har 18 svenskflaggade och svenskkontrollerade fartyg med skrubber installerad anlöpt en svensk hamn 2019–2021 och påverkas således direkt av förslaget. Utöver de svenska företagen kommer även förslaget påverka samtliga utländska rederier som har skrubber installerade på sina fartyg men de konsekvenserna lyfts inte upp i denna rapport.

Utöver de direkt berörda kan också rederier som planerar skrubberinstallationer på sina fartyg beröras. Troligtvis handlar det om maximalt ett 30-tal svenska rederier som tillsammans äger ett 100-tal svenskflaggade fartyg där det är rimligt att ens överväga att installera en skrubber ombord på ett fartyg. Av dessa är det troligtvis en mindre del av dessa som planerar en skrubberinstallation.

Kostnader vid fortsatt användning av skrubber

Förslaget kan innebära ökade kostnader om rederier inte kan använda samma metod som idag för att leva upp till kraven. De kostnader som kan uppstå för ett rederi som väljer att modifiera eller köpa ny skrubber på grund av att deras befintliga skrubber inte kan användas är:

- Kostnad för ny skrubber alternativt modifiering av befintlig
 - Kostnad för teknik (ny skrubber eller uppsamlingstank)
 - Kostnad för installation
 - Bortfall av produktion/inhyrning av alternativt tonnage tills investeringen är på plats
- Räntekostnader för eventuella lån
- Ökade kostnader för att lämna avfall i hamn

Att identifiera en kostnad för att modifiera en skrubber har visat sig svårt. I samtal med branschaktörer har det framkommit att en fingervisning kan vara mellan en och tio miljoner kronor, men det beror på förutsättningarna att modifiera skrubbern. Troligtvis är det billigare att bygga om en skrubber från öppen till hybridskrubber eller stängd skrubber (givet att det är tekniskt möjligt) jämfört med att installera en ny skrubber till en kostnad på tre–fyra miljoner US dollar, se avsnitt 2.2. Att installera en ny skrubber har därför bortsetts från som alternativ.

Vissa skrubbrar säljs som ”hybridredo”, det vill säga att en öppen skrubber redan från början är redo att modifieras till en hybridskrubber. Troligtvis är kostnaden lägre att modifiera dessa skrubbrar än de som inte är förberedda från början. Det är också möjligt att inte alla öppna skrubbrar kan modifieras till en hybrid eller stängd typ, det kan bero på till exempel vilken skrubber som installerats på fartyget eller att det inte finns utrymme ombord för en modifierad skrubber. Havsmiljöinstitutet (2017) menar till exempel att det inte är lönsamt för alla fartygstyper att installera en skrubber eftersom utrymmet för att omhänderta restprodukter är begränsat och tankarna konkurrerar med befintligt lastutrymme. Detta skulle kunna innebära att alla fartyg som har en skrubber inte har möjlighet att installera uppsamlingsmöjlighet av tvättvatten eller avtappningsvatten.

Som redovisats ovan har totalt sett 16 svenskflaggade och svenskkontrollerade fartyg med skrubber installerad anläpt en svensk hamn 2019–2021 och påverkas således direkt av förslaget. Av de 16 svenskflaggade och svenskkontrollerade fartyg har 8 fartyg öppen skrubber. Om samtliga dessa skulle välja att modifiera sin skrubber till en kostnad på mellan en och tio miljoner så innebär det en total kostnad för modifiering av öppen skrubber för dessa aktörer på mellan 8 och 80 miljoner kronor²⁷. Utöver denna kostnad tillkommer kostnad för eventuellt produktionsbortfall under installation.

Till detta tillkommer kostnaden för eventuella investeringar för hybridskrubbrar och stängda skrubbrar, som inte har möjlighet att samla upp avtappningsvatten, för att de på sikt ska kunna efterleva regelverket. Troligtvis handlar det om en ytterligare kostnad för kollektivet om mellan 10 miljoner och 100 miljoner kronor²⁸, givet att samtliga hybrider och stängda skrubbrar saknar uppsamlingsmöjlighet av avtappningsvatten. Dock är det troligt att några av fartygen med hybridskrubbrar och stängda skrubbrar redan idag har möjlighet att samla upp avtappningsvatten, varför kostnadsintervallet kan vara överskattat.

På grund av osäkerheter i faktisk investeringskostnad som beror helt och hållet på hur skrubbrarna ser ut idag, om det är förberett för eventuell ominstallation och hur många fartyg som väljer att modifiera sin skrubber blir det ett stort kostnadsintervall. För öppna skrubbrar är det sannolikt att investeringskostnaden hamnar i det högre intervallet och för hybridskrubbrar och stängda skrubbrar är det lägre intervallet mer troligt.

Vissa av de fartyg som anläpt svenska hamnar under perioden 2019 till 2021 har gjort det endast ett fåtal gånger. Ju färre gånger ett fartyg anlöper svenska hamnar, desto mer minskar troligtvis incitamenten att modifiera

²⁷ 8 fartyg*1miljkr och 8 fartyg*10miljkr

²⁸ 10 fartyg*1miljkr och 10 fartyg*10miljkr

eller köpa en ny skrubber. Troligtvis kommer inte alla redare, som anlöper en svensk hamn med fartyg med skrubber som inte lever upp till regelverket, att välja att modifiera eller köpa ny skrubber om inte fartygen också går i andra förbudsområden. Dessa kan istället byta bränsle för att gå på svenskt inre vatten eller i den mån det är möjligt använda ett annat fartyg som kan leva upp till regelverket.

I de fall rederier väljer att bygga om befintliga skrubbrar för att kunna samla upp tvättvatten och avtappningsvatten kan andra kostnader uppstå utöver själva investerings- och installationskostnaden. Det kan handla om kostnad för att hyra in annat tonnage eller minskade intäkter under installationstiden, det vill säga produktionsbortfall. Hur stora dessa kostnader är beror på hur omfattande installationen är för ett givet fartyg, tidsåtgång för modifiering samt vilka möjligheter ett rederi har att täcka upp för ett fartyg som blir stillastående under en period. Till det tillkommer dessutom kostnad för eventuellt lån för en sådan investering men också den extra kostnad som uppstår till följd av uppsamlingen av avfall som ska lämnas i hamn om det inte släpps ut i havet utanför förbudsområde.

Kostnader vid bränslebyte

De rederier som väljer att byta bränsle istället för att modifiera befintlig skrubber kan få ökade kostnader för ett lågsvavligt bränsle, jämfört med om de kunnat fortsätta gå på det billigare, högsvavliga bränslet HFO. Det kan handla om en ökad kostnad för förbrukningen inom förbudsområdet och utanför förbudsområdet medan själva bränslebytet genomförs.

I tabell 4 nedan presenteras en uppskattad skillnad i bränslekostnad för en resa i farleden till och från Göteborgs hamn vid olika prisskillnader för olika bränsletyper i kronor per ton. Observera att beräkningen inte inkluderar bränsleförbrukningen under själva bränslebytet. Detta eftersom ett bränslebyte kan ta olika lång tid beroende på fartyg och anses som en osäker uppskattning.

Containerfartyg får den största kostnadsförändringen utifrån att de har högre genomsnittlig bränsleförbrukning medan bulkfartyg får minst kostnadspåverkan. Utifrån siffrorna är det tänkbart att containerfartyg därför i högre utsträckning skulle vara benägna att modifiera befintlig skrubber för att samla upp tvättvatten och avtappningsvatten då den totala kostnaden för modifiering bör skrivas av relativt snabbt i relation till kostnadsförändringen för bränslet. Dock kan valet av metod för att uppfylla regelförslaget också påverkas av andra faktorer, till exempel möjligheten att lägga över en ökad kostnad på kunder och om det finns utrymme att installera uppsamlingstankar ombord.

Tabell 4. Uppskattad ökad bränslekostnad för en resa i farleden till och från Göteborgs hamn (beräknad sträcka 43 kilometer)

Fartygstyp	Genomsnittlig bränsleförbrukning (ton/km)*	Uppskattad ökad bränslekostnad vid olika prisskillnader i kronor per ton**		
		1 000	2 000	3 000
Bulkfartyg	0,046	1 978	3 956	5 934
Containerfartyg	0,11	4 730	9 460	14 190
Tankfartyg	0,058	2 494	4 988	7 482
Roro-fartyg för passagerare	0,056	2 408	4 816	7 224
Övriga roro-fartyg	0,053	2 279	4 558	6 837
Övriga fartyg	0,052	2 236	4 472	6 708

Not. 1. * Källa Trafikanalys (2019)

Not. 2. ** Observera att enbart sträckan i farleden är inkluderad i denna beräkning. Fartyg behöver byta bränsle innan de går in på svenskt vatten varför detta är en underskattning.

Om berörda rederier med svenskregistrerade eller svenskkontrollerade fartyg skulle välja att byta bränsle till ett lågsvavligt bränsle och inte modifiera skrubbern så skulle det, för fartyg som har skrubber installerad, innebära en ökad kostnad enligt tabell 4, för en resa till och från Göteborgs hamn. Baserat på genomsnittligt antal anlöp som fartygen med skrubber installerad har gjort årligen har en total genomsnittlig ökad bränslekostnad per år beräknats för både öppna skrubbrar samt stängda/hybridskrubbrar baserad på 1 000, 2 000 och 3 000 kronor i prisskillnad per ton med ett antagande om att varje anlöp sker till Göteborgs hamn.

Den ökade bränsleförbrukningen, ingen hänsyn tagen till själva omställningen av bränsle som behöver göras en stund innan de går in i ett förbudsområde och en prisskillnad mellan 1 000 och 3 000 kronor per ton, motsvarar en total genomsnittlig ökad bränslekostnad mellan knappt 160 000kr och 470 000 kronor per år för kollektivet med öppna skrubbrar. Motsvarande för stängda skrubbrar och hybrider är mellan knappt 440 000 kronor och 1,3 miljoner kronor.²⁹

²⁹ Detta är beräknat utifrån den ökade kostnaden i tabell 4 multiplicerat med genomsnittligt antal anlöp per år för hela kollektivet öppna skrubbrar respektive stängda/hybrider.

Den absolut största andelen av fartygsflottan som trafikerar svavelkontrollområden använder ett godkänt lågsvavligt bränsle. De möjliga ökade kostnader som redovisas här kan därför snarare anses vara en minskad konkurrensfördel för fartyg med skrubber installerad, snarare än en kostnad (givet att skrubberinstallationen är återbetalad). Denna konkurrensfördel, som har medfört utsläpp av farliga ämnen till havsmiljön till uppskattade kostnader på miljön av 3,2 miljoner kronor per fartyg (i 2010 års penningvärde, Ytreberg et al., 2021), kommer att minska om förslaget införs. Den kostnaden kan ses som en extern kostnad som redare inte betalat för hittills. Att dessa nu kommer möta en kostnad för att antingen modifiera sin skrubber eller byta till samma bränsle som övrig sjöfart i området använder kan jämna ut förhållandena mellan rederier. Dock kan inte den ökade kostnaden ses som en internalisering av den externa kostnaden eftersom de inte står i direkt relation till varandra.

Skillnader mellan olika val

Troligtvis är olika alternativ mest relevant för de berörda. Eftersom prisskillnaden mellan låg- och högsvavligt bränsle anses vara den största avgörande parametern i beslutet att investera i en skrubber eller inte initialt är det rimligt att anta att den också spelar störst roll i vilket alternativ en redare som berörs av detta förslag skulle välja för att leva upp till kraven i förslaget. I detta fall får de ställa en total kostnad för modifiering och avskrivning av denna i relation till förväntad prisskillnad i bränsle.

Alternativen att byta bränsle eller att bygga om sin skrubber har olika ekonomisk påverkan på rederier. Att bygga om skrubbern kan ses som en engångskostnad i större utsträckning som kan kräva en investering jämfört med att byta bränsle där prisskillnaden mellan hög- och lågsvavligt bränsle kan ses som en löpande, ökad kostnad. Rederiers ekonomiska situation skulle kunna påverka beslutet beroende på deras möjligheter att avsätta medel för att investera i ny eller modifierad skrubberteknik. Utrymme på fartyget för ny eller modifierad teknik kan också påverka valet.

Priset på låg- och högsvavligt bränsle varierar över tid, precis som prisskillnaden mellan bränsletyperna. Lågsvavligt bränsle (i denna jämförelse som MGO) har under perioden 2015 till slutet av 2021 generellt legat på under 600 euro per ton och högsvavligt under 400 euro per ton i Göteborgs hamn. Under 2022 har priserna för båda bränsletyperna ökat kraftigt, precis som prisskillnaden, jämfört med föregående år (Marine Methanol, u.å.). Om den trenden kvarstår framöver kan det ge redare som påverkas av förslaget större incitament att modifiera befintlig skrubber snarare än att byta bränsle. Men vilket val som är mest attraktivt påverkas också av andra faktorer, exempelvis sträckan till nästa hamn och om den hamnen har någon begränsning i hur skrubbrar får användas inom hamnen.

Redare kommer behöva väga kostnadsskillnaden mellan hög- och lågsavligt bränsle mot kostnaden för modifiering av skrubber. Troligtvis kommer inte alla redare att välja samma sätt att leva upp till förslaget.

Den ökade kostnaden för redaren som ett resultat av förslaget får de antingen bära upp själva eller lägga på transportköparen/passagerarna utifrån kundernas priskänslighet. Möjligheterna att täcka en ökad kostnad beror på transportköparens och konsumenters priskänslighet. En prispressad bransch kan behöva stå för en del av de ökade kostnaderna själva eftersom det inte alltid är möjligt att lägga över hela den ökade kostnaden på konsumenten.

Administrativa kostnader

Regleringen kan innebära att fler noteringar i loggboken behöver göras ombord på fartyg för att kunna visa att de lever upp till de nya kraven avseende utsläpp från skrubbrar. Omfattningen av detta bedöms vara liten sett till att det är en vanligt förekommande arbetsuppgift att dokumentera olika aktiviteter ombord på ett fartyg.

5.2.2 Skrubbertillverkare

Den globala marknaden för skrubbertillverkare består av en mängd olika företag. De tio största tillverkarna motsvarar knappt 70 procent och de två största står tillsammans för 25 procent av marknaden (DNV, u.å.). Tre skrubbertillverkare som finns med i DNVs statistik över skrubbertillverkare har svenska bolag, varav två är dotterbolag till koncerner med säte utomlands. Det finns storleksskillnader mellan bolagen men alla är större och omsätter hundratals miljoner kronor. Bolagen tillverkar också andra tekniklösningar än skrubbrar, både till sjöfartsbranschen och andra branscher.

Författningsförslaget innebär att vissa skrubbrar inte kommer att kunna användas inom svenskt inre vatten utan att utrustningen modifieras. Det skulle kunna innebära en minskad efterfråga på marknaden för skrubbrar som inte har möjlighet att samla upp tvättvatten eller avtappningsvatten och en ökad efterfråga på skrubbrar som har möjlighet att samla upp tvättvatten och avtappningsvatten. Volymen tvättvatten anses av många som orimlig att samla upp, därför handlar det troligtvis framförallt om en ökad efterfråga på skrubbrar med möjlighet att samla upp avtappningsvatten.

Påverkan på skrubbertillverkare antas vara begränsad av förslaget. Detta är också något som bekräftats i samtal med branschaktörer. Det beror framförallt på att skrubbertillverkare agerar på en internationell marknad där det svenska vattnet utgör en bråkdel av hela marknaden och flottan med skrubber installerad som trafikerat svenskt vatten är en mycket liten del av

det totala antalet installerade skrubbrar globalt (100–150 fartyg på svenskt vatten jämfört med cirka 4 000 skrubbrar globalt). Lägg därtill att skrubbertillverkare med svenska bolag dessutom har andra verksamheter utöver försäljning av skrubberutrustning vilket kan göra den totala påverkan på bolagen mindre.

5.2.3 Bränsleleverantörer

De större bränsleleverantörerna i Sverige är fyra stycken, utöver dessa består också marknaden av ett antal mindre aktörer som står för en liten del av den totala marknaden (Koucky & Partners AB, 2016). Flera av de större bränsleleverantörerna i Sverige levererar bränsle till en större geografisk marknad än Sverige och är verksamma på flera olika marknader utöver sjöfartsmarknaden. Dessutom är det också vanligt att bränsleleverantörer är del av en koncern som arbetar både med bränsleleveranser till olika marknader och har flera andra verksamhetsgrenar.

Svenska företag som levererar bränsle på marknaden omsätter 1–6 miljarder kronor och har mellan ungefär 10 och 130 anställda.³⁰ Flera av dessa företag har en bolagsstruktur som påminner om rederiernas, det vill säga en koncernstruktur med ett utländskt moderbolag.

Eftersom flera av bolagen har en bredd i verksamheten är de inte helt beroende av försäljning av bränsle till sjöfart som trafikerar svenskt vatten och att antalet fartyg som berörs av författningsförslaget är en liten del av den totala marknaden i Sverige kan effekten på dessa aktörer antas vara mindre. Det är möjligt att det även finns mindre bränsleleverantörer som enbart levererar till den svenska sjöfartsmarknaden. Om dessa har ett litet utbud av bränsletyper kan det få större konsekvenser för dessa aktörer. Bolagen kan också påverkas olika beroende i vilka hamnar de tillhandahåller bränsle, hur stor konkurrensen är i hamnen och vilken typ av trafik fartygen som anlöper dessa hamnar bedriver och vilka andra hamnar dessa fartyg trafikerar. Men troligtvis är påverkan på bränsleleverantörer generellt relativt liten av förslaget.

Förslaget kan innebära att efterfrågan på lågsvavligt bränsle ökar och att efterfrågan på högsvavligt bränsle minskar om rederier i stor utsträckning väljer att byta bränsle istället för att modifiera befintlig eller köpa ny skrubber. Hur stor denna påverkan är beror på hur många av de som berörs av förslaget som bunkrar i Sverige och väljer att byta bränsle istället för att modifiera eller köpa ny skrubber. Troligtvis är även denna påverkan av mindre art eftersom antalet fartyg med skrubber är en mindre andel av den totala marknaden i Sverige.

³⁰ Av de företag där det gått att utläsa hur stor del sjöfartsmarknadens andel är av deras totala verksamhet.

Sjöfartens internationella karaktär gör kunderna priskänsliga, vilket gör att rederier kan välja att bunkra i närliggande länder om det är lönsamt. Koucky & Partners AB (2016) uppger att införandet av SECA i Östersjön ledde till att ett rederi valde att bunkra utanför Sverige, vilket minskade sjöfartens efterfrågade bränsle med cirka 10 procent i Sverige. Det rederiet var ett av de större färjerederierna i Östersjön, vilket kan förklara den stora effekten på den totala mängden efterfrågat bränsle.

Om en stor del av rederierna som berörs av förslaget väljer att byta bränsle och prisskillnaden för lågsvavligt bränsle är stor mellan Sverige och närliggande länder skulle det kunna innebära att vissa väljer att bunkra utomlands, vilket kan innebära att efterfrågan minskar i Sverige och på så sätt påverkar bränsleleverantörer som verkar i Sverige. Med tanke på att andelen fartyg som anlöper Sverige med skrubber installerad (och som då också skulle kunna vara föremål för att byta bränsle) är en liten andel av det totala antalet fartyg som anlöper svenska hamnar kan en sådan effekt antas vara begränsad.

5.2.4 Transportköpare

Förslaget kan ha en positiv inverkan på transportköpare i och med att de får en ökad möjlighet att profilera sig med att de inte bidrar till att miljöfarligt tvättvatten från skrubbrar släpps ut i havsmiljön. Samtidigt kan transportköpare drabbas av högre priser för att täcka de eventuella ökade kostnader som redare drabbas av med anledning av förslaget. I vilken utsträckning detta kommer ske är svårt att svara på, men beror bland annat på redares möjlighet att lägga över en ökad kostnad på transportköparen. Högre kostnader för transportköpare kommer sannolikt innebära att de i sin tur behöver ta ut högre fraktkostnader från sina konsumenter. Huruvida det är möjligt för dem att flytta över en ökad kostnad till konsumenterna påverkas i sin tur av konsumenternas priskänslighet.

Priskänsligheten varierar troligtvis mellan olika branscher och därmed kan redare som säljer sina tjänster till olika marknader också drabbas olika.

5.2.5 Hamnar

Många av Sveriges hamnar har tagit emot fartyg med skrubber 2019–2021, de allra flesta av dessa hamnar är kommunalt ägda. 80 procent av anlöpen med fartyg med skrubber är begränsat till 11 hamnar.³¹ Hur många av dessa hamnar som också tagit emot skrubbevatten är dock osäkert.

Hamnar måste ta emot allt avfall som inte är tillåtet att släppa ut enligt SJÖFS (2001:12). Idag omfattas inte tvättvatten eller avtappningsvatten av

³¹ Dessa hamnar hade alla över 100 anlöp var av fartyg med skrubber installerad.

något förbud mot utsläpp vilket skulle kunna innebära att svenska hamnar kan behöva möta ett ökat behov av att ta emot skrubbervatten framöver.

I många svenska hamnar är det hamnbolaget som utför hamntjänsten att ta emot fartygsgenererat avfall och lastrester (Transportstyrelsen, 2019). De företag som tar hand om avfall i hamn kan också möta en ökad efterfråga på att lämna skrubberavfall i hamn men ökningen antas vara begränsad. Det beror på att det antas vara orealistiskt att redare i större utsträckning skulle samla upp tvättvatten för att lämna i hamn eftersom det handlar om för stora volymer att lagra ombord och att det dessutom skulle bli kostsamt för redaren att lämna iland. Att lämna avtappningsvatten antas handla om betydligt mindre volymer men kan också det bli kostsamt.

Det finns troligtvis incitament att försöka undvika att lämna så mycket som möjligt i hamn på grund av kostnaden för avfallshanteringen och istället samla upp och släppa ut utanför förbudsområdet. Vilket alternativ som väljs handlar troligtvis om en kombination av flera faktorer, såsom lagringsmöjligheter, kostnad för omhändertagande i land och ett rederis miljöprofil. Kostnaden för att lämna skrubberavfall i hamn varierar, och beror på vad avfallet innehåller. Beroende på fartygs uppsamlingskapacitet kan behovet av att lämna skrubbervatten i land variera beroende på fartyg och vilken sträcka fartyget går på svenskt inre vatten. Enligt förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg (FÅFF) kan fartyg lämna avfall i nästkommande hamn givet att det finns tillräcklig lagringskapacitet, vilket skulle kunna dämpa effekten av ett ökat behov av avfallslämning i svenska hamnar givet att fartygen har tillräcklig lagringskapacitet för att lämna avfallet i nästkommande hamn utanför Sverige.

De hamnar som Transportstyrelsen varit i kontakt med har inte lyft några särskilda negativa konsekvenser för hamnar vid ett införande av begränsningar i utsläpp av skrubbervatten. Eftersom hamnar redan idag har krav på sig att ta emot avfall när det behövs och att det finns en marknad för avfallshantering går det därför att anta att ett eventuellt ökat behov av lämnande av avfall kommer kunna hanteras.

Påverkan på företag som hanterar avfall i hamn antas vara mindre dels på grund av att efterfrågan troligtvis inte ökar i en stor utsträckning, dels på grund av att företagen är relativt stora alternativt är upphandlade av hamnen.

5.2.6 Företag inom kust- och sjönära turism

Fartyg som används i kust- och sjönära turism, till exempel taxibåtar, mindre passagerarbåtar och fiskebåtar, är oftast av en mindre storlek. Dessa använder generellt andra metoder för att leva upp till SECA-kraven än att installera skrubbrar. Detta beror på att mindre fartyg inte har utrymme ombord för att installera en skrubber, som ofta är skrymmande och att det

dessutom oftast saknas utrustning på mindre fartyg för att köra på högsvavligt bränsle, till exempel för uppvärmning av tankar och rörledningar. Rederier som använder fartyg i kust- och sjönära turism antas därför inte påverkas av förslagen i någon större omfattning.

Andra verksamheter inom kust- och sjönära turism berörs inte direkt av förslagen men kan dra nytta av de positiva effekterna av förslaget såsom renare kustnära miljöer.

5.2.7 Varv

Varv som kan modifiera skrubbrar kan möta en ökad efterfråga för att bygga om skrubbrar som inte längre kan användas på svenskt inre vatten. Antalet varv i Sverige som kan bygga om fartyg och skrubbrar är ett fåtal. Troligtvis är det framförallt något eller några av de större varven som har möjlighet att ta emot fartyg med skrubber installerad. Om efterfrågan på att installera nya skrubbrar minskar i och med förslaget kan de också drabbas av en minskad efterfråga på nyinstallationer.

Troligtvis är skrubberverksamheten inom dessa bolag en liten andel av den totala verksamheten och påverkan kan därför antas bli begränsad.

5.2.8 Konkurrens och förutsättningar på sjöfartsmarknaden

Sjöfarten är internationell till sin natur. De företag som agerar inom sjöfartssektorn har ofta koncernstruktur med bolag i flera länder. De olika bolagen kan arbeta med olika geografiska marknader men kan också vara specialiserade på olika delar av verksamheten, exempelvis att fartygen ägs i ett bolag men personalen återfinns i ett annat. Det försvårar en analys av vem som berörs av förslag och i vilken omfattning de berörs. Det är möjligt att det har gjorts att alla berörda inte har blivit identifierade och att effekterna för berörda kan vara både större och mindre än de som beskrivits här. Detta antas dock vara av mindre omfattning.

De redare som har en skrubber installerad som inte skulle kunna användas på grund av förslaget har möjlighet att byta till ett bränsle som övriga fartyg utan skrubber använder sig av. Redares möjligheter att konkurrera kan påverkas eftersom de som installerat en skrubber har investerat och kan behöva investera ytterligare för att fortsatt kunna använda sin utrustning. Hur stor påverkan förslaget får på deras konkurrerande förmåga kan variera beroende på vilket segment de tillhör. Det kan till exempel handla om hur stor del av fartygen inom ett segment som drabbas av förslaget, det kan också handla om hur de ekonomiska förutsättningarna ser ut inom segmentet.

Utöver påverkan på konkurrensmöjligheterna inom och mellan segment kan det också uppstå konkurrensnackdelar gentemot andra länder. Om

marknaden inte kan hantera en ökad kostnad kan det innebära att en försämrad situation kan leda till att nya transportmönster skapas. Det kan till exempel ske när hamnar i olika länder konkurrerar och det finns alternativa transportsätt mellan länderna. Eventuellt kan förslaget innebära att trafik som tidigare gått till Sverige istället går till ett närliggande land och exempelvis går på lastbil sista sträckan. Denna risk kan antas vara begränsad på grund av de kapacitetsbegränsningar som redan finns inom de andra trafikslagen.

Användningen av skrubbrar är framförallt vanligt inom internationell sjöfart med större fartyg. Dessa ingår oftare i större rederier och koncerner. Trots detta kan företag som berörs ha olika förutsättningar för att hantera följderna av förslaget. Det beror utöver storleken på företaget också på hur de har hanterat sin flotta sett till olika lösningar för att leva upp till svavelkraven. Ett rederi som valt en kombination av lösningar för att leva upp till svaveldirektivet, genom både gå på lågsvavligt bränsle och använda skrubbrar i flottan, är mindre känsligt när en lösning inte längre kan användas utan att modifieras.

5.2.9 Behöver särskild hänsyn tas till små företag vid reglernas utformning?

Inga små företag som direkt påverkas av förslaget har kunnat identifieras. De svenskregistrerade fartygen som påverkas av förslaget ägs av större företag med omsättning över 30 miljoner och över 200 anställda, även de svenskkontrollerade fartygen ägs av större bolag. De skrubbertillverkare som påverkas av förslaget är också av större karaktär och är i regel verksamma på en bredare marknad än enbart den för skrubbrar. Bland bränsleleverantörer är de flesta också stora leverantörer. När det gäller varv och transportköpare är det svårare att veta storleken på de berörda. Varv däremot kommer beröras som en följd av att rederierna eventuellt kommer vilja modifiera om sina skrubbrar. Det är inte vad varven har som huvudsaklig sysselsättning och således lär inte förslaget påverka varven i någon större utsträckning.

Avseende transportköpare är det svårare att identifiera vilka som blir berörda och här kan det sannolikt finnas mindre företag som indirekt berörs av myndigheternas förslag. Även om transportköparna skulle bestå av mindre företag, och således är mer känsliga för prisförändringar bör inte förslaget ha allt för stor inverkan på dessa. Detta då förslaget inte bör slå allt för tungt mot fraktmarknaden med tanke på att andelen fartyg som använder skrubber på svenskt inre vatten är så pass liten att efterfrågan och utbud på marknaden inte bör påverkas i någon större omfattning och således borde heller inte priserna på marknaden göra det till följd av förslaget.

De flesta hamnar i Sverige ägs kommunalt men det finns även privatägda hamnar. De flesta av dessa är industrihamnar av något större karaktär men det kan såklart även förekomma en och annan hamn som är av mindre storlek. Om behovet av att ta emot skrubberavfall ökar skulle hamnarna eventuellt kunna behöva visst stöd från kommun eller stat för att möta det ökade behovet. De hamnar som myndigheterna varit i kontakt med i frågan har inte lyft några negativa konsekvenser med förslaget då de redan idag har krav mot sig att ta emot avfall när det behövs, vilket gör att det redan idag finns en fungerande marknad för avfallshantering, vilket minskar behovet att särskild hänsyn behöver tas till dessa.

5.3 Vilka konsekvenser medför regleringen för staten och kommuner?

5.3.1 Staten

Fartygsägare

Staten skulle kunna påverkas som fartygsägare på samma sätt som övriga rederier, se avsnitt 5.2.1. I det material som denna rapport baseras på finns inga statligt ägda fartyg med skrubber installerad. Det är möjligt att någon statlig aktör överväger att installera skrubbrar, dock kan detta antas vara osannolikt med tanke på ambitioner att ställa om statens fartygsflotta till att bli fossilfri.

Berörda myndigheter är Sjöfartsverket, Trafikverket/Färjerederiet, Kustbevakningen och Försvarmakten.

Transportstyrelsen

Tillsyn av efterlevnad av förslaget antas kunna ske genom befintlig tillsyn, det vill säga genom befintlig hamnstatskontroll och svaveltillsyn med stickprov och dokumentationskontroll. Det kan dock innebära att dokumentationskontrollen breddas för att också inkludera dokumentation som styrker efterlevnaden. Det är möjligt att inspektörerna kan behöva utbildning i vad de nya reglerna innebär för att kunna utföra tillsyn över författningsförslaget också. Det kan innebära vissa kostnader för myndigheten.

En reglering genom förordning lär inte påverka Transportstyrelsens verksamhet nämnvärt avseende regelutvecklingsarbetet men om förslaget skulle mynna ut i uppdaterade eller nya föreskrifter kan det innebära visst föreskriftsarbete samt uppdatering av interna rutiner och vägledningar som är normalt förekommande när nya regler införs. Myndigheten kan behöva förbereda sig på att ta emot frågor angående den nya regleringen och ta fram information om reglerna. Detta kan antas kräva en större arbetsinsats initialt

som sedan kan behöva underhållas men i övrigt förväntas ingen större ökning av administrativa arbetsuppgifter.

5.3.2 Kommuner

Regleringsförslaget kan medföra konsekvenser för vissa kommuner, framförallt de kommuner som har kommunalägda hamnar. I avsnittet 5.2.5 om hamnar beskrivs konsekvenserna för alla hamnar oavsett om de är kommunalt eller privat ägda eller drivna.

5.4 Vilka konsekvenser medför regleringen för individer?

Om förslaget leder till en minskad användning av skrubbrar kan det vara till fördel för de arbetstagare som hanterar underhåll av skrubber ombord som därmed kan antas få en förbättrad arbetsmiljö. Skrubbrar kräver en del underhåll av tekniken, vilket även innefattar viss hantering av farliga ämnen.

Övriga individer i samhället förväntas kunna dra nytta av fördelar med ett renare hav i kustnära områden till följd av regleringen.

Om förslaget innebär en ökad användning av lågsvavligt bränsle kan det möjligtvis leda till sämre luft i kustnära områden som kan påverka individer i dessa områden. Men en ökning är troligtvis väldigt liten jämfört med dagens användning av dessa bränsletyper och en ökad mängd utsläpp kan troligtvis därför antas vara marginell.

Om förslaget leder till ökade kostnader för rederier och transportköpare kan det leda till höjda priser för transporter av gods och passagerare som i sin tur kan innebära dyrare fraktkostnad och passagerarbiljetter för individer. I vilken omfattning detta kan komma att ske är svårt att avgöra då aktuella oljepriser och således bränslepriser också har en inverkan på hur priset för transporter sätts gentemot konsumenter. Påverkan på individen kan variera beroende på hur stor transportkostnaden för en vara är av den totala kostnaden.

Andelen fartyg som anlöper svenska hamnar som skulle omfattas av förslaget är en mindre andel av alla fartyg som anlöper svenska hamnar, 2021 var det endast 4 procent av anlöpande fartyg som hade skrubber installerad ombord. Således borde förslagets inverkan på medborgares kostnader för fraktkostnader och passagerarbiljetter vara liten utifrån ett helhetsperspektiv. Det finns dock en risk att vissa specifika rutter generellt blir dyrare och således drabbar enskilda individer i större grad. Hur stor prisökning som är möjlig beror på individers priskänslighet.

5.5 Vilka konsekvenser medför regleringen för miljön?

Ett utsläppsförbud av tvättvatten på svenskt inre vatten skulle medföra att grunda, artrika, känsliga, kustekosystem med höga naturvärden skulle få en minskad direkt belastning av farliga ämnen och bidra till att god status och god miljöstatus enligt EU:s vatten- och havsmiljödirektiv kan nås. En stor del av de tillskott som, enligt underlaget från Chalmers Tekniska högskola och IVL Svenska Miljöinstitutet, uppskattas släppas ut på svenskt inre vatten kan antas utebli genom författningsförslaget.

Ett utsläppsförbud av skrubbevatten skulle utöver minskad belastning på svenskt inre vatten dessutom kunna leda till minskad belastning på svenskt territorialvatten och inom svensk ekonomisk zon eftersom svenskt inre vatten är en delmängd av de andra två geografiska ytorna. Dock kan den totala effekten i svenskt territorialvatten och svensk ekonomisk zon vara begränsad eftersom det inte går att utesluta att uppsamlat skrubbevatten från svenskt inre vatten släpps ut när fartyg har lämnat förbudsområdet. Det kan innebära att vissa områden får en högre miljöbelastning än tidigare och att den totala belastningen till den svenska ekonomiska zonen och territorialvatten är desamma även om belastningen till svenskt inre vatten minskar (se Havs- och vattenmyndigheten och Transportstyrelsen, 2020). Om belastningen i svensk ekonomisk zon och territorialvatten minskar eller kvarstår beror i sin tur också på om redare väljer att modifiera sin skrubber för att kunna samla upp skrubbevatten eller byter bränsle för att gå in i förbudsområdet.

Jämförelsen i avsnitt 3.3 baseras dessutom på data från 2018 då det fanns 99 fartyg i Östersjön med skrubber. Antalet fartyg med skrubber i Östersjön uppskattas vara mer än fyra gånger så många 2020 (se Jalkanen et al., 2021). Det gör att de nivåer som presenterades i kapitel 3 mest troligen är en underskattning av dagens utsläppsnivåer från skrubbrar på svenskt inre vatten och därmed skulle författningsförslaget ge större utsläppsminskningar än motsvarande utsläpp som presenterades i kapitel 3.

Kostnaden för de ekotoxikologiska effekterna i Östersjön från sjöfarten beräknades 2018 till 582 miljoner euro årligen. Av dessa beräknades skrubbrar stå för 33,3 miljoner euro av den totala kostnaden för ekotoxikologiska effekter, varav skrubbrar i öppet läge stod för 32,1 miljoner euro (Ytreberg et al., 2021).³² Sedan 2018 har antalet fartyg med skrubber ökat i Östersjön från 99 fartyg till 462 fartyg (Jalkanen et al. (2019) och Jalkanen et al. (2021)), varav fartyg med öppna skrubbrar har ökat från 14 till 88 stycken. Kostnaden för ekotoxikologiska effekter från skrubbrar i Östersjön är därmed sannolikt betydligt större än 33,3 miljoner euro årligen.

³² Biocidinhållande båtottenfärger är det största bidragande faktorn till ekotoxikologiska effekter från sjöfarten i Östersjön. 2018 beräknades dessa färger kosta 545 miljoner euro av den totala kostnaden på 582 miljoner euro.

En grov uppskattning baserat på Ytreberg et al. (2021) och Jalkanen et al. (2019) är att ett fartyg med installerad skrubber i Östersjön medför årliga kostnader motsvarande i genomsnitt 3,2 miljoner kronor kopplat till ekotoxikologiska effekter i 2010 års penningvärde. Om kostnaden delas upp på antalet fartyg med olika skrubbertyper motsvarar kostnaden drygt 1,1 miljoner kronor för en skrubber som går i stängt läge och knappt 3,5 miljoner kronor för en skrubber som går i öppet läge (i det här exemplet har hybridskrubbrar antagits gått i öppet läge).³³ Dessa siffror bör ses som en indikation och en grov uppskattning på ett medelvärde. Kostnaden varierar troligtvis med fartygets teknik, vilket läge en hybridskrubber körs i, rutt och hur mycket och var skrubbern används. Motsvarande kostnad på svenskt inre vatten är svår att avgöra men är rimligtvis en delmängd av ovan uppskattade kostnader.

Utöver de ovan beskrivna effekterna kan införandet av ett förbud även leda till att trenden att andelen fartyg med installerad skrubber bryts i Östersjöområdet, vilket kan få en positiv inverkan på möjligheterna att nå god kemisk status och god miljöstatus, inte bara i kustnära områden i Sverige utan i hela Östersjön.

5.6 Externa effekter

Även om förslaget syftar till att minska belastning av föroreningar i svenska kustvatten samt uppnå god ekologisk status och god kemisk status enligt EU:s vattendirektiv och god miljöstatus enligt EU:s havsmiljödirektiv är det möjligt, som beskrivs ovan, att en reglering även kan leda till ett renare hav och minskad belastning av farliga ämnen, även utanför svensk ekonomisk zon. Om fartygsägare väljer att byta bränsle till ett lågsvavligt bränsle, helt eller för att gå in i svenskt inre vatten, kan detta få positiva effekter även utanför svenskt inre vatten. Det gäller även om de väljer att byta bränsle för att gå in i förbudsområdet, eftersom bränslebytet behöver ske en tid innan fartyget passerar gränsen för svenskt inre vatten, för att säkerställa att svavelhalten i bränslet blivit tillräckligt rent.

En annan aspekt som behöver lyftas är risken med att byta bränsle. Det finns en risk att bränslebyten kan ge fartyget problem, men troligtvis är risken för kollision mycket liten som en följd av förslaget eftersom det är en liten andel som troligtvis kommer behöva byta bränsle sett till alla fartyg som idag trafikerar de berörda områdena. Däremot är troligtvis konsekvenserna av en eventuell olycka vid bränslebyte betydligt större och skulle kunna påverka både tillgängligheten i en farled och kunna leda till allvarlig miljöpåverkan vid till exempel utsläpp av bränsle.

³³ För dessa beräkningar har euro räknats om till svenska kronor utifrån valutakursens årsmedel 2010 på 9,5413.

Det är möjligt att antalet fartyg med skrubber installerad minskar, eller inte fortsätter öka, på svenskt vatten och i förlängningen i Östersjön. Ett svenskt förbud kan också leda till att våra närliggande länder inför liknande reglering som i sin tur kan ge positiv inverkan på miljöstatus i hela Östersjön.

5.7 Hur påverkar regleringen de transportpolitiska målen?

De transportpolitiska målen består av ett övergripande mål, ett funktionsmål och ett hänsynsmål.

Det övergripande målet är att säkerställa en samhällsekonomiskt effektiv och långsiktigt hållbar transportförsörjning för medborgarna och näringslivet i hela landet.

Förslaget att förbjuda utsläpp av skrubbevatten på svenskt inre vatten är ett steg i att bidra till att transportförsörjningen i Sverige blir mer långsiktigt hållbar. Detta genom att minska transporternas påverkan på miljön.

Transportpolitikens funktionsmål beskriver att transportsystemets utformning, funktion och användning ska medverka till att ge alla en grundläggande tillgänglighet med god kvalitet och användbarhet samt bidra till utvecklingskraft i hela landet. Transportsystemet ska vara jämställt, det vill säga likvärdigt svara mot kvinnors respektive mäns transportbehov.

Tillgängligheten skulle kunna påverkas på vissa sträckor om de ökade kostnaderna för en enskild fartygslinje blir så pass stor att den inte längre tillhandahålls. Att detta skulle ske i en stor utsträckning antas vara osannolikt. Det är möjligt att en ökad kostnad för enskilda rutter som redan är prispressade kan vara det som får den ekonomiska bärigheten för linjen att brista och att den därmed läggs ned. Detta är mest troligt om linjen är nära gränsen för ekonomisk bärighet och exempelvis har påverkats av Covid-19 pandemin.

Det är också möjligt att ökade transportpriser, för såväl gods som passagerare, kan drabba individer och företag. Omfattning på detta är svår att svara på och avgörs bland annat av priskänsligheten hos individer och företag. Det kan dessutom variera beroende på typ av vara. Det finns idag begränsad kunskap om dels hur stor andel av kostnaden för olika varor som transportpriset för sjötransporter utgör, dels priskänsligheten hos individer och företag för att kunna göra en djupare analys av detta. Med tanke på att andelen fartyg som berörs är en liten andel av alla fartyg som anlöper svenska hamnar bör påverkan dock generellt vara av mindre omfattning.

Förslaget förväntas inte påverka kvinnors och mäns möjlighet att få sitt transportbehov tillgodosett likvärdigt.

Transportpolitikens hänsynsmål innebär att transportsystemets utformning, funktion och användning ska anpassas till att ingen dödas eller skadas allvarligt, bidra till att det övergripande generationsmålet för miljö och miljö kvalitetsmålen nås samt bidra till ökad hälsa.

Förslaget förväntas inte bidra till att färre dör eller allvarligt skadas i transportsystemet.

Förslaget förväntas bidra till det övergripande generationsmålet genom att minska utsläppen av farliga ämnen. För att undvika att regleringen bidrar till ökade utsläpp utanför svenskt inre vatten är det av stor vikt att Sverige fortsatt bedriver ett internationellt arbete för att minska sjöfartens tillskott av farliga ämnen till havs- och vattenmiljöer.

Förslaget förväntas också framförallt bidra till miljö kvalitetsmålen om bara naturlig försurning, ingen övergödning och hav i balans samt levande kust och skärgård. Detta genom att minska belastningen av farliga ämnen till svenska kustnära områden.

Det är också möjligt att förslaget kan bidra till en bättre arbetsmiljö för de sjömän som arbetar ombord på fartyg med skrubber installerad vilket kan leda till en ökad hälsa för dessa.

6 Diskussion och slutsatser

Användning av skrubbrar har inneburit att utsläppen av svavel till luften minskat men ökat till vattenmiljön istället. Eftersom användning av skrubbrar innebär att fartyg kan fortsätta använda högsvavligt bränsle är utsläppen också förknippade med högre koncentrationer av PAH:er och metaller än ett bränsle godkänt för användning inom SECA-området i Östersjön (Teuchies et al. 2020).

Utsläppen av metaller från skrubbrar utgör generellt sett en mindre andel, tre procent, av den totala belastningen av farliga ämnen till den svenska ekonomiska zonen, territorialvatten och svenskt inre vatten, se avsnitt 3.3. Undantaget är metallen vanadin, där utsläppen från skrubbrar uppgår till nästan 15 procent till svensk ekonomisk zon. Utsläppen av PAH:er följer samma mönster, där tillskottet från enskilda PAH:er uppgår till maximalt åtta procent av det totala tillskottet till svensk ekonomisk zon. Belastningen är troligtvis större idag, uppemot fyra gånger så stor, eftersom fartyg med skrubber ökat. Dessutom är havsområden idag utsatta för en rad av olika belastningar förutom farliga ämnen, i form av till exempel övergödning, havsförurning, invasiva arter och degradering av marina livsmiljöer. Tillsammans resulterar detta i en stress på organism-, populations- och samhällsnivå som slutligen får ödesdigra konsekvenser. För att minska dessa belastningar på havsområden är det därför viktigt att genomföra åtgärder på bred front.

Utifrån de ekotoxikologiska studier som redovisades i föregående regeringsuppdrag och ytterligare vetenskapliga studier som har publicerats efteråt, till exempel Thor et al., (2021) som visar på cocktaileffekter³⁴ av skrubbevatten på organismer, kan slutsatsen dras att utsläpp av farliga ämnen från skrubbrar bidrar till en försämrad vattenkvalitet. Sverige behöver, i egenskap av medlemsstat i EU, vidta åtgärder för att minska föroreningar och i den mån det är möjligt bidra till eliminering av vissa prioriterade ämnen där utsläpp från skrubbrar är ett område som bidrar till utsläpp av farliga ämnen.

Myndigheternas uppdrag har varit att bland annat utreda konsekvenserna av de fyra förslag till nationella regleringar som myndigheterna tidigare lämnat. Det har dock visat sig svårt att värdera de fyra alternativ till nationell reglering mot varandra eftersom det saknas tillräcklig kunskap för att kunna föreslå gränsvärden för utsläpp av tvättvatten från skrubbrar. Det gör att dessa två alternativ naturligt faller bort. Det finns således en svaghet

³⁴ De negativa effekterna på organismer blir större än om man bara adderar ihop enskilda ämnens toxicitet.

i analysen av vilket alternativ som ger störst nytta för havsmiljö, sjöfart och kustsamhällen av de alternativ som uppdraget omfattade.

Det är möjligt att om gränsvärden skulle kunna sättas att ett sådant alternativt skulle vara mer samhällsekonomiskt effektivt. En reglering baserad på gränsvärden skulle till exempel kunna leda till incitament att utveckla tekniken och rena utsläppen i större utsträckning än vad ett totalt utsläppsförbud mot tvättvatten gör. Det är också möjligt att gränsvärden skulle leda till mindre kostnadsökningar för redarkollektivet eftersom det möjligtvis kan leda till att färre berörs. Däremot skulle det kunna leda till ökade kostnader för Transportstyrelsen, i sitt tillsynsarbete. Detta arbete skulle bli mer omfattande vid tillsynen av att tvättvattnet, att det håller sig inom godkända gränsvärden. Det förslag som nu lämnas ger få incitament att utveckla tekniken till att rena utsläppen i större utsträckning än vad dagens teknik gör eftersom alla utsläpp av tvättvatten föreslås förbjudas på svenskt inre vatten.

Det går att konstatera utifrån konsekvenserna av det valda alternativet att berörda redare påverkas främst ekonomiskt i och med att de behöver modifiera sin skrubber alternativt byta till ett godkänt SECA-bränsle. Vilket val redarna gör kommer sannolikt bero på fler faktorer än endast prisskillnaden mellan bränsletyper, bland annat hur ofta de anlöper svenska hamnar och andra strategiska beslut inom företaget. Det går att konstatera att förslaget kommer innebära ökade kostnader för svenska rederier som berörs av förslaget men det råder stor osäkerhet om hur stor denna kostnad faktiskt blir då den skiljer sig mellan olika valmöjligheter som rederierna har. Rimligtvis väljer en redare det alternativ som ger störst ekonomisk vinning av de möjliga alternativen för att leva upp till de nya kraven. Totalt sett till hela redarkollektivet som trafikerar svenskt inre vatten med fartyg med och utan skrubber är påverkan liten.

För skrubbertillverkare och bränsleleverantörer bör konsekvenserna inte bli särskilt stora då de opererar på en bred marknad internationellt och de som berörs av förslaget är få. Konsekvenserna för de övriga berörda, såväl företag som individer, anses vara små och i vissa fall mycket små. För övriga företag som berörs av förslaget kan det få vissa ekonomiska effekter på deras verksamhet, men de bedöms inte vara i någon större omfattning.

Avseende inverkan på övriga tros Transportstyrelsen få en mindre påverkan genom bland annat ett bredare tillsynsområde, individer tros kunna påverkas av bättre luftkvalitet, och marginellt högre fraktpriser och passagerarbiljetter.

Troligtvis är konsekvenser för miljön till följd av förslaget underskattade eftersom underlaget som presenterades i kapitel 3 bygger på äldre

information om antalet skrubbrar i Östersjön och på svenskt inre vatten. Utifrån detta går det därför också att konstatera att kostnaden för tillskotten från skrubbrar mest troligen är högre än vad som presenterades i konsekvenserna, vilket gör att miljönyttan med förslaget troligtvis är större än vad som beskrivits här.

Om regleringen enbart omfattar tvättvatten kommer miljönyttan vara mindre och antalet berörda rederier vara färre än om avtappningsvatten också omfattas av regleringen. Om regleringen även omfattar avtappningsvatten kommer miljönyttan vara större men de ekonomiska konsekvenserna för redarna kommer vara större. För att dämpa de ekonomiska konsekvenserna för de redare som idag saknar möjlighet att samla upp avtappningsvatten kan en övergångsbestämmelse införas där dessa omfattas först efter 3-6 år. För att avgöra vad som är mest lämpligt behöver olika politiska mål vägas mot varandra.

Det finns anledning att utöver utsläpp från skrubbrar dessutom fortsätta arbeta med att minska sjöfartens andra utsläpp. Ytreberg et al. (2021) lyfter till exempel grävatten som beräknas ha en större skadekostnad i Östersjön än stängda skrubbrar sett till marin ekotoxicitet. Dock bör det nämnas att sett till utsläpp per fartyg bidrar varje enskilt fartyg till en större kostnad sett till utsläpp från skrubbrar än från grävatten. Det är inte heller bara marin ekotoxicitet som sjöfarten bidrar till. Den totala årliga skadekostnaden som sjöfarten i Östersjön beräknas bidra till är 2,9 miljarder euro i 2010 års penningvärde. I denna kostnad ingår utöver marin ekotoxicitet även övergödning, minskad luftkvalitet och klimatförändringar. Det finns alltså all anledning att fortsätta arbeta för att minska utsläppen från sjöfarten ur ett brett perspektiv.

Det kan finnas behov att fortsätta följa vissa områden kopplat till skrubbrar. I litteraturen har det nämnts att användningen av stängda skrubbrar innebär hantering av kemikalier som kan skada både fartyg och utgöra en fara för besättningen. Mer information om detta har varit svårt att hitta och det kan finnas behov av att fortsätta följa forskningen i denna fråga för att få en ökad förståelse för hur användningen av skrubbrar kan påverka såväl teknik som sjömäns hälsa. Ett annat område kan vara om bränslebyten ökar i svenskt närområde. För att ett bränslebyte ska vara säkert krävs det rutiner och att besättningen är väl insatt i processen. I avsnitt 2.4 lyftes att det förekommit problem när det infördes ett utsläppskontrollområde i USA. Även om förslaget om ett förbud mot utsläpp av tvättvatten skulle leda till att fler fartyg väljer att byta bränsle för att gå in på svenskt inre vatten är troligtvis risken för problem relativt liten. De senaste åren har flera hamnar och länder infört olika typer av förbud vilket kan ha lett till en större vana att byta bränslen. Om förslaget genomförs finns det anledning att vara

vaksam på om detta leder till en ökad mängd tillbud på grund av bränslebyten.

Utöver detta finns det också fördelar med att fortsatt arbeta med att driva frågan internationellt. Det finns indikationer på att ett förbud mot utsläpp av skrubbevatten på svenskt inre vatten inte kommer att leda till att det lämnas i hamn, utan att det istället samlas upp för att släppas ut utanför förbudsområden. Det finns svårigheter att reglera så att allt skrubbevatten lämnas i hamn. En internationell reglering, exempelvis inom Östersjöområdet, skulle underlätta att ställa krav på att skrubbevatten ska lämnas i hamn och på så sätt minska det totala utsläppen av farliga ämnen.

Förslaget om ett nationellt förbud mot utsläpp av tvättvatten från skrubbrar kan ses som ett särkrav och går utöver internationell reglering. Dock möjliggör den, av IMO nyligen antagna, riktlinje som beskrivs i kapitel 2.1 just den här typen av särkrav. Myndigheterna ser också förslaget som presenteras i denna rapport som en nödvändig åtgärd för att Sverige, som medlemsstat i EU, ska verka för minskade tillskott av föroreningar i havet. Då utsläpp från skrubbrar, som presenterats i denna rapport, bidrar till utsläpp av farliga ämnen till den marina miljön.

Myndigheterna ser dessutom gärna ett fortsatt arbete för att få till en internationell reglering, åtminstone i svenskt närområde, både för att bidra till minskade utsläpp även utanför svenskt inre vatten och för att skapa en jämn spelplan för rederier som trafikerar svenskt inre vatten. Det finns ett behov av att minska miljöpåverkan i kustnära områden i Sverige. Men det finns också ett behov av att minska miljöpåverkan i hela Östersjön. IMO riktlinjen kan möjliggöra att behovet och möjligheterna för restriktioner eller förbud i hela, eller delar, av Östersjön utreds genom ett samarbete inom Helcom.

Referenser

Andersson, K., Jeong, B., & Jang, H. (2020). Life cycle and cost assessment of a marine scrubber installation. *Journal of International Maritime Safety, Environmental Affairs, and Shipping*, 4(4), 162-176.

Boer, E.d., Hoen, M. (2015). *Scrubbers – An economic and ecological assessment*. <https://www.nabu.de/downloads/150312-Scrubbers.pdf> (Hämtad 2021-12-21)

DNV (u.å.). *Scrubber statistics*. <https://afi.dnv.com/Statistics?repId=2> (Hämtad 2022-03-31)

Fatola, O. I., Olaolorun, F. A., Olopade, F. E., & Olopade, J. O. (2019). Trends in vanadium neurotoxicity. *Brain research bulletin*, 145, 75-80.

Göteborgs hamn (u.å.). *Avfall*. <https://www.goteborgshamn.se/maritimt/avfall/> (Hämtad 2022-04-06)

Hassellöv, I-M., Lunde Hermansson, A., Ytreberg, E. (2020). *Current knowledge on impact on the marine environment of large-scale use of Exhaust Gas Cleaning Systems (Scrubbers) in Swedish waters*. https://www.transportstyrelsen.se/globalassets/global/publikationer/sjofart/rappport-ru-skrubbrar_d_fl_slutlig_093016.32_med_bilagor.pdf (Hämtad 2022-03-09)

Havsmiljöinstitutet (2017). *Åtgärder för att minska sjöfartens påverkan på havsmiljön*. Havsmiljöinstitutets rapport 2017:2. https://havsmiljoinstitutet.se/digitalAssets/1618/1618029_hmi_atgarder_sjofart_utskrift_small.pdf (Hämtad 2022-05-11)

Havs- och vattenmyndigheten (2021). *Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Åtgärdsprogram för havsmiljön 2022–2027 enligt havsmiljöförordningen*. Rapport 2021:20. <https://www.havochvatten.se/download/18.3ab3bb5417e137738649b9cb/1647952480467/rappport-2021-20-atgardsprogram-for-havsmiljon-2022-2027-enligt-havsmiljoforordningen.pdf> (Hämtad 2022-04-28)

Havs- och vattenmyndigheten (2019). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten*. HVMFS 2019:25.

Havs- och vattenmyndigheten (2018). *Marin strategi för Nordsjön och Östersjön 2018 - 2023, Bedömning av miljö tillstånd och socioekonomisk analys*. Rapport nr: 2018:27.1. <https://www.havochvatten.se/download/18.5b07be29168ba461a9846f4a/15>

[49542287388/rapport-2018-27-marin-strategi-for-nordsjon-och-ostersjon-2018-2023.pdf](#) (Hämtad 2022-04-28)

Havs- och vattenmyndigheten och Transportstyrelsen (2020). *Rapport – Uppdrag att ta fram underlag om utsläpp av tvättvatten från skrubbrar på fartyg.*

https://www.transportstyrelsen.se/globalassets/global/publikationer/sjofart/rappport-ru-skrubbrar_d_fl_slutlig_093016.32_med_bilagor.pdf (Hämtad 2021-12-20)

Helcom (2021). *Baltic Sea Action Plan. 2021 update.*

<https://helcom.fi/media/publications/Baltic-Sea-Action-Plan-2021-update.pdf> (Hämtad 2022-05-18)

Infrastrukturdepartementet (2021). *Uppdrag att komplettera tidigare redovisning om utsläpp av tvättvatten från skrubbrar på fartyg.* I2021/02730.

<https://www.regeringen.se/regeringsuppdrag/2021/10/uppdrag-att-komplettera-tidigare-redovisning-om-utslapp-av-tvattvatten-fran-skrubbrar-pa-fartyg/> (Hämtad 2022-01-15)

Infrastrukturdepartementet (2019). *Uppdrag att ta fram underlag om utsläpp av tvättvatten från skrubbrar på fartyg.* I2019/03417/TM.

Jalkanen, J-P., Johansson, L., Majamäki, E. (2021). Discharges to the sea from Baltic Sea shipping in 2006 - 2020. *Maritime* 21-2021, 11-4.

<https://portal.helcom.fi/meetings/MARITIME%2021-2021-939/MeetingDocuments/11-4%20Discharges%20into%20the%20sea%20from%20shipping%20in%20the%20Baltic%20Sea%20area%20in%202006%20-%202020.pdf> (Hämtad 2022-03-02)

Jalkanen, J-P., Johansson, L. (2019). Discharges to the sea from Baltic Sea shipping in 2006 - 2018. *Maritime* 19-2019, 11-4.

<https://portal.helcom.fi/meetings/MARITIME%2019-2019-582/MeetingDocuments/13-4%20Discharges%20to%20the%20sea%20from%20Baltic%20Sea%20shipping%20in%202006-2018.pdf> (Hämtad 2022-05-18)

Koucky & Partners AB (2016). *Sjöfartens energianvändning . Hinder och möjligheter för omställning till fossilfrihet.* IVL Rapport C 257.

<https://www.ivl.se/download/18.694ca0617a1de98f473a26/1628417466226/FULLTEXT01.pdf> (Hämtad 2022-03-02)

Länsstyrelsen Västernorrland (2015). Förvaltningsplan 2016-2021 - Bottenhavets vattendistrikt. 537-9060-15.

<https://www.vattenmyndigheterna.se/tjanster/publikationer/2016/forvaltning-splan-2016-2021-bottenhavets-vattendistrikt.html> (Hämtad 2022-05-01)

Länsstyrelsen Västra Götaland (2015). Förvaltningsplan 2016-2021 - Västerhavets vattendistrikt. 537-34925-2014.

<https://www.vattenmyndigheterna.se/tjanster/publikationer/2016/forvaltning-splan-2016-2021-vasterhavets-vattendistrikt.html> (Hämtad 2022-05-01)

Länsstyrelsen Kalmar (2020). Förvaltningsplan för vatten 2021–2027, Södra Östersjöns vattendistrikt. 537-9478-2020.

<https://www.vattenmyndigheterna.se/download/18.5df150191754f287d9176f0/1607351460351/F%C3%B6rslag%20till%20F%C3%B6rvaltningsplan%202021-2027%20S%C3%B6dra%20%C3%96stersj%C3%B6n.pdf> (Hämtad 2022-05-01)

Länsstyrelsen Kalmar. 2016. Åtgärdsprogram 2016-2021 - Åtgärder riktade till myndigheter och kommuner samt konsekvensanalys. 537-9357-16.

Marine Methanol (u.å.). *Fuel price comparison*.

<http://marinemethanol.com/?nav=meohp> (Hämtad 2022-05-09)

The Maritime Executive (2017). *Switching Between High and Low Sulfur Fuels*. <https://www.maritime-executive.com/blog/switching-between-high-and-low-sulfur-fuels> (Hämtad 2022-05-11)

Offshore Energy (2015). *Gard: Switch to Low Sulphur Fuel Prior to Entering ECA*. <https://www.offshore-energy.biz/gard-switch-to-low-sulphur-fuel-prior-to-entering-eca/> (Hämtad 2022-05-11)

Osipova, L., Georgeff, E., Comer, B. (2021). *Global scrubber washwater discharges under IMO's 2020 fuel sulphur limit*.

<https://theicct.org/sites/default/files/publications/scrubber-discharges-Apr2021.pdf> (Hämtad 2021-12-20)

Panasiuk, I., & Turkina, L. (2015). The evaluation of investments efficiency of SOx scrubber installation. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 40, 87-96.

PetroPort (u.å.). *Harbour regulations 2020*. http://www.petroport.se/wp-content/uploads/2019/11/PetroPort-Harbour-Regulations-2016_v8-nov-2019-1.pdf (Hämtad 2022-03-02)

Safety4sea (2016). *How a vessel switches to low sulphur fuel when entering ECAs*. <https://safety4sea.com/how-a-vessel-switches-to-low-sulfur-fuel-when-entering-ecas/> (Hämtad 2022-05-11)

Schiffer, S., & Liber, K. (2017). Estimation of vanadium water quality benchmarks for the protection of aquatic life with relevance to the Athabasca Oil Sands region using species sensitivity distributions. *Environmental toxicology and chemistry*, 36(11), 3034-3044.

Ship and bunker (2020). *Converting an Open-Loop Scrubber to a Hybrid is "Simple": Yara Marine*. <https://shipandbunker.com/news/world/123654-converting-an-open-loop-scrubber-to-a-hybrid-is-simple-yara-marine> (Hämtad 2022-05-06)

Teuchies, J., Cox, T. J., Van Itterbeeck, K., Meysman, F. J., & Blust, R. (2020). The impact of scrubber discharge on the water quality in estuaries and ports. *Environmental Sciences Europe*, 32(1), 1-11.

Thor, P., Granberg, M. E., Winnes, H., & Magnusson, K. (2021). Severe toxic effects on pelagic copepods from maritime exhaust gas scrubber effluents. *Environmental science & technology*, 55(9), 5826-5835.

Trafikanalys (2019). *Växthusgasutsläpp från internationell sjötrafik*. PM 2019:10. https://www.trafa.se/globalassets/pm/2019/pm-2019_10-vaxthusgasutslapp-fran-internationell-sjotrafik.pdf (Hämtad 2022-05-10)

Transportstyrelsen (2019). *Hamntjänster i svenska TEN-hamnar*. <https://www.transportstyrelsen.se/globalassets/global/publikationer/marknadsovervakning/hamntjanster-i-svenska-hamnar.pdf> (Hämtad 2022-04-25)

Tulcan, R. X. S., Ouyang, W., Lin, C., He, M., & Wang, B. (2021). Vanadium pollution and health risks in marine ecosystems: Anthropogenic sources over natural contributions. *Water Research*, 207, 117838.

Ytreberg, E., Åström, S., & Fridell, E. (2021). Valuating environmental impacts from ship emissions—The marine perspective. *Journal of Environmental Management*, 282, 111958.

Bilaga 1. Övriga alternativ

I denna bilaga beskrivs de alternativ som inte bedöms som genomförbara för att uppnå målet med regleringen, se diskussion i kapitel 4.

6.1 Författningsändringar för övriga förslag

Förbud mot utsläpp av tvättvatten (och avtappningsvatten) om det överskrider vissa gränsvärden i Sveriges inre vatten, alternativt vatten som omfattas av vattenförvaltningsförordningen

Förslag till förordning om ändring i förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg

Härigenom föreskrivs i fråga om förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg att det ska införas en ny paragraf, 2 kap. 33 §, och närmast före en ny rubrik av följande lydelse.

Nuvarande lydelse

Föreslagen lydelse

2 kap.

Förbud mot utsläpp från avgasreningssystem

33 §

Fartyg får inte släppa ut tvättvatten (alternativ: och avtappningsvatten) från avgasreningssystem som används som metod för att minska utsläpp av svaveldioxid till luft enligt 24 § svavelförordningen (2014:509) inom svenskt inre vatten (alternativ: svenskt inre vatten och kustvatten ut till en nautisk mil räknat från baslinjerna enligt lagen (2017:1272) om Sveriges sjöterritorium och maritima zoner) om vattnet innehåller högre halter av ett eller flera av de ämnen som anges i tabellen i fjärde stycket.

Med tvättvatten avses ett medel som har använts för rengöring av avgaser för att reducera svavel-oxider i dessa.

(alternativ: Med avtappningsvatten avses en vattenlösning som separeras från

tvättvattnet från ett avgasrenings-system som opereras i stängt läge.)

I tabellen anges de halter av olika skadliga ämnen som inte får överskridas.

Arsenik	? µg/L
Bly	? µg/L
Kadmium	? µg/L
Koppar	? µg/L
Krom	? µg/L
Kvicksilver	? µg/L
Nickel	? µg/L
Vanadin	? µg/L
Zink	? µg/L
Antracen	? µg/L
Fenantren	? µg/L
Fluoranten	? µg/L
Benso(a)pyren	? µg/L
Benso(b)fluoranten	? µg/L
Benso(k)fluoranten	? µg/L
Benso(g,h,i)perylene	? µg/L
Indeno(1,2,3-cd)pyren	? µg/L
Dibenso(a,h)antracen	? µg/L

1. Denna förordning träder i kraft den xx.

(Alternativ: 2. Vad gäller utsläpp av avtappningsvatten från fartyg som vid ikraftträdandet har en avgasreningsutrustning installerad med ett slutet system eller ett hybridssystem och där uppsamling av avtappningsvattnet inte är möjlig, ska 2 kap. 33 § tillämpas fr.o.m. den xx (3–6 år efter ikraftträdandedatumet i punkt 1).)

Förslag till förordning om ändring i svavelförordningen (2014:509)

Härigenom föreskrivs i fråga om svavelförordningen (2014:509) att 27 § ska ha följande lydelse.

Nuvarande lydelse

Föreslagen lydelse
27 §

Förbud avseende utsläpp av tvättvatten (alternativ: och avtappningsvatten) från avgasreningssystem som avses

i 24 § finns i 2 kap. 33 § förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg.

När ett avgasreningssystem används som innebär att rökgasen tvättas, får tvättvattnet släppas ut i havet endast om det kan visas att tvättvattnet inte har någon betydande effekt på och inte utgör någon risk för människors hälsa eller miljön. Detta gäller även utsläpp i havet som görs i skyddade hamnar eller flodmynningar.

Fartyg som inte omfattas av utsläppsförbud enligt 2 kap. 33 § förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg får släppa ut tvättvatten i havet endast om det kan visas att tvättvattnet inte har någon betydande effekt på och inte utgör någon risk för människors hälsa eller miljön. Detta gäller även utsläpp i havet som görs i skyddade hamnar eller flodmynningar.

Denna förordning träder i kraft den xx.

Totalt utsläppsförbud av tvättvatten (och avtappningsvatten) i delar av Sveriges inre vatten, till exempel hamnar

Förslag till förordning om ändring i förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg

Härigenom föreskrivs i fråga om förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg att det ska införas en ny paragraf, 2 kap. 33 §, och närmast före en ny rubrik av följande lydelse.

Nuvarande lydelse

Föreslagen lydelse

2 kap.

Förbud mot utsläpp från avgasreningssystem

33 §

Fartyg får inte släppa ut tvättvatten (alternativ: och avtappningsvatten) från avgasreningssystem som används som metod för att minska utsläpp av svaveldioxid till luft enligt 24 § svavelförordningen (2014:509) inom ett vattenområde som tillhör en svensk hamn.

Med tvättvatten avses ett medel som har använts för rengöring av avgaser för att reducera svaveloxider i dessa.

(alternativ: Med avtappningsvatten avses en vattenlösning som separeras från tvättvattnet från ett avgasreningsystem som opereras i stängt läge.)

1. Denna förordning träder i kraft den xx.

(alternativ: 2. Vad gäller utsläpp av avtappningsvatten från fartyg som vid ikraftträdandet har en avgasreningsutrustning installerad med ett slutet system eller ett hybridsystem och där uppsamling av avtappningsvattnet inte är möjlig, ska 2 kap. 33 § tillämpas fr.o.m. den xx (3–6 år efter ikraftträdandedatumet i punkt 1).)

2.

Förslag till förordning om ändring i svavelförordningen (2014:509)

Härigenom föreskrivs i fråga om svavelförordningen (2014:509) att 27 § ska ha följande lydelse.

Nuvarande lydelse

Föreslagen lydelse
27 §

Förbud avseende utsläpp av tvättvatten (och avtappningsvatten) från avgasreningsystem som avses i 24 § finns i 2 kap. 33 § förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg.

När ett avgasreningsystem används som innebär att rökgasen tvättas, får tvättvattnet släppas ut i havet endast om det kan visas att tvättvattnet inte har någon betydande effekt på och inte utgör någon risk för människors hälsa eller miljön. Detta gäller även utsläpp i havet som görs i skyddade hamnar eller flodmynningar.

I vattenområden som inte omfattas av utsläppsförbud enligt 2 kap. 33 § förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg får tvättvattnet släppas ut i havet endast om det kan visas att tvättvattnet inte har någon betydande effekt på och inte utgör någon risk för människors hälsa eller miljön. Detta gäller även utsläpp i havet som görs i flodmynningar.

Denna förordning träder i kraft den xx.

Förbud mot utsläpp av tvättvatten (och avtappningsvatten) om det överskrider vissa gränsvärden i delar av Sveriges inre vatten, till exempel hamnar

Förslag till förordning om ändring i förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg

Härigenom föreskrivs i fråga om förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg att det ska införas en ny paragraf, 2 kap. 33 §, och närmast före en ny rubrik av följande lydelse.

Nuvarande lydelse

Föreslagen lydelse

2 kap.***Förbud mot utsläpp från avgasreningssystem*****33 §**

Fartyg får inte släppa ut tvättvatten (alternativ: och avtappningsvatten) från avgasreningssystem som används som metod för att minska utsläpp av svaveldioxid till luft enligt 24 § svavelförordningen (2014:509) inom ett vattenområde som tillhör en svensk hamn om vattnet innehåller högre halter av ett eller flera av de ämnen som anges i tabellen i fjärde stycket.

Med tvättvatten avses ett medel som har använts för rengöring av avgaser för att reducera svavel-oxider i dessa. (alternativ: Med avtappningsvatten avses en vattenlösning som separeras från tvättvattnet från ett avgasreningssystem som opereras i stängt läge.

I tabellen anges de halter av olika skadliga ämnen som inte får överskridas.)

<i>Arsenik</i>	<i>? µg/L</i>
<i>Bly</i>	<i>? µg/L</i>
<i>Kadmium</i>	<i>? µg/L</i>
<i>Koppar</i>	<i>? µg/L</i>

<i>Krom</i>	? µg/L
<i>Kvicksilver</i>	? µg/L
<i>Nickel</i>	? µg/L
<i>Vanadin</i>	? µg/L
<i>Zink</i>	? µg/L
<i>Antracen</i>	? µg/L
<i>Fenantren</i>	? µg/L
<i>Fluoranten</i>	? µg/L
<i>Benso(a)pyren</i>	? µg/L
<i>Benso(b)fluoranten</i>	? µg/L
<i>Benso(k)fluoranten</i>	? µg/L
<i>Benso(g,h,i)perylene</i>	? µg/L
<i>Indeno(1,2,3-cd)perylene</i>	? µg/L
<i>Dibenso(a,h)antracen</i>	? µg/L

1. Denna förordning träder i kraft den xx.
(alternativ: 2. Vad gäller utsläpp av avtappningsvatten från fartyg som vid ikraftträdandet har en avgasreningsutrustning installerad med ett slutet system eller ett hybridsystem och där uppsamling av avtappningsvattnet inte är möjlig, ska 2 kap. 33 § tillämpas fr.o.m. den xx (3 år efter ikraftträdandedatumet i punkt 1).)

Förslag till förordning om ändring i svavelförordningen (2014:509)

Härigenom föreskrivs i fråga om svavelförordningen (2014:509) att 27 § ska ha följande lydelse.

Nuvarande lydelse

Föreslagen lydelse

27 §

Förbud avseende utsläpp av tvättvatten (och avtappningsvatten) från avgasreningsystem som avses i 24 § finns i 2 kap. 33 § förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg.

När ett avgasreningsystem används som innebär att rökgasen tvättas, får tvättvattnet släppas ut i havet endast om det kan visas att tvättvattnet inte har någon betydande effekt på och inte utgör någon risk för människors hälsa eller miljön. Detta gäller även

Fartyg som inte omfattas av utsläppsförbud enligt 2 kap. 33 § förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening endast om det kan visas att tvättvattnet inte har någon

utsläpp i havet som görs i skyddade hamnar eller flodmynningar.

betydande effekt på och inte utgör någon risk för människors hälsa eller miljön. Detta gäller även utsläpp i havet som görs i skyddade hamnar eller flodmynningar.

Denna förordning träder i kraft den xx.

6.2 Konsekvenser för övriga förslag

I kapitel 5 beskrevs konsekvenserna för det första alternativet och i kapitel 4.4 beskrivs konsekvenserna väldigt kortfattat för övriga alternativ och varför de inte anses vara optimala. Nedan följer en sammanfattning av konsekvenserna för alternativ två, tre och fyra där dessa skiljer sig från alternativ ett.

6.2.1 Alternativ 2. Förbud mot att släppa ut tvättvatten (och avtappningsvatten) om det överskrider vissa gränsvärden i Sveriges inre vatten, alternativt vatten som omfattas av vattenförvaltningsförordningen

Att beskriva omfattningen på konsekvenserna för de alternativen som omfattar förbud mot att släppa ut skrubbevatten om det överskrider vissa gränsvärden är problematiskt utan att ha gränsvärden att förhålla sig till. Konsekvensernas storlek och vilka som berörs bedöms kunna variera beroende på vilka gränsvärden som används. Som tidigare nämnts finns idag inte kunskap eller möjlighet att sätta gränsvärden som i sin tur skulle kunna ge största möjliga nytta för samhället. Det gör det svårt att beskriva konsekvenserna för dessa förslag mer än övergripande och i relation till alternativ ett, ett totalt utsläppsförbud av skrubbevatten i delar av Sveriges inre vatten, som beskrivs mer utförligt i kapitel 5. Det saknas också tillräcklig kunskap om hur de farliga ämnena påverkar varandra den så kallade cocktaileffekten, vilket även har betydelse när gränsvärden ska sättas. Även tillsynsperspektivet för att kontrollera efterlevnaden av en sådan reglering är problematiskt.

Konsekvenserna som beskrivs nedan utgår från att färre fartyg med skrubber installerad skulle omfattas om ett förbud mot utsläpp av skrubbevatten skulle baseras på gränsvärden för vattnet än alternativ ett. Hur rimligt detta antagande är går inte att avgöra utan att ha ett gränsvärde att förhålla sig till. Det är möjligt att om rätt kunskap skulle finnas för att sätta gränsvärden skulle trots allt samma fartyg omfattas som i alternativ ett och därmed skulle de berörda i stort sett vara detsamma som beskrivits i kapitlet 5. Storleken på konsekvenserna skulle dock kunna skilja beroende på om förbudet skulle införas på delar eller hela det svenska inre vattnet.

Beroende på vilken nivå gränsvärdena skulle sättas till är det möjligt att färre redare skulle omfattas av ett sådant förslag än alternativ ett. Till exempel är det möjligt att vissa skrubbrar skulle kunna fortsätta användas om utsläppens nivå av farliga ämnen låg under gränsvärdena. Hur sannolikt detta är och hur många som skulle beröras går inte att svara på utan att ha ett referensvärde att förhålla sig till. Om färre fartyg skulle omfattas skulle det kunna leda till mindre konsekvenser för hela rederibranschen, men för vissa enskilda rederier vars utsläpp från fartyg med skrubber inte når under gränsvärdena skulle konsekvenserna kunna vara lika stora som beskrivet i kapitel 5 eller möjligtvis också större sett ur ett konkurrensperspektiv om färre skulle omfattas.

Om färre redare skulle omfattas skulle också eventuella konsekvenser för tjänsteföretag kopplat till redare, såsom bränsleleverantörer, varv och hamnar, bli mindre. Även påverkan på skrubbertillverkare skulle kunna vara mindre jämfört med alternativ ett om fler skrubbrar skulle kunna användas. Det är också möjligt att ett förbud som baseras på gränsvärden skulle kunna leda till incitament att utveckla reningstekniken i skrubbrarna för att nivån av farliga ämnen skulle understiga gränsvärdena. Det är svårt att uppskatta sannolikheten att en svensk regel skulle leda till omfattande teknikutveckling. Dock går det inte att utesluta att ett svenskt förslag kan leda till att andra länder också inför regler med gränsvärden vilket i sin tur kan öka incitamenten för teknikutveckling utöver redan befintliga.

Om gränsvärden skulle innebära att färre omfattades skulle det sannolikt leda till att miljöbelastningen inte minskar i lika stor omfattning som i förslaget i kapitel 4, vilket gör Sveriges möjligheter att nå god ekologisk och kemisk status sämre än i det förslag som presenteras i kapitel 4. Det i sin tur kan ge större negativa effekter på individer sett till miljöpåverkan å ena sidan. Individer kan å andra sidan få en mindre påverkan sett till transportpriser och tillgänglighet.

Det är möjligt att påverkan på Transportstyrelsen skulle bli större av att införa gränsvärdena sett till att införa förslaget i kapitel 4. Det finns vissa svårigheter kopplade till att tillsyna efterlevnaden av ett förbud mot utsläpp av skrubbevatten över vissa gränsvärden. Det är också möjligt att kostnaden för tillsynen skulle öka för att kunna fastställa innehållet i utsläppen jämfört med ett totalförbud.

I övrigt förväntas inte konsekvenserna för andra myndigheter och regioner påverkas av detta förslag jämfört med förslaget i kapitel 4. De kommuner som har kommunala hamnar kan antas påverkas på liknande sätt som övriga hamnar.

6.2.2 Alternativ 3. Totalt utsläppsförbud av tvättvatten (och avtappningsvatten) i delar av Sveriges inre vatten, till exempel hamnar

Att införa ett totalt utsläppsförbud av (och avtappningsvatten) i delar av Sveriges inre vatten, till exempel hamnar, skulle i stort troligtvis ge liknande konsekvenser som de som beskrivs i kapitel 5. De berörda kan i stort antas vara desamma eftersom själva förbudet omfattar samma typ av utsläpp om än på en mindre geografisk yta. Men vissa av konsekvensernas omfattning kan antas ha en annan storlek på grund av att den geografiska omfattningen är mindre om förslaget enbart omfattar delar av det svenska vattnet. Sett till konsekvensernas storlek är de i vissa fall troligtvis större och i andra fall mindre.

För redare som trafikerar svenska hamnar med skrubbrar kan incitamenten att modifiera en skrubber som inte skulle kunna användas i befintligt skick kunna minska när alternativkostnaden, i det här fallet att byta bränsle, blir mindre jämfört med den för det valda alternativet. Detta eftersom en ökad bränslekostnad blir mindre men investeringskostnaden för att modifiera sin skrubber är densamma om förbudet istället hade införts på hela det svenska inre vattnet. Detta kan innebära att redarna byter bränsle i hamnområden men i övrigt väljer att fortsätta använda skrubbern i befintligt skick i Östersjön istället för att modifiera om skrubbern.

Det i sin tur skulle möjligtvis leda till mindre påverkan på varv och skrubbertillverkare sett till minskad efterfråga på modifiering av skrubber jämfört med konsekvenserna som beskrivs i kapitel 5.

Hamnar skulle också kunna få en minskad påverkan eftersom behovet av att lämna avfall i hamn skulle bli mindre då förbudsområdet är mindre.

För individer skulle ett totalförbud på delar av svensk inre vatten möjligtvis kunna leda till minskad påverkan på transportpriser och tillgänglighet om redares kostnader inte ökar i samma omfattning som det valda alternativet. Dock är det rimligt att anta att för de redare där alternativet att modifiera sin skrubber är det mest ekonomiskt lönsamma kommer troligtvis påverkan bli detsamma vilket också skulle leda till en liknande påverkan på transportpriser och tillgänglighet som för det valda alternativet. Eftersom miljöbelastningen inte kan antas minska i samma utsträckning som för det valda alternativet går det att anta att den positiva miljöförbättringen som individer kan åtnjuta är mindre om förbudet bara gäller på delar av svenskt inre vatten jämfört med det valda alternativet.

Ett förbud på ett mindre geografiskt område skulle leda till att utsläppen av skrubbervatten inte minskar i samma utsträckning som beskrivs i kapitel 5. Det skulle leda till minskad miljönytta och ökade miljökostnader framöver

jämfört med det valda alternativet, vilket i sin tur skulle göra det svårare att bidra till att uppnå god miljöstatus och Sveriges miljö kvalitetsmål.

De redare som kommer att välja att byta bränsle kan i och med en mindre geografisk yta kunna byta bränsle närmare den svenska kusten och de hamnar som har en lång sträcka in till hamn på svenskt vatten är det möjligt att fler bränslebyten kommer att ske på svenskt vatten jämfört med idag. Det kan möjligtvis leda till en ökad säkerhetsrisk i svenska farleder på grund av bränslebytet, se mer i avsnitt 2.4 om bränslebyten. Det är också möjligt att den positiva effekten av att bränslebytet behöver ske i god tid innan förbudsområdet blir mindre om punkten där bränslebytet behöver inledas är närmare den svenska kusten och möjligtvis även inom svenskt inre vatten. En viktig aspekt som behöver lyftas är risken med att byta bränsle. Om bränslebytet sker längre in i farleden, nära ett hamnområde, finns det viss risk till kollision om fartyget tappar styrförmågan under en tid. Även om risken till kollision är liten så är troligtvis konsekvenserna av en eventuell olycka betydligt större och skulle kunna påverka tillgängligheten i en farled, också tillgängligheten till en hamn men också leda till allvarlig miljöpåverkan beroende på typ av fartyg och hur omfattande olyckan blir. Således är det inte möjligt att göra några beräkningar som visar på vad en eventuell kollision skulle kosta samhället i stort men det är viktigt att ha olycksrisken i åtanke när olika alternativ övervägs.

Dessutom har det i samtal med branschaktörer framkommit att det är relativt vanligt att inte använda skrubbern i hamn utan istället använda ett annat bränsle. Det gör att effekten av att begränsa det geografiska området till enbart hamnar kan antas vara liten för att minska den totala miljöbelastningen och att det kanske framförallt då handlar om minskat utsläpp av skrubbevatten när fartyget går in och ut ur hamnen och inte nödvändigtvis när fartyget ligger i hamn.

6.2.3 Alternativ 4. Förbud mot att släppa ut tvättvatten (och avtappningsvatten) om det överskrider vissa gränsvärden i delar av Sveriges inre vatten, till exempel hamnar

Om gränsvärden endast skulle omfatta delar av svenskt inre vatten såsom hamnar skulle den negativa påverkan på rederier bli än mindre jämfört med om förslaget skulle omfatta hela det svenska inre vattnet, alternativ 3 som presenteras i 7.2.2. Dock skulle den minskade miljöbelastningen troligtvis bli än mindre jämfört med övriga alternativ.

Dessutom finns det en risk vid en avgränsning av vattenområde att rederierna, likt i alternativ 3 väljer att göra sina utsläpp precis utanför hamn så att effekten endast nås precis i hamnområdet och att byta av bränsle sker nära in på hamnområdet vilket kan riskera säkerheten.

Samma sak för detta alternativ gäller som för alternativ 3. De redare som kommer att välja att byta bränsle kan i och med en mindre geografisk yta byta bränsle närmare den svenska kusten och de hamnar som har en lång sträcka in till hamn på svenskt vatten är det möjligt att fler bränslebyten kommer att ske på svenskt vatten jämfört med idag. Det kan möjligtvis leda till en ökad säkerhetsrisk i svenska farleder på grund av bränslebytet men det är också möjligt att den positiva effekten av att bränslebytet behöver ske i god tid innan förbudsområdet blir mindre om punkten där bränslebytet behöver inledas är närmare den svenska kusten och möjligtvis även inom svenskt inre vatten. Effekten av att begränsa det geografiska området till enbart hamnar kan antas vara liten för att minska den totala miljöbelastningen. Även i detta alternativ är det relevant att ha med olycksrisken vid bränslebytet enligt samma resonemang som beskrivet i alternativ tre ovan.

Bilaga 2. Juridiska överväganden och författningskommentarer

Överväganden

Var bestämmelse ska föras in

Förslag

Bestämmelser om förbud mot att släppa ut skrubbevatten, förs in under en ny rubrik i slutet av 2 kap. förordningen om åtgärder mot förorening från fartyg.

Enligt 2 kap. 3 § lagen om åtgärder mot förorening från fartyg får regeringen eller den myndighet som regeringen utser meddela föreskrifter om förbud mot utsläpp från fartyg av andra skadliga ämnen än olja. I 1 kap. 2 § 3 st förordningen om åtgärder mot förorening från fartyg bemyndigas Transportstyrelsen att meddela sådana föreskrifter som avses i 2 kap. 3 § lagen avseende förbud mot utsläpp av andra skadliga ämnen än skadliga flytande ämnen i bulk. Skrubbertvättvattnet som sådant utgör inte ett ämne, utan är en blandning som består av flera skadliga ämnen (till exempel svaveloxider, kväveoxider, metaller och organiska föreningar såsom PAH:er) som, både tillsammans och var och ett för sig, innebär risker för människors hälsa eller är skadliga för den marina faunan eller floran. Som framgår av kapitel 4 i rapporten, och med de skäl som anges där, bedöms bestämmelserna om utsläppsförbud lämpligast föras in i förordningen.

För alla författningsförslag bedöms att det kapitel i förordningen om åtgärder mot förorening från fartyg som är den naturliga platsen för en bestämmelse om utsläppsförbud är kapitel 2 som har rubriken ”Förbud mot förorening från fartyg”. Därför föreslås det föras in en ny bestämmelse i slutet av 2 kap. under en ny rubrik som anger att det handlar om ”Förbud mot utsläpp av skrubbevatten från avgasreningssystem”. Underrubriken bedöms kunna vara densamma oavsett det faktum att själva bestämmelsen sedan reglerar utsläpp på olika sätt.

Tydligt angivande av vad som omfattas av utsläppsförbud

Förslag

Det anges tydligt i de föreslagna utsläppsbestämmelserna i förordningen om åtgärder mot förorening från fartyg att det som regleras är tvättvatten och avtappningsvatten från avgasreningssystem som används som metod för att minska utsläpp av svaveldioxid till luft enligt 24 § svavelförordningen (2014:509). Vidare anges vad som avses med tvättvatten respektive avtappningsvatten.

Avgasreningssystem finns inte endast vad gäller att rena avgaser från svaveldioxid. För att det ska vara tydligt vilken typ av avgasreningssystem som regleras föreslås därför att det anges att det är sådana avgasreningssystem som används som metod för att minska utsläpp av svaveldioxid till luft enligt 24 § svavelförordningen.

Eftersom tvättvatten enligt definitionen i 2021 Guidelines for Exhaust Gas Cleaning Systems (resolution MEPC.340(77)) inte omfattar så kallat "bleed-off water" utformas utsläppsförbudet så att det gäller både tvättvatten och avtappningsvatten. Det senare uppstår från stängda system samt från hybridsystem som opererar i stängt läge. Avtappningsvatten är en svensk översättning av "bleed-off water" som återfinns i EU:s direktiv 2019/883.

För att det inte ska vara några tveksamheter om vad tvättvatten respektive avtappningsvatten är, föreslås att innebörden av dessa båda begrepp tydligt anges. Förtydligandena i fråga om tvättvatten och avtappningsvatten är i enlighet med definitionerna i 2021 Guidelines for Exhaust Gas Cleaning Systems (resolution MEPC.340(77)).

Avgränsning av vattenområdet som regleras

Förslag

I regleringsalternativ 1 och 2 avgränsas de två alternativa områdena som ska omfattas av utsläppsbestämmelsen som "svenskt inre vatten" respektive "svenskt inre vatten och kustvatten ut till en nautisk mil räknat från baslinjerna enligt lagen (2017:1272) om Sveriges sjöterritorium och maritima zoner".

I regleringsalternativ 3 och 4 avgränsas det område som regleras till "vattenområde som tillhör en svensk hamn".

Förslagen till regleringsalternativ 1 och 2 avser två alternativa vattenområden: svenskt inre vatten respektive vatten som omfattas av miljö kvalitetsnormer enligt vattenförvaltnings-förordningen. Det är endast en marginell geografisk skillnad mellan de båda alternativen, då det senare alternativet sträcker sig något längre ut från den svenska kusten. Sveriges inre vatten utgörs av alla vattenområden på land och i havet som finns innanför baslinjerna, vilka är fastställda i lagen (2017:1272) om Sveriges sjöterritorium och maritima zoner. Detta är allmänt vedertaget varför bedömning görs att någon definition eller hänvisning inte behöver införas. Detta är även i linje med användningen av begreppet "inre vatten" i svavelförordningen, där det varken har en definition eller finns en hänvisning till relevant lagstiftning.

Som alternativ har angetts att istället för att avgränsa utsläppsförbudet till att gälla inom svenskt inre vatten, kan vatten som omfattas av miljö kvalitetsnormer enligt vattenförvaltningsförordningen utgöra det område inom vilket

utsläppsbestämmelsen ska gälla. Miljökvalitetsnormer enligt vattenförvaltningsförordningen beslutas av vattenmyndigheterna för ytvattenförekomster i respektive vattendistrikt. I 1 kap. 3 § vattenförvaltningsförordningen definieras ytvattenförekomst som en avgränsad och betydande förekomst av ytvatten såsom till exempel en sjö, en å, älv eller kanal, ett vatten i övergångszon eller ett kustvattenområde. I samma bestämmelse definieras kustvatten som vatten som finns från kusten till de särskilda avgränsnings-linjerna en nautisk mil räknat från baslinjerna enligt lagen (2017:1272) om Sveriges sjöterritorium och maritima zoner, undantaget vatten i övergångs-zon och grundvatten. Eftersom det inte är helt tydligt utifrån förordnings-texten i vattenförvaltningsförordningen vilka vattenområden som omfattas av miljökvalitetsnormer, bedöms det inte vara lämpligt att i den förordningsändring som nu föreslås hänvisa till att utsläppsbestämmelsen gäller inom vatten som omfattas av miljökvalitetsnormer enligt vattenförvaltningsförordningen. Istället föreslås att det i förordningstexten anges vilka vattenområden det rör sig om. Detta bedöms underlätta för tillämpningen av bestämmelsen om man skulle välja denna alternativa något mer omfattande avgränsning av vattenområdet.

I förslagen till regleringsalternativ 3 och 4 är det en del av svenskt inre vatten som ska avgränsas för att omfattas av utsläppsbestämmelsen. Eftersom hamn har givits som exempel, görs endast överväganden ifråga om just hamnar. Hamnar består av både mark- och vattenområden. Det finns ingen legaldefinition av vad som utgör en hamns vattenområde, utan det är något som får avgöras för varje enskild hamn. Den generella utgångspunkten bör vara att till en hamns vattenområde hör det vattenområde över vilket hamnverksamheten har rådighet. Förslaget till förordningstext för att avgränsa en hamns vattenområde bedöms avspegla detta.

Bestämmelse om gränsvärden

Förslag

I alternativ 2 och 4 kopplas utsläppsförbudet till att halten av ett antal skadliga ämnen (metaller och polyaromatiska kolväten) inte får överskridas.

I förslag till regleringsalternativ 2 och 4 relateras utsläppen av tvättvattnet till gränsvärden avseende ett antal metaller och polyaromatiska kolväten, s.k. PAH:er, som ska innehållas för att utsläpp ska vara tillåtet.

Skrubbevatten innehåller ett antal skadliga ämnen i form av metaller och PAH:er. Följande metaller och PAH:er bedöms vara lämpliga att ta med i bestämmelsen då dessa är utpekade prioriterade ämnen i prioämnesdirektivet³⁵, som vattendirektivet utgår från vid

³⁵ Europaparlamentets och rådets direktiv 2013/39/EU av den 12 augusti 2013 om ändring av direktiven 2000/60/EG och 2008/105/EG vad gäller prioriterade ämnen på vattenpolitikens område.

statusklassificeringar av vattenförekomster avseende kemisk status, samt ämnen som ingår vid statusbedömning av kustvatten för ekologisk status enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten: kadmium, bly, kvicksilver, nickel, arsenik, krom, koppar, zink, antracen, fluoranten, benso(a)pyren, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(g, h, i)perylene och indeno(1,2,3-cd)pyren. Utöver dessa ämnen är tungmetallen vanadin samt PAH:erna fenantren och dibenso(a, h)antracen inkluderade på grund av det stora tillskott till vattenmiljön som utsläpp av skrubbevatten ger.

Vad gäller att bestämma de exakta värdena som inte får överskridas, görs i detta läge bedömningen att det inte är meningsfullt eftersom det inte är möjligt att med någon precision ange vilka gränsvärden som bör gälla för varje ämne i relation till den skada/försämring på vattenkvaliteten utsläpp av ämnet medför. Förslagen i alternativen 2 och 4 utgör mot denna bakgrund endast ramar för hur en bestämmelse kopplad till gränsvärden skulle kunna utformas.

Övergångsbestämmelse för utsläpp av avtappningsvatten från redan installerade system

Förslag

Det införs en övergångsbestämmelse som innebär att utsläpp av avtappningsvatten från fartyg som vid ikraftträdandet har en avgasreningssystem installerad med ett slutet system eller ett hybridssystem inte träffas av utsläppsförbudet förrän efter 3 år.

Införande av bestämmelser om utsläppsförbud av avloppsvatten från avgasreningssystemen skulle för många fartyg som har valt att installera skrubber enligt de förutsättningar för användning av sådana som har gällt hittills, komma att innebära att investeringen inte lönar sig i den mån fartyget avses trafikera de vatten som skulle omfattas av utsläppsförbud. För att mildra effekterna för fartyg som vid ikraftträdandet har installerade slutna system samt hybridssystem, föreslås en övergångsbestämmelse med innebörden att avtappningsvatten omfattas av utsläppsförbudet först 3 efter ikraftträdandet av förbudet i övrigt. Övergångsbestämmelsen föreslås gälla i de fall där avtappningsvattnet inte kan samlas upp. Genom denna övergångsbestämmelse kan redan installerade stängda system och hybridssystem som opereras i stängt läge, användas i aktuellt vattenområde under en övergångsperiod om 3 år.

Följdändring i svavelförordningen (2014:509)

Förslag

I alla alternativ föreslås att en följdändring införs i 27 § svavelförordningen, dels en hänvisning till den nya utsläppsbestämmelsen i förordningen om åtgärder mot förorening från fartyg och dels en justering så att 27 § svavelförordningen inte reglerar samma vattenområde/utsläpp som omfattas av den nya bestämmelsen i förordningen om åtgärder mot förorening från fartyg.

I 27 § svavelförordningen görs en ansats till att reglera utsläpp av skrubbertvättvatten och avsikten med bestämmelsen får förmodas vara att införliva bilaga II till svaveldirektivet. Dock är bestämmelsen utformad på sådant sätt att den är svårtillämpad och därför tillämpas den inte i praktiken. Om en utsläppsbestämmelse införs i förordningen om åtgärder mot förorening från fartyg bör 27 § svavelförordningen inledas med en hänvisning till den bestämmelsen. Utöver att införa en hänvisning behöver även resterande text i 27 § svavelförordningen justeras för att utesluta att de båda bestämmelserna tillämpas på samma vattenområden eller utsläpp. Detta bedöms krävas trots att utsläppsbestämmelsen i 27 § svavelförordningen saknar praktisk tillämpning, och genom de föreslagna ändringarna kommer svavelförordningens utsläppsbestämmelse att bli sekundär till bestämmelsen i förordningen om åtgärder mot förorening från fartyg.

Efterlevnad: tillsyn och sanktioner

Bedömning

Befintliga bestämmelser om tillsyn och sanktioner bedöms vara tillräckliga för att säkerställa att fartygen efterlever utsläppsbestämmelserna. Några tillkommande bestämmelser avseende tillsyn och sanktioner bedöms därmed inte vara nödvändiga för efterlevnaden av de föreslagna utsläppsbestämmelserna avseende skrubbertvättvatten.

Tillsyn

Tillsynsbestämmelser som gäller föroreningslagstiftningen finns i 6 kap. lagen om åtgärder mot förorening från fartyg och i 6 kap. förordningen om åtgärder mot förorening från fartyg. Transportstyrelsen är den utsedda tillsynsmyndigheten och ska vidta fartygsinspektioner när det anses behövt. Inspektion bör anses vara behövt vid misstanke om att utsläpp av skrubbertvättvatten har skett i strid mot utsläppsbestämmelsen. För att avgöra om ett fartyg som går på högsvavligt bränsle med installerad skrubber har bränsleväxlat, vilket skulle kunna vara aktuellt om det införs ett totalt utsläppsförbud, bör det vara möjligt att finna uppgifter om det i skepps- eller maskindagboken, då denna uppgift tillsammans med fartygets position när bränsleväxlingsprocedur avslutats, ska föras in i den

dagboken³⁶. Om det skulle införas utsläppsförbud kopplat till att vissa gränsvärden inte får överskridas, torde det istället vara aktuellt att ta ett prov av tvättvattnet för analys. Båda dessa tillsynsåtgärder möjliggörs genom 6 kap. 7 § lagen om åtgärder mot förorening från fartyg som anger att den som verkställer en tillsynsförrättning som gäller ett fartyg eller biträder vid en sådan förrättning ska få tillträde till fartyget för att göra nödvändiga undersökningar och ta del av de handlingar i fråga om fartyget som finns ombord. Slutligen, i 7 kap. 4 och 5 §§ lagen om åtgärder mot förorening från fartyg finns bestämmelser om vilka förelägganden och förbud som Transportstyrelsen, såsom tillsynsmyndighet, kan besluta om. Det bedöms mot denna bakgrund inte krävas några särskilda bestämmelser vad gäller tillsyn ifråga om fartygs utsläpp av tvättvatten från avgasreningssystem, utan de befintliga tillsynsbestämmelserna bedöms vara tillräckliga.

Sanktioner

För att säkerställa efterlevnaden krävs, utöver tillsyn, att det finns sanktioner som kan komma att dömas ut i det fall ett fartyg gör ett utsläpp i strid med de föreslagna bestämmelserna. I 10 kap. 1-5 §§ lagen om åtgärder mot förorening från fartyg finns bestämmelser om straffsanktion för olika brott mot föroreningslagstiftningen. Av 10 kap. 1 § framgår att den som uppsåtligt eller av oaktsamhet bryter mot en föreskrift som har meddelats med stöd av 2 kap. 3 § döms till böter eller fängelse i högst två år. Därmed kan det konstateras att brottet att släppa ut tvättvatten i strid mot föreslagna förbud träffas av en straffbestämmelse, och därför utreds inte alternativa sanktioner, som till exempel att införa en administrativ sanktionsavgift, då det inte bedöms vara nödvändigt för att införa de föreslagna utsläppsbestämmelserna. Mot denna bakgrund görs bedömningen att inga ytterligare sanktionsbestämmelser behöver införas.

Författningskommentar

Förslag till förordning om ändring i förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg

2 kap. 33 §

Paragrafen är ny och reglerar förbud mot utsläpp av tvättvatten från avgasreningssystem som används som metod för att minska utsläpp av svaveldioxid till luft.

Första stycket avseende alternativ 1 och 3 innehåller ett s.k. totalt utsläppsförbud, medan alternativ 2 och 4 innehåller ett utsläppsförbud som är kopplat till att vissa gränsvärden av olika skadliga ämnen i utsläppsvattnet inte får överskridas. I de olika alternativen anges inom vilket

³⁶ 13 kap. 35 § 2 st Transportstyrelsens föreskrifter och allmänna råd (TSFS 2010:96) om åtgärder mot förorening från fartyg.

vattenområde som utsläppsförbudet gäller (svenskt inre vatten alternativt svenskt inre vatten och kustvatten ut till en nautisk mil räknat från baslinjerna enligt lagen (2017:1272) om Sveriges sjöterritorium och maritima zoner i alternativ 1 och 2 samt vattenområde som tillhör en svensk hamn i alternativ 3 och 4.

I *andra stycket* finns ett förtydligande av vad som avses med ”tvättvatten”.

I *tredje stycket* (endast alternativ 2 och 4) finns den tabell med olika skadliga ämnen som utsläppsförbuden i första stycket hänvisar till.

Förslag till förordning om ändring i svavelförordningen (2014:509)

27 §

Paragrafen ändras som en följd av införandet av den nya 2 kap. 33 § förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg, så att en hänvisning införs i ett nytt *första stycke* och i *andra stycket* justeras förordningstexten för att utesluta att bestämmelsen tillämpas på samma vattenområden eller utsläpp som den föreslagna 2 kap. 33 § förordningen (1980:789) om åtgärder mot förorening från fartyg.

Bilaga 3. Underlagsrapport Chalmers och IVL

Metal and PAH loads from ships and boats, relative other sources, in the Baltic Sea

Erik Ytreberg^{1*}, Katarina Hansson², Anna Lunde Hermansson¹, Rasmus Parsmo², Ida-Maja Hassellöv¹

¹Chalmers University of Technology, Department of Mechanics and Maritime Sciences, SE 412 96 Gothenburg, Sweden

²IVL, Swedish Environmental Research Institute, P.O. Box 53021, 40014 Gothenburg, Sweden

This report was initiated and funded by the Swedish Agency for Marine and Water Management

Extended summary

The Baltic Sea is recognized as a sensitive natural environment and the brackish conditions result in low biodiversity. The semi-enclosed character and limited water exchange of this inland sea, in combination with its northerly geographic location, imply slow degradation processes and build-up of contaminants. According to the latest integrated contamination status assessment in the Baltic Sea, conducted by HELCOM for the period 2011–2016, all Baltic Sea basins failed to reach good environmental status as defined by the Maritime Strategy Framework Directive (MSFD). The assessment comprises thirteen core indicators including the polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) benzo(a)pyrene, anthracene and fluoranthene and the heavy metals mercury, cadmium, and lead. In addition, copper is proposed to be included as a core indicator in HELCOMs upcoming, third holistic assessment (HOLAS III). To improve the status of the Baltic Sea it is important to understand the links between the pressures of different human activities and how the pressures may lead to a change in environmental state, which subsequently can lead to impacts on marine ecosystems and on human welfare. Two sectors known to emit both PAHs and metals are maritime shipping and leisure boating, but no direct comparison with other natural and anthropogenic sources has been conducted in the Baltic Sea region. The overall aim of this study were to estimate the load of metals and PAHs from shipping and leisure boating, relative other sources, to the Baltic Sea and specifically to: 1) identify the metals and PAHs with the highest load (tonnes/year) from ships and leisure boats to the Baltic Sea and 2) compare these loads to other sources (rivers, atmospheric deposition, and coastal point sources) in order to 3) discuss how maritime shipping and leisure boats can reduce the loads of metals and PAHs to the Baltic Sea.

The compilation of loads was performed on Baltic Sea level (see preprint Ytreberg et al. (2021) <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.34937.19046>) and in the Swedish exclusive economic zone (EEZ), the Swedish territorial water and the Swedish internal water (Appendix 1). Only the Baltic Sea level is considered in the extended summary and the reader is therefore guided to Appendix 1 for loads in Swedish waters.

For maritime shipping, the following direct discharges were included: bilge water, scrubber wash water, greywater, and sewage. Emissions/leakage from antifouling paint were also

included, while discharges from cooling water, hull cleaning and tank cleaning were excluded due to data gaps. For leisure boats, only antifouling paint was included, while sewage, hull cleaning and wet exhaust were excluded due to lack of data.

The highest load of metals from shipping and leisure boats were from Cu, Zn and V. Therefore, these metals were further selected to assess their relative contribution between the different sources. The total annual load of Cu to the Baltic Sea was 1415 tonnes, of which riverine input contributed to 60% of the total input (850 tonnes), while maritime shipping (372 tonnes) and leisure boating (57 tonnes) together accounted for almost one third of the load. The main source of copper from ships and leisure boats was antifouling paint, which accounted for 98% of the total load of Cu from these two sectors. For Zn, the main source from ships and leisure boats was also antifouling paint (119 tonnes annually) and accounted for 86% of the total load of Zn from these two sectors. However, in comparison with other sources, the contribution from ships and leisure boats was low (4%). Instead, the largest source was from rivers, 3100 tonnes annually (80%), and atmospheric deposition, 500 tonnes annually (13%). For V, 15% of the total load was originating from shipping and almost exclusively from the use of open loop scrubbers. The major source of V to the Baltic Sea was riverine input, 47 tonnes annually (70%) while maritime shipping and atmospheric deposition had similar loads, 10 tonnes annually (15%). The input of V from shipping was almost exclusively derived from the use of open loop scrubbers.

The highest direct annual load of PAHs from maritime shipping were all from low molecular weight (LMW) compounds, with the highest load from naphthalene (450 kg) and phenanthrene (235 kg). These compounds have a high solubility in water and are to a high extent taken up by the washwater during the operation of open loop scrubbers. The direct PAH loads from shipping were almost exclusively coming from open loop scrubbers (96–100%). In a policy perspective the core indicators benzo(a)pyrene, anthracene and fluoranthene are more interesting as they are used in the HELCOM integrated contamination status assessment. Besides shipping, atmospheric deposition was the only source of PAHs that could be assessed in the study. The estimation of atmospheric deposition of PAHs and metals to the Baltic Sea holds large uncertainties as they are based on measurements of wet and dry deposition at four background sites in Sweden and Finland. Thereby, it is assumed that the measured deposition fluxes at these background stations are similar as to the deposition fluxes at the different Baltic Sea basins. This is an extremely simplified approach, only justified as the currently available sophisticated air pollution models, e.g. EMEP, do not yet include other pollutants than Hg, Cd, Pb and benzo(a)pyrene. Another implication from the simplified approach is that the loads due to atmospheric deposition is presumed to poorly reflect the deposition from shipping, even though the deposition at background stations may still be measuring a small part of it (the part of the exhaust that reaches land). To conclude, the inputs of metals and PAHs to the Baltic Sea due to atmospheric deposition are to be treated as indicative. The result showed the direct input from shipping of benzo(a)pyrene, anthracene and fluoranthene to account for 0.8%, 7.0% and 0.7% as compared to the total input, indicating that the use of open loop scrubbers could be a significant source of anthracene to the Baltic Sea. The emissions from shipping are based on the 2018 activity and recent studies suggest the load of open loop discharge water to the Baltic Sea to be up to four times higher.

The use of copper-based antifouling paints and the use of open loop scrubbers are the two most dominant identified sources of hazardous compounds to the Baltic Sea. For copper, 30% of the total load could be reduced if other antifouling paints were used on ships and leisure

boats. Alternatives do exist, including biocide-free foul release coatings, which have also shown to be as effective as copper-based coatings to prevent biofouling. However, as long as copper-based coatings are allowed to be used in the Baltic Sea, alternative strategies, e.g. foul release coatings, have difficulty in gaining market shares.

Open loop scrubbers are a major source of V and to a lesser extent anthracene to the Baltic Sea, despite that 2018 activity data was used. According to latest global statistic, 85% of the installed scrubbers are open loop. This is in contrast with the Baltic Sea scrubber fleet, where 86% are hybrid systems. With a hybrid system, the scrubber can switch between open and closed loop. Thus, if open-loop mode operation would be restricted in the Baltic Sea, the vast majority of the vessels could still be able to operate in closed loop mode and the loads of e.g. copper and anthracene could be reduced by roughly 90%.

Svensk sammanfattning

Östersjön är ett känsligt, bräckt innanhav med låg biologisk mångfald. Avrinningsområdet är stort och vattenombytet sker långsamt, främst genom Bält och Öresund, och på grund av dessa faktorer är föroreningsgraden generellt sätt högre i Östersjön än i andra hav. Enligt den senaste integrerade bedömningen av miljöstatusen i Östersjön, utförd av HELCOM för perioden 2011–2016, uppnår inga av Östersjöns bassänger god miljöstatus avseende farliga ämnen. Bedömningen omfattar tretton indikatorer inklusive de polycykliska aromatiska kolvätena (PAHer) benso(a)pyren, antracen och fluoranten och tungmetallerna kvicksilver, kadmium och bly. Dessutom föreslås koppar som en framtida indikator inom HELCOMs kommande bedömningscykel (HOLAS III).

För att förbättra Östersjöns status är det viktigt att förstå sambandet mellan belastningar från olika mänskliga aktiviteter och hur dessa belastningar kan förändra miljötillstånd och påverka marina ekosystem. Två sektorer som står för betydande utsläpp av PAHer och metaller till havsmiljön är sjöfart och fritidsbåtar, men det saknas kunskap om hur stora dessa sektorer utsläpp är i förhållande till andra naturliga och antropogena källor. Det övergripande syftet med denna studie var att uppskatta belastningen av metaller och PAHer från sjöfart och fritidsbåtar, relativt andra källor, till Östersjön och specifikt att: 1) identifiera vilka metaller och PAHer som utgör den högsta belastningen (ton/år) från fartyg och fritidsbåtar till Östersjön och 2) jämföra dessa belastningar med belastningar från andra källor (floder, atmosfärisk deponering och punktkällor) för att 3) föreslå hur sjöfart och fritidsbåtar skulle kunna minska belastningen av metaller och PAH till Östersjön.

Belastning av PAHer och metaller uppskattades för hela Östersjön och dess delbassänger (se preprint Ytreberg et al. (2021) <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.34937.19046>), i Sveriges exklusiva ekonomiska zon (EEZ), Sveriges territorialvatten samt i Sveriges inre vatten (Appendix 1). Nedan diskuteras endast belastning till Östersjön och läsaren hänvisar till Appendix 1 för belastning till svenska vatten. För sjöfart inkluderades följande direkta utsläpp till havsmiljön: länsvatten från motorutrymmen, gråvatten från duschar, tvätt och köksutrymmen, avloppsvatten, tvättvatten från rökgasrening med skrubbar, samt läckage från antifoulingfärger. Utsläpp från kylvatten, rengöring av skrov och tankrengöring uteslöts på grund av brist på data. För fritidsbåtar inkluderades endast antifoulingfärg, medan avloppsvatten, skrovrengöring och avgaser uteslöts på grund av brist på data. Den högsta mängden metaller från sjöfarts- och fritidsbåtar utgjordes av koppar, zink och vanadin. Därför valdes dessa metaller ut för vidare bedömning av deras relativa bidrag från olika källor.

Den totala årliga belastningen av koppar till Östersjön var 1415 ton, varav floder bidrog till 60% av den totala mängden (850 ton), medan sjöfart (372 ton) och fritidsbåtar (57 ton) tillsammans stod för nästan en tredjedel av tillförseln. Den huvudsakliga källan till koppar från fartyg och fritidsbåtar var antifoulingfärg som stod för 98% av den totala mängden koppar från dessa två sektorer. För zink var antifoulingfärg (119 ton årligen) den största källan från fartyg och fritidsbåtar vilket motsvarar 86% av den totala belastningen av zink från sjöfart och fritidsbåtar. I jämförelse med andra källor var dock bidraget från fartyg och fritidsbåtar relativt lågt (4%). Istället var den största källan från floder, 3100 ton per år (80%) och atmosfärisk deponering, 500 ton per år (13%). För vanadin stod sjöfart för ca 15% av den totala belastningen, och sjöfartens bidrag härrörde i princip uteslutande från användning av open loop skrubbrar. Liksom för de flesta andra metaller, var tillförsel från floder den största källan av vanadin till Östersjön, 47 ton per år (70%) medan sjöfart och atmosfärisk deponering stod för lika stora andelar, 10 ton per år (15%). Den högsta belastningen av PAHer från sjöfart bestod av lågmolekylära föreningar, med högsta belastningen från naftalen (450 kg/år) och fenantren (235 kg/år). Dessa föreningar, som bildas vid ofullständig förbränning, har en hög löslighet i vatten och kan därför tas upp av skrubberns tvättvatten. Den direkta tillförseln av PAHer från sjöfarten kom nästan uteslutande från open loop skrubbers (96–100%). I ett policy-perspektiv är indikatorerna benso(a)pyren, antracen och fluoranten mest intressanta då de ingår i HELCOMs integrerade bedömning av föroreningsstatus.

Förutom belastning från sjöfart var atmosfärisk deposition den enda källan till PAH som kunde bedömas i studien. Uppskattningen av atmosfärisk deposition av PAH och metaller till Östersjön har stora osäkerheter eftersom de är baserade på mätningar av våt- och torrdeposition vid totalt fyra bakgrundsplatser i Sverige och Finland. I uppskattningen görs sedan antagandet att depositionen på Östersjöns bassänger är den samma som vid dessa bakgrundsstationer. Denna extrapolering är ett mycket förenklat tillvägagångssätt, endast motiverat eftersom de befintliga sofistikerade modellerna för luftföroreningar, t.ex. EMEP, ännu inte inkluderar andra föroreningar än kvicksilver, kadmium, bly och benso(a)pyren. En annan konsekvens från det förenklade tillvägagångssättet är att atmosfärisk deposition från sjöfart inte är direkt inkluderat i beräkningarna, även om bakgrundsstationerna kan inkludera en viss andel (den del av avgaserna som deponeras över land). Därför ska den uppskattade deposition av metaller och PAH till Östersjön behandlas som indikativa. Under dessa förutsättningar visade resultaten att sjöfartens direkta utsläpp står för 0,8% (benso(a)pyren), 7% (antracen) och 0,7% (fluoranten) av den totala belastningen på Östersjön, vilket tyder på att skrubbrar som opererar i open loop mode kan vara en betydande källa av antracen till Östersjön. Det bör dock poängteras att utsläppen från sjöfarten är baserade på 2018 års aktivitet och färskastudier tyder på att utsläppen från skrubbrar som opererar i open loop mode till Östersjön kan vara upp till fyra gånger högre.

Användningen av skrubbrar som opererar i open loop mode, och kopparbaserade antifoulingfärger, är de två största källorna av farliga ämnen för Östersjön. För koppar kan 30% av den totala belastningen minska om andra antifoulingfärger används på fartyg och fritidsbåtar. Det finns alternativ, inklusive biocidfria silikonbaserade färger som har visat sig vara lika effektiva som kopparbaserade färger. Men så länge de kopparbaserade färgerna är tillåtna att användas i Östersjön har alternativa strategier, så som silikonfärger, svårt att vinna marknadsandelar. Skrubbrar som opererar i open loop mode är en betydande källa av vanadin och i mindre utsträckning antracen till Östersjön. Enligt den senaste globala statistiken är 85% av de installerade skrubbrarna open loop. Detta står i kontrast till Östersjöflottan, där 86% av installationerna är hybridsystem. Med ett hybridsystem kan skrubbern växla mellan

open och closed loop. Detta innebär att om utsläpp av tvättvatten från open loop skrubbrar skulle begränsas i Östersjön, skulle de allra flesta fartygen fortfarande kunna operera i closed loop vilket enligt beräkningar i denna studie skulle minska belastningen av t.ex. koppar och antracen med ungefär 90%.

Appendix 1

The compilation of loads from rivers, atmospheric deposition, point sources, maritime shipping and leisure boating was performed inside the Swedish exclusive economic zone (EEZ), the Swedish territorial water and the Swedish internal water (Figure 1). The methodology is explained in detail in the preprint by Ytreberg et al (2021). Thus, only the load compilation of the different sources is shown in this appendix.

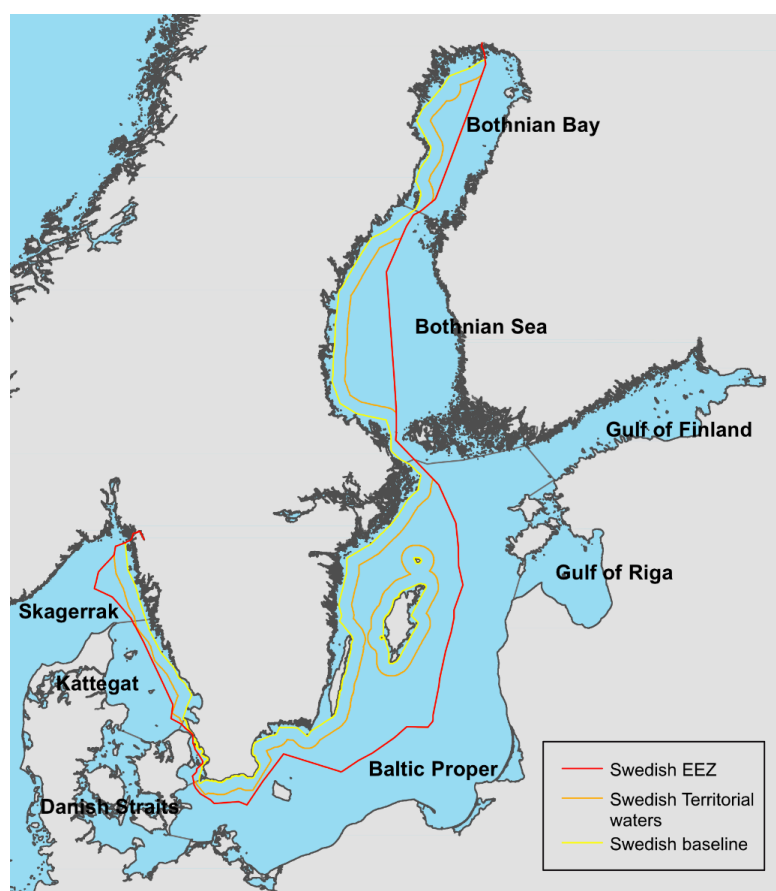


Figure 1. Baltic Sea basins and the Swedish exclusive economic zone (EEZ), the Swedish territorial water and the Swedish internal water (inside the Swedish baseline)

The Swedish Exclusive Economic Zone

Table 1. Inputs of metals (tonnes/year) from different shipping related waste streams to the Swedish Exclusive Economic Zones (Skagerrak excluded) in 2018.

Waste stream	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Hg	Ni	V	Zn
Open loop	0.40	0.05	0.85	2.2	0.52	0.00	2.7	10.2	6.3
Closed loop	<0.001	<0.001	0.02	0.01	<0.001	<0.001	0.04	0.02	0.01
Bilge water	0.004	<0.001	0.002	0.006	<0.001	<0.001	0.008	0.009	0.108
Grey water	0.008	<0.001	0.010	0.365	0.035	<0.001	0.034	<0.001	0.705
Sewage	0.008	<0.001	0.004	0.109	0.002	<0.001	0.011	<0.001	0.137
Antifouling	82	16							
Total	0.42	0.05	0.89	84	0.55	0.01	2.8	10.2	23

Table 2. Input of arsenic (As), cadmium (Cd), chromium (Cr), Lead (Pb), Mercury (Hg), Nickel (Ni), Vanadium (V) and zinc (Zn) from shipping, leisure boats, rivers, point sources and deposition to the Swedish Exclusive Economic Zones and its basins. Data presented as annual average input, in tons per year, ± 1 SD for the period 2016-2018. For shipping, no uncertainties are presented since the loads are from 2018 only.

Subbasin	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Hg	Ni	V	Zn
Shipping									
Bothnian Bay	<0.01	<0.01	<0.01	3.5	<0.01	<0.01	0.01	0.01	0.7
Bothnian Sea	0.01	<0.01	0.03	5.71	0.02	<0.01	0.09	0.31	1.28
Baltic Proper	0.37	0.04	0.79	52.91	0.49	<0.01	2.5	9.14	16.2
Danish Straits	<0.01	<0.01	<0.01	5.77	<0.01	<0.01	0.01	0.05	1.26
Kattegat	0.03	<0.01	0.06	16.32	0.04	<0.01	0.20	0.69	3.71
Skagerrak	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Tot Swe EEZ	0.4	0.05	0.9	84.2	0.55	0.01	2.8	10.2	23.1
Leisure boats									
Tot Swe EEZ	16	19							
Deposition									
Bothnian Bay	0.4 \pm 0.1	0.1 \pm 0.02	0.4 \pm 0.2	4.0 \pm 0.5	2.0 \pm 0.4	0.1 \pm 0.02	3.0 \pm 1.2	0.7 \pm 0.1	11 \pm 1.4
Bothnian Sea	0.8 \pm 0.1	0.2 \pm 0.1	0.8 \pm 0.3	5.5 \pm 2.2	2.1 \pm 1.2	0.1 \pm 0.1	2.2 \pm 1.4	0.7 \pm 0.3	31 \pm 5
Baltic Proper	6.7 \pm 4.2	0.7 \pm 0.2	3.8 \pm 1.2	24 \pm 8.9	13 \pm 3.2	0.4 \pm 0.1	3.9 \pm 1.2	7.9 \pm 2.9	107 \pm 34
Kattegat	0.4 \pm 0.1	0.1 \pm 0.05	0.3 \pm 0.04	3.5 \pm 0.2	1.5 \pm 0.1	0.03 \pm 0.003	0.4 \pm 0.05	0.6 \pm 0.1	15 \pm 3.8
Danish Straits	0.1 \pm 0.01	0.02 \pm 0.01	0.04 \pm 0.01	0.6 \pm 0.4	0.3 \pm 0.02	0.01 \pm 0.001	0.1 \pm 0.02	0.1 \pm 0.02	2.4 \pm 0.8
Skagerrak	0.4 \pm 0.1	0.2 \pm 0.05	0.3 \pm 0.04	3.4 \pm 0.2	1.5 \pm 0.1	0.04 \pm 0.003	0.4 \pm 0.1	0.7 \pm 0.1	16 \pm 4
Tot Swe EEZ	8.8\pm4.2	1.4\pm0.1	5.6\pm1.0	41.1\pm10.7	20.7\pm3.3	0.6\pm0.2	10.1\pm1.2	10.8\pm2.7	183\pm41
Riverine input									
Bothnian Bay	16 \pm 1	0.35 \pm 0.03	15 \pm 0.3	54 \pm 17	10 \pm 4	0.1 \pm 0.02	35 \pm 5	17 \pm 1	128 \pm 46
Bothnian Sea	19 \pm 3	0.48 \pm 0.11	12 \pm 3	51 \pm 4	10 \pm 3	0.1 \pm 0.02	30 \pm 5	11 \pm 4	166 \pm 35
Baltic Proper	7 \pm 1	0.24 \pm 0.05	3.6 \pm 1	25 \pm 3	4 \pm 0.4	0.03 \pm 0.01	18 \pm 3	7 \pm 1	53 \pm 5
Danish Straits	0.6 \pm 0.1	0.02 \pm 0.004	0.2 \pm 0.04	1.1 \pm 0.3	0.3 \pm 0.05	0.002 \pm 0.0004	1 \pm 0.2	0.5 \pm 0.1	3 \pm 1
Kattegat	6 \pm 0.5	0.26 \pm 0.04	5.8 \pm 0.4	23 \pm 1	7 \pm 1	0.05 \pm 0.01	13 \pm 1	11 \pm 1	68 \pm 8
Skagerrak	0.7 \pm 0.1	0.04 \pm 0.005	1.0 \pm 0.03	2.9 \pm 0.2	1 \pm 0.2	0.008 \pm 0.001	2 \pm 0.1	2 \pm 0.1	15 \pm 5
Tot Swe EEZ	49\pm3	1.4\pm0.2	38\pm5	157\pm17	32\pm1	0.3\pm0.02	99\pm3	48\pm3	435\pm9

Table 3. Input of naphthalene (Nap) , acenaphthylene (Acy) , acenaphthene (Ace) , fluorene (Flo) , phenanthrene (Phe), anthracene (Ant), fluoranthene (Fla), pyrene (Pyr), benzo[*a*]anthracene (BaB), chrysene (Chr), benzo[*b*]fluoranthene (BbF), benzo[*k*]fluoranthene (BkF), benzo[*a*]pyrene (BaP), indeno[*1,2,3-cd*]pyrene (InP),

benzo[ghi]perylene (BghiP), dibenz[a,h]anthracene (DahA) due to direct discharges from shipping and atmospheric deposition to the Swedish Exclusive Economic Zone (EEZ). Data presented as annual average input, in kg per year, ± 1 SD for the period 2016-2018. For shipping, no uncertainties are presented since the loads are from 2018 only.

Sub-basin	NaP	Acy	Acce	Flo	Phe	Ant	Fla	Pyr	BaA	Chr	BbF	BkF	BaP	DahA	BghiP	InP
Shipping																
Bothnian Bay	0.23	0.003	0.009	0.002	0.1	0.002	0.01	0.01	0.003	0.004	0.001	<0.000	0.001	0.001	0.001	0.002
Bothnian Sea	5.0	0.2	0.3	0.8	2.6	0.1	0.3	0.6	0.2	0.3	0.1	<0.001	0.1	0.04	0.04	0.1
Baltic Proper	146	67	97	24	78	4.1	8.4	16.6	6.6	9.9	2.3	0.7	2.8	1.3	1.3	3.8
Danish Straits	1.1	0.04	0.1	0.1	0.4	0.02	0.05	0.1	0.03	0.05	0.01	0.004	0.01	0.01	0.01	0.02
Kattegat	1.17	0.5	0.8	1.9	6.0	0.3	0.6	1.3	0.5	0.7	0.2	0.1	0.2	0.1	0.1	0.3
Total	164	75	108	26.9	87	4.5	9.3	18.6	7.3	11.0	2.5	0.8	3.1	1.5	1.4	4.2
Deposition																
Bothnian Bay	n/a	n/a	n/a	n/a	100 \pm 10	6 \pm 1	60 \pm 5	40 \pm 1	20 \pm 20	30 \pm 30	20 \pm 1	8 \pm 1	10 \pm 5	2 \pm 1	10 \pm 2	10 \pm 2
Bothnian Sea	n/a	n/a	n/a	n/a	300 \pm 20	10 \pm 5	300 \pm 50	200 \pm 60	80 \pm 40	200 \pm 60	200 \pm 90	70 \pm 40	90 \pm 40	10 \pm 5	100 \pm 60	100 \pm 70
Baltic Proper	n/a	n/a	n/a	n/a	600 \pm 60	40 \pm 10	800 \pm 100	600 \pm 200	200 \pm 100	400 \pm 200	500 \pm 200	200 \pm 90	200 \pm 90	30 \pm 10	300 \pm 200	300 \pm 200
Kattegat	n/a	n/a	n/a	n/a	40 \pm 10	1 \pm 0.4	40 \pm 10	30 \pm 6	10 \pm 7	30 \pm 6	20 \pm 4	7 \pm 2	10 \pm 4	2 \pm 1	10 \pm 4	10 \pm 4
Danish Straits	n/a	n/a	n/a	n/a	10 \pm 2	<1	10 \pm 3	8 \pm 2	2 \pm 1	6 \pm 2	5 \pm 2	2 \pm 1	3 \pm 1	1 \pm 0.2	3 \pm 1	3 \pm 1
Skagerrak	n/a	n/a	n/a	n/a	40 \pm 10	2 \pm 0.4	50 \pm 10	30 \pm 10	20 \pm 10	30 \pm 10	20 \pm 10	7 \pm 2	10 \pm 4	2 \pm 1	10 \pm 4	10 \pm 4
Total	n/a	n/a	n/a	n/a	1000 \pm 100	60 \pm 20	1300 \pm 200	900 \pm 200	300 \pm 100	600 \pm 200	700 \pm 300	300 \pm 100	300 \pm 100	40 \pm 20	400 \pm 200	500 \pm 300

The Swedish Territorial waters

Table 4. Inputs of metals (tonnes/year) from different shipping related waste streams to the Swedish Territorial water and its basins in 2018.

Waste stream	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Hg	Ni	V	Zn
Open loop	0.21	0.03	0.46	1.16	0.28	<0.01	1.44	5.43	3.36
Closed loop	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.02	0.01	<0.01
Bilge water	<0.01	<0.01	<0.01	0.01	0.00	<0.01	0.01	0.01	0.10
Grey water	<0.01	<0.01	0.01	0.20	0.02	<0.01	0.02	<0.01	0.39
Sewage	<0.01	<0.01	<0.01	0.06	<0.01	<0.01	0.01	<0.01	0.07
Antifouling	55.2	11.0							
Total	0.23	0.03	0.48	56.6	0.30	0.00	1.50	5.45	14.95

Table 5. Input of arsenic (As), cadmium (Cd), chromium (Cr), Lead (Pb), Mercury (Hg), Nickel (Ni), Vanadium (V) and zinc (Zn) from shipping, leisure boats, rivers, point sources and deposition to the Swedish Territorial waters. Data presented as annual average input, in tons per year, ± 1 SD for the period 2016-2018. For shipping, no uncertainties are presented since the loads are from 2018 only.

Subbasin	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Hg	Ni	V	Zn
Shipping									
Bothnian Bay	0.0004	0.00002	0.003	3.0	0.0004	0.000003	0.01	0.01	0.6
Bothnian Sea	0.01	0.001	0.02	4.5	0.01	0.0001	0.06	0.2	1.0
Baltic Proper	0.2	0.02	0.38	27	0.24	0.002	1.20	4.4	8.3
Danish Straits	0.004	0.0004	0.01	5.8	0.004	0.00004	0.02	0.09	1.3
Kattegat	0.03	0.003	0.06	16	0.04	0.0004	0.19	0.69	3.7
Skagerrak	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Total	0.2	0.03	0.5	56	0.3	0.003	1.5	5.4	14.9
Leisure boats									
Total	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Deposition									
Bothnian Bay	0.3 \pm 0.1	0.1 \pm 0.01	0.3 \pm 0.1	2.7 \pm 0.3	1.4 \pm 0.3	0.04 \pm 0.01	2.0 \pm 0.8	0.5 \pm 0.1	7 \pm 1
Bothnian Sea	0.4 \pm 0.04	0.1 \pm 0.1	0.4 \pm 0.1	2.8 \pm 1.1	1.1 \pm 0.6	0.1 \pm 0.03	1.1 \pm 0.7	0.4 \pm 0.2	16 \pm 3
Baltic Proper	3.0 \pm 1.9	0.3 \pm 0.1	1.7 \pm 0.6	10.9 \pm 4.1	6.0 \pm 1.5	0.2 \pm 0.04	1.8 \pm 0.5	3.6 \pm 1.3	49 \pm 16
Kattegat	0.4 \pm 0.1	0.1 \pm 0.04	0.2 \pm 0.03	2.9 \pm 0.2	1.3 \pm 0.1	0.03 \pm 0.003	0.4 \pm 0.04	0.5 \pm 0.1	13 \pm 3
Danish Straits	0.1 \pm 0.01	0.02 \pm 0.01	0.04 \pm 0.01	0.6 \pm 0.4	0.3 \pm 0.02	0.01 \pm 0.001	0.1 \pm 0.02	0.1 \pm 0.02	2 \pm 0.8
Skagerrak	0.3 \pm 0.1	0.1 \pm 0.02	0.2 \pm 0.1	2.6 \pm 0.5	1.1 \pm 0.2	0.03 \pm 0.01	0.3 \pm 0.04	0.5 \pm 0.1	12 \pm 4
Total	4.4\pm1.9	0.8\pm0.1	2.9\pm0.5	22\pm5.4	11\pm1.4	0.3\pm0.1	5.7\pm0.8	5.6\pm1.3	99\pm21
Riverine input									
Bothnian Bay	16 \pm 1	0.35 \pm 0.03	15 \pm 0.3	54 \pm 17	10 \pm 4	0.1 \pm 0.02	35 \pm 5	17 \pm 1	128 \pm 46
Bothnian Sea	19 \pm 3	0.48 \pm 0.11	12 \pm 3	51 \pm 4	10 \pm 3	0.1 \pm 0.02	30 \pm 5	11 \pm 4	166 \pm 35
Baltic Proper	7 \pm 1	0.24 \pm 0.05	3.6 \pm 1	25 \pm 3	4 \pm 0.4	0.03 \pm 0.01	18 \pm 3	7 \pm 1	53 \pm 5
Danish Straits	0.6 \pm 0.1	0.02 \pm 0.04	0.2 \pm 0.04	1.1 \pm 0.3	0.3 \pm 0.05	0.002 \pm 0.004	1 \pm 0.2	0.5 \pm 0.1	3 \pm 1

Subbasin	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Hg	Ni	V	Zn
Kattegat	6±0.5	0.26±0.04	5.8±0.4	23±1	7±1	0.05±0.01	13±1	11±1	68±8
Skagerrak	0.7±0.1	0.04±0.005	1.0±0.03	2.9±0.2	1±0.2	0.008±0.001	2±0.1	2±0.1	15±5
Tot Swe EEZ	49±3	1.4±0.2	38±5	157±17	32±1	0.3±0.02	99±3	48±3	435±9

Table 6. Input of naphthalene (Nap) , acenaphthylene (Acy) , acenaphthene (Ace) , fluorene (Flo) , phenanthrene (Phe), anthracene (Ant), fluoranthene (Fla), pyrene (Pyr), benzo[*a*]anthracene (BaB), chrysene (Chr), benzo[*b*]fluoranthene (BbF), benzo[*k*]fluoranthene (BkF), benzo[*a*]pyrene (BaP), indeno[*1,2,3-cd*]pyrene (InP), benzo[*ghi*]perylene (BghiP), dibenz[*a,h*]anthracene (DahA) due to direct discharges from shipping and atmospheric deposition to the Swedish Territorial Water. Data presented as annual average input, in kg per year, ± 1 SD for the period 2016-2018. For shipping, no uncertainties are presented since the loads are from 2018 only.

Sub-basin	Nap	Acy	Ace	Flo	Phe	Ant	Fla	Pyr	BaA	Chr	BbF	BkF	BaP	DahA	BghiP	InP
Shipping																
Bothnian Bay	0.2	0.003	0.008	0.02	0.05	0.02	0.005	0.01	0.003	0.004	0.001	<0.001	0.001	0.001	0.001	0.002
Bothnian Sea	3.7	0.2	0.2	0.6	1.9	0.1	0.2	0.4	0.2	0.2	0.06	0.02	0.07	0.03	0.03	0.09
Baltic Proper	7.2	3.3	4.7	1.2	38	2.0	4.0	8.0	3.2	4.8	1.1	0.3	1.3	0.6	0.6	1.8
Danish Straits	1.8	0.07	0.1	0.3	0.8	0.04	0.09	0.2	0.06	0.1	0.02	0.07	0.03	0.01	0.01	0.04
Kattegat	1.2	0.5	0.8	1.9	6.0	0.3	0.6	1.3	0.5	0.7	0.2	0.06	0.2	0.1	0.1	0.3
Total	8.9	4.0	5.8	1.4	46	2.4	5.0	9.9	3.9	5.8	1.4	0.43	1.7	0.79	0.75	2.2
Deposition																
Bothnian Bay	n/a	n/a	n/a	n/a	70±10	4±1	40±4	30±1	20±20	20±20	20±1	6±0.4	8±4	1±1	9±2	10±1
Bothnian Sea	n/a	n/a	n/a	n/a	100±10	7±2	200±30	100±30	40±20	80±30	90±50	40±20	50±20	5±2	60±30	60±40
Baltic Proper	n/a	n/a	n/a	n/a	300±30	20±5	400±60	300±70	90±50	200±70	200±100	80±40	100±40	10±5	100±70	100±80
Kattegat	n/a	n/a	n/a	n/a	40±10	1±0.4	40±10	30±5	10±6	20±5	20±4	6±2	9±3	2±1	10±4	11±4
Danish Straits	n/a	n/a	n/a	n/a	10±2	<1	10±3	8±2	2±1	6±2	5±2	2±1	3±1	<1	3±1	3±1
Skagerrak	n/a	n/a	n/a	n/a	30±10	1±0.3	40±10	20±5	10±6	20±5	20±4	6±1	9±3	2±1	10±4	10±4

Sub-basin	N a p	Ac y	Ac e	Fl o	Phe	An t	Fla	Pyr	Ba A	Chr	BbF	Bk F	Ba P	Da hA	Bgh iP	InP
Total	n/a	n/a	n/a	n/a	600 ±40	30 ±10	700 ±10	500 ±10	200 ±50	300 ±20	300 ±20	100 ±60	200 ±70	20 ±10	200 ±10	200 ±10

The Swedish Inner waters

Table 7. Inputs of metals (tonnes/year) from different shipping related waste streams to the the Swedish internal water and its basins in 2018.

Waste stream	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Hg	Ni	V	Zn
Open loop	0.02 <0.00	<0.001	0.04	0.10	0.02	<0.001	0.12	0.45	0.28
Closed loop	1 <0.00	<0.001	0.001 <0.00	0.001 <0.00	0.000 <0.00	0.000 <0.00	0.003 <0.00	0.001 <0.00	0.000
Bilge water	1 <0.00	<0.001	1 <0.00	1 <0.00	1 <0.00	<0.001	1 <0.00	1 <0.00	<0.001
Grey water	1 <0.00	<0.001	1 <0.00	1 <0.00	1 <0.00	<0.001	1 <0.00	1 <0.00	<0.001
Sewage	1	<0.001	1	1	1	<0.001	1	1	<0.001
Antifouling	n/a	n/a	n/a	33	n/a	n/a	n/a	n/a	6.8
Total	0.02	0.00	0.04	33	0.02	0.00	0.13	0.46	7.1

Table 8. Input of arsenic (As), cadmium (Cd), chromium (Cr), Lead (Pb), Mercury (Hg), Nickel (Ni), Vanadium (V) and zinc (Zn) from shipping, leisure boats, rivers, point sources and deposition to the Swedish internal waters. Data presented as annual average input, in tons per year, ± 1 SD for the period 2016-2018. For shipping, no uncertainties are presented since the loads are from 2018 only.

Subbasin	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Hg	Ni	V	Zn
Shipping									
Bothnian Bay	0.0002	0.00001	0.001	2.3	0.0001	0.000001	0.002	0.003	0.4
Bothnian Sea	0.001	0.0001	0.003	2.7	0.002	0.00001	0.01	0.03	0.5
Baltic Proper	0.01	0.002	0.03	12	0.017	0.0002	0.09	0.3	2.9
Danish Straits	0.0009	0.00009	0.002	4.1	0.0009	0.000008	0.01	0.02	0.9
Kattegat	0.003	0.0003	0.01	12	0.004	0.00003	0.02	0.07	2.3
Skagerrak	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Total	0.02	0.002	0.04	33	0.02	0.0002	0.13	0.5	7.1
Leisure boats									
Total	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Deposition									
Bothnian Bay	0.1±0.05	0.02±0.01	0.1±0.05	1.3±0.2	0.7±0.1	0.02±0.01	1.0±0.4	0.2±0.05	3.7±0.5
Bothnian Sea	0.2±0.02	0.1±0.03	0.2±0.06	1.2±0.5	0.5±0.3	0.03±0.01	0.5±0.3	0.2±0.1	7.0±1.1
Baltic Proper	1.1±0.7	0.1±0.02	0.6±0.2	4.0±1.5	2.2±0.5	0.1±0.01	0.6±0.2	1.3±0.5	18±5.6
Kattegat	0.2±0.03	0.1±0.02	0.1±0.02	1.3±0.1	0.6±0.03	0.01±0.001	0.2±0.02	0.3±0.05	6.1±1.6

Subbasin	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Hg	Ni	V	Zn
Shipping									
Danish Straits	0.04±0.01	0.01±0.01	0.03±0.01	0.5±0.3	0.2±0.01	0.005±0.001	0.1±0.02	0.1±0.02	1.8±0.6
Skagerrak	0.2±0.05	0.1±0.01	0.1±0.03	1.4±0.3	0.6±0.1	0.02±0.003	0.2±0.02	0.3±0.1	6.5±2.1
Total	1.8±0.7	0.3±0.03	1.2±0.2	9.8±2.2	4.8±0.5	0.14±0.04	2.5±0.5	2.3±0.5	43±8.6
Riverine input									
Bothnian Bay	16±1	0.35±0.03	15±0.3	54±17	10±4	0.1±0.02	35±5	17±1	128±46
Bothnian Sea	19±3	0.48±0.11	12±3	51±4	10±3	0.1±0.02	30±5	11±4	166±35
Baltic Proper	7±1	0.24±0.05	3.6±1	25±3	4±0.4	0.03±0.01	18±3	7±1	53±5
Danish Straits	0.6±0.1	0.02±0.04	0.2±0.04	1.1±0.3	0.3±0.05	0.002±0.004	1±0.2	0.5±0.1	3±1
Kattegat	6±0.5	0.26±0.04	5.8±0.4	23±1	7±1	0.05±0.01	13±1	11±1	68±8
Skagerrak	0.7±0.1	0.04±0.05	1.0±0.03	2.9±0.2	1±0.2	0.008±0.001	2±0.1	2±0.1	15±5
Total	49±3	1.4±0.2	38±5	157±17	32±1	0.3±0.02	99±3	48±3	435±9

Table 9. Input of naphthalene (Nap), acenaphthylene (Acy), acenaphthene (Ace), fluorene (Flo), phenanthrene (Phe), anthracene (Ant), fluoranthene (Fla), pyrene (Pyr), benzo[*a*]anthracene (BaB), chrysene (Chr), benzo[*b*]fluoranthene (BbF), benzo[*k*]fluoranthene (BkF), benzo[*a*]pyrene (BaP), indeno[1,2,3-*cd*]pyrene (InP), benzo[*ghi*]perylene (BghiP), dibenz[*a,h*]anthracene (DahA) due to direct discharges from shipping and atmospheric deposition to the Swedish internal water. Data presented as annual average input, in kg per year, ± 1 SD for the period 2016-2018. For shipping, no uncertainties are presented since the loads are from 2018 only.

Sub-basin	Nap	Acy	Ace	Flo	Phe	Ant	Fla	Pyr	BaA	Chr	BbF	BkF	BaP	DahA	BghiP	InP
Shipping																
Bothnian Bay	0.1	0.02	0.06	0.01	0.03	0.02	0.004	0.007	0.02	0.003	0.001	<0.001	0.01	<0.001	0.01	0.001
Bothnian Sea	0.7	0.02	0.04	0.1	0.3	0.02	0.03	0.06	0.02	0.03	0.008	0.003	0.01	0.005	0.005	0.01
Baltic Proper	7.9	0.3	0.4	1.0	3.0	0.2	0.3	0.7	0.2	0.4	0.09	0.03	0.1	0.05	0.05	0.1
Danish Straits	0.6	0.02	0.03	0.07	0.2	0.09	0.02	0.04	0.01	0.02	0.005	0.002	0.006	0.003	0.003	0.008
Kattegat	2.0	0.06	0.1	0.2	0.7	0.04	0.08	0.2	0.05	0.08	0.02	0.006	0.002	0.001	0.001	0.03
Total	11	0.4	0.6	1.5	4.2	0.2	0.5	0.9	0.3	0.5	0.1	0.04	0.1	0.07	0.07	0.2
Deposition																

Sub-basin	Nap	Acy	Ace	Flo	Phe	Ant	Fla	Pyr	BaA	Chr	BbF	BkF	BaP	Da hA	Bg hiP	InP
Shipping																
Bothnian Bay	n/a	n/a	n/a	n/a	40±5	2±0.4	20±2	10±0.4	8±8	10±10	7±0.4	3±0.2	4±2	1±0.4	4±1	5±1
Bothnian Sea	n/a	n/a	n/a	n/a	60±5	3±1	200±10	50±10	20±9	40±10	40±20	20±8	20±8	2±1	30±10	30±20
Baltic Proper	n/a	n/a	n/a	n/a	100±10	6±2	100±20	100±30	30±20	70±30	80±40	30±20	40±20	5±2	50±30	50±30
Kattegat	n/a	n/a	n/a	n/a	20±5	1±0.2	20±5	10±3	6±3	10±3	8±2	3±1	4±1	1±0.3	5±2	5±2
Danish Straits	n/a	n/a	n/a	n/a	7±1	<1	9±2	6±1	2±1	4±2	4±1	2±0.5	2±1	<1	2±1	3±1
Skagerrak	n/a	n/a	n/a	n/a	20±5	1±0.2	20±5	10±3	7±3	10±3	9±2	3±1	5±2	1±0.4	6±2	6±2
Total	n/a	n/a	n/a	n/a	200±	10±3	300±40	200±40	70±20	100±30	100±60	60±30	70±30	10±3	90±50	100±50

References:

Ytreberg, E., Katarina, H., Lunde Hermansson, A., Parsmo, R., Lagerström, M., Jalkanen, J.-P.,

Hassellöv, I.-M., 2021. Metal and PAH loads from ships and boats, relative other sources, in the Baltic

Sea Preprint (Version 1) available at Research Gate DOI:

<http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.34937.19046>

Metal and PAH loads from ships and boats, relative other sources, in the Baltic Sea

Erik Ytreberg^{1*}, Katarina Hansson², Anna Lunde Hermansson¹, Rasmus Parsmo², Maria Lagerström¹, Jukka-Pekka Jalkanen³, Ida-Maja Hassellöv¹

¹Chalmers University of Technology, Department of Mechanics and Maritime Sciences, SE 412 96 Gothenburg, Sweden

²IVL, Swedish Environmental Research Institute, P.O. Box 53021, 40014 Gothenburg, Sweden

³Finnish Meteorological Institute, Erik Palménin aukio 1, 00101 Helsinki, Finland

*Corresponding author: Erik Ytreberg, erik.ytreberg@chalmers.se

Abstract

The Baltic Sea is recognized as a sensitive natural environment and according to the latest integrated contamination status assessment in the Baltic Sea, conducted by HELCOM for the period 2011–2016, all Baltic Sea basins failed to reach good environmental status as defined by the Maritime Strategy Framework Directive (MSFD). The assessment comprises thirteen core indicators including the *polycyclic aromatic hydrocarbons* (PAH) benzo(a)pyrene, anthracene and fluoranthene and the heavy metals mercury (Hg), cadmium (Cd), and lead (Pb). In addition, copper (Cu) is proposed to be included as a core indicator in HELCOM's upcoming, third holistic assessment (HOLAS III). The overall aim of this study was to estimate the load of metals and PAHs from shipping and leisure boating, relative other sources, to the Baltic Sea and specifically discuss how maritime shipping and leisure boats can reduce the loads of metals and PAHs to the Baltic Sea. The use of copper-based antifouling paints, and operation of scrubbers in open loop mode, were the two most dominant identified sources of hazardous substances to the Baltic Sea. For copper, 30% of the total load could be reduced if other antifouling paints were used on ships and leisure boats. Alternatives do exist, including biocide-free foul release coatings, which have also shown to be as effective as copper-based coatings to prevent biofouling. However, as long as copper-based coatings are allowed to be used in the Baltic Sea, alternative strategies, e.g. foul release coatings, have difficulty in gaining market shares. Scrubbers operating in open loop mode are a major source of V and to a lesser extent anthracene to the Baltic Sea, despite that 2018 activity data was used. According to latest global statistic, 85% of the installed scrubbers are open loop. This is in contrast with the Baltic Sea scrubber fleet, where 86% are hybrid systems. With a hybrid system, the scrubber can switch between open and closed loop. Thus, if open-loop mode operation would be restricted in the Baltic Sea, the vast majority of the vessels could still be able to operate in closed loop mode and the loads of e.g. copper and anthracene could be reduced by roughly 90%.

Introduction

International shipping is essential to the world economy and the International Maritime Organization (IMO) estimates 90% of the world's trade to be carried at sea (Gerhard and Gunsch, 2018). Maritime shipping is however causing multiple pressures on the atmosphere and the marine environment via e.g. engine exhausts, liquid waste streams, antifouling paints, underwater noise and the spread of invasive species (Jalkanen et al., 2021; Molnar et al., 2008; Sofiev et al., 2018). The Baltic Sea has some of the busiest shipping routes in the world, and pollution from other human activities enter the sea through its large catchment area (HELCOM, 2018c). Due to its northerly geographic location, natural hydrographic properties, large catchment area and the semi-enclosed character of this brackish inland sea, concentrations of pollutants are considerably higher in the Baltic Sea than in other seas (Pohl and Hennings, 2007). According to the latest integrated contamination status assessment in the Baltic Sea, conducted by HELCOM for the period 2011–2016, all Baltic Sea basins failed to reach good environmental status as defined by EU's Maritime Strategy Framework Directive (MSFD) (HELCOM, 2018a). The assessment is based on thirteen core indicators comprising different substances and substance groups, including the *polycyclic aromatic hydrocarbons* (PAH) benzo(a)pyrene, anthracene and fluoranthene and the heavy metals mercury, cadmium and lead. Other metals, e.g. copper (Cu) and zinc (Zn) are also routinely monitored in the Baltic Sea, and concentrations in sediment and water are frequently exceeding national threshold values (Ytreberg et al., 2021c). In addition, copper is proposed to be included as a core indicator in HELCOM's third holistic assessment (HOLAS III) (Lagerström et al., 2021).

The size of the Baltic Sea catchment area is almost four times the size of the Baltic Sea, inhabited by approximately 85 million people (HELCOM, 2018c), and pollution load from human activities in the catchment area can be transported via rivers to the Baltic Sea. Other sources of pollution include direct point sources (e.g. coastal waste water treatment plants and industries), atmospheric deposition on the Baltic Sea surface and finally direct pressures from human activities at sea. The latter include maritime shipping and leisure boating, which have shown to be a significant source of copper and zinc via the use copper-based antifouling coatings (Jalkanen et al., 2021; Johansson et al., 2020). Other shipping-related liquid waste streams that contain hazardous substances are bilge water from engine spaces, grey water from showers, laundry, and galleys, sewage, and washwater from the use of exhaust gas cleaning systems (also known as scrubbers) (Magnusson et al., 2018; Teuchies et al., 2020; Ytreberg et al., 2020). Scrubbers are used to remove sulphur oxides (SO_x) by leading the engine exhaust through a fine spray of water (Turner et al., 2017a). Thereby the emissions of SO_x to the air can meet the emission levels corresponding to combustion of fuel with 0.5% sulphur content, which is the global limit, or 0.1% sulphur inside sulphur emission control area (SECA), according to MARPOL Annex IV (MEPC.280(70)). The Baltic Sea is a SECA, why use of high sulphur fuel oil is only allowed if the ship is operating with a scrubber. However, the scrubbing process results in large volumes of acidic wash water, and while regulations are focused on SO_x removal from the exhausts, other pollutants e.g., PAHs and metals are also transferred to the wash water and discharged to the marine environment (Endres et al., 2018; Turner et al., 2017b). There are three types of scrubbers, open loop, closed loop, and hybrid scrubbers that can be operated in either open- or closed-loop mood (ref Turner et al 2017, Lunde Hermansson 2021). Globally ca 85% of the scrubbers installed are open loop (IMO GISIS, 2021), but in the Baltic Sea, ca 86% are hybrid scrubbers (Jalkanen and Johansson, 2019). Scrubbers operated in closed loop mode generate smaller volumes of wash water, but they can still be a substantial source of primarily metals, but also

PAHs. Concerns have been raised that scrubbers, as a new direct source of PAHs and metals is causing additional pressures to the already polluted Baltic Sea (Hassellöv et al., 2020; Thor et al., 2021; Ytreberg et al., 2019; Ytreberg et al., 2021b).

To improve the status of the Baltic Sea, the Baltic Marine Environment Protection Commission, also known as the Helsinki Commission (HELCOM), was established in 1974. HELCOM is an intergovernmental organization and a regional sea convention in the Baltic Sea area. The Contracting Parties of HELCOM has agreed to monitor hazardous substances, assess the environmental status and to propose and undertake measures to prevent and eliminate pollution of the Baltic Sea environment. Compilations of pollution load data (PLC) have been an integral part of the HELCOM assessment system since 1987, focusing on annual and periodic assessments of inputs of nutrients and selected hazardous substances. Thus, load compilation (tonnes per year) of various heavy metals from riverine inputs to the Baltic Sea is available from 1995 to 2019 (HELCOM, 2019). For a few metals (Cd, Hg and Pb) atmospheric deposition and waterborne data from point sources are available, while for PAHs the only available data is atmospheric deposition of benzo(*a*)pyrene (HELCOM, 2018b). In addition to the PLC based on monitoring data, HELCOM assessments also include modelled Cd, Hg and Pb deposition on the Baltic Sea from the EMEP/MSCE regional model of heavy metals airborne pollution (MSCE-HM) (HELCOM, 2021a). The MSCE-HM model has been used extensively to describe atmospheric dispersion of air pollutants in Europe and to assess impact (Travnikov and Ilyin, 2009). The model involves collection of emission data, modelling of atmospheric transport and deposition of air pollution and is validated against measurements of air and precipitation quality. However, inclusion of shipping emissions is limited to the very few substances, e.g. nitrogen oxides, where emission factors are available (Gauss et al., 2020). In contrast, atmospheric deposition assessed through monitoring, also integrates atmospheric emissions from shipping, although these emissions are not resolved from the background.

Despite being two sectors known to emit both PAHs and metals, the loads from maritime shipping and leisure boating have so far not been explicitly included in the HELCOM assessments, nor has any direct comparison to loads from other natural and anthropogenic sources been conducted in the Baltic Sea region. These knowledge gaps make it challenging for policy makers to propose and implement adequate measures to reduce the input of hazardous substances.

The overall aim of this study was to estimate the load of metals and PAHs from shipping and leisure boating, relative other sources, to the Baltic Sea and specifically to: **1)** identify the metals and PAHs with the highest load (tonnes/year) from ships and leisure boat to the Baltic Sea and **2)** compare these loads to other sources (rivers, atmospheric deposition, and coastal point sources) in order to **3)** discuss how maritime shipping and leisure boats can reduce the loads of metals and PAHs to the Baltic Sea.

The main focus was on PAHs and metals since these groups of hazardous substances are listed as HELCOM core indicators and they are frequently detected in various liquid waste streams from ships (Jalkanen et al., 2021). In addition, recent environmental monitoring and status assessment in the Baltic Sea have shown these groups of substances to pose an unacceptable risk for the environment (HELCOM, 2018a).

Material and methods

The load of PAHs (16 US EPA priority PAHs) and metals (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni, V and Zn) from atmospheric deposition, riverine inputs, point sources (coastal industries and wastewater treatment plants), maritime shipping and leisure boating to the Baltic Sea were calculated based on data from various sources (Table 1 and Figure 1). In addition, calculations were made at sub-basins level, i.e., Bothnian Bay, Bothnian Sea, Gulf of Finland, Baltic

Proper, Danish Straits and Kattegat. For maritime shipping, activity data and load estimations for 2018 were used, while the estimated loads from leisure boating were based on the Baltic Sea leisure boat fleet characterization and activity for the period 2010–2018. For maritime shipping, the analysis was delimited to direct discharges of bilge water, scrubber wash water, greywater, and sewage. Emissions/leakage from antifouling paint were also included, while discharges from cooling water, hull cleaning and tank cleaning were excluded due to data gaps. For leisure boats, only antifouling paint was included, while sewage, hull cleaning and wet exhaust were excluded due to lack of data.

For atmospheric deposition and point sources, data for the period 2016–2018 was used. For riverine input, the period 2015–2017 was used, since the reported loads for 2018 contained large data gaps. For As and V, riverine input was only available from Sweden and therefore, a case study was designed to determine the loads of As and V from atmospheric deposition, riverine inputs, point sources (coastal industries and wastewater treatment plants), shipping and leisure boating to the Swedish Exclusive Economic Zone (EEZ). A detailed description about the data sources and methodology is given in section 2.1– 2.3 and in Table 1.

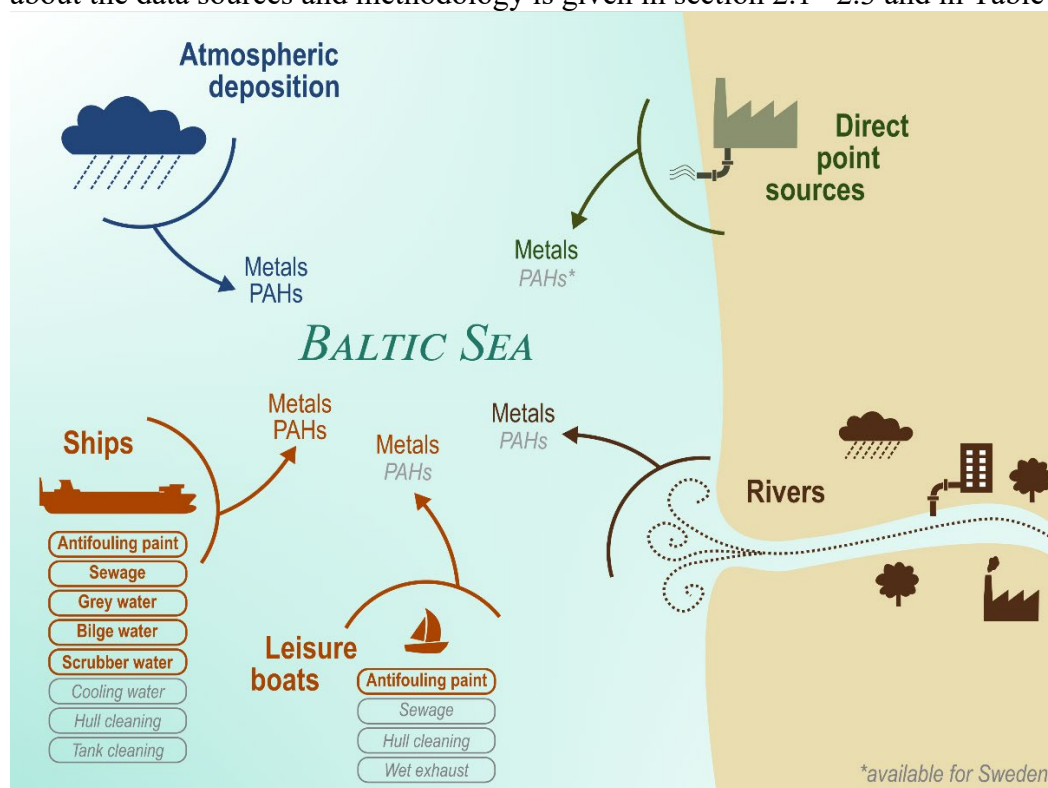


Figure 1. Direct discharges and atmospheric deposition of metals and PAHs to the Baltic Sea. Grey text in *italic* indicates substances and sources where data is lacking and thus not included.

Table 1. Data availability of metals and the 16 US EPA priority PAHs from different emissions sources. The PAHs were subdivided to low molecular weight (LMW), PAHs which represent compounds with 2–4 aromatic rings and high molecular weight (HMW) species which represent compounds with 5–6 rings.

Emission source		Data period	Metals	PAHs (LMW)	PAHs (HMW)	References
Riverine input		2015–17 (Baltic Sea) 2016–18 (Swe EEZ)	As*, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V*, Zn	n/a	n/a	HELCOM (2021b) [m] SLU (2021) [m]
Atmospheric deposition**		2016–2018	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V, Zn	Phenanthrene Anthracene Fluoranthene Pyrene	Benzo[<i>a</i>]anthracene Chrysene Benzo[<i>b</i>]fluoranthene Benzo[<i>k</i>]fluoranthene Benzo[<i>a</i>]pyrene Indeno[<i>1,2,3-cd</i>]pyrene Benzo[<i>ghi</i>]perylene Dibenz[<i>a,h</i>]anthracene	SMHI (2021) [c] EBAS (2021) [c]
Ships	AF paint	2018	Cu, Zn			STEAM [m]
	Grey water	2018	As, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Pb, V			STEAM [v] Jalkanen et al. (2021) [c]
	Sewage	2018	As, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Pb, V			STEAM [v] Jalkanen et al. (2021) [c]
	Bilge water	2018	As, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Pb, V	Naphthalene Acenaphthylene Acenaphthene Fluorene Phenanthrene Anthracene Fluoranthene Pyrene	Benzo[<i>a</i>]anthracene Chrysene Benzo[<i>b</i>]fluoranthene Benzo[<i>k</i>]fluoranthene Benzo[<i>a</i>]pyrene Indeno[<i>1,2,3-cd</i>]pyrene Benzo[<i>ghi</i>]perylene Dibenz[<i>a,h</i>]anthracene	STEAM [v] Jalkanen et al. (2021) [c]
	Scrubber water, open and closed loop	2018	As, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg, Pb, V	Naphthalene Acenaphthylene Acenaphthene Fluorene Phenanthrene Anthracene Fluoranthene Pyrene	Benzo[<i>a</i>]anthracene Chrysene Benzo[<i>b</i>]fluoranthene Benzo[<i>k</i>]fluoranthene Benzo[<i>a</i>]pyrene Indeno[<i>1,2,3-cd</i>]pyrene Benzo[<i>ghi</i>]perylene Dibenz[<i>a,h</i>]anthracene	STEAM [m] Lunde Hermansson et al. (2021) [c]
Leisure boats AF paint		2010–2018	Cu, Zn	n/a	n/a	Johansson et al. (2020) [m]
Point sources		2016–2018	Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn	n/a	n/a	HELCOM (2021a) [m]

*data only available from Sweden **based on data from Swedish background sites [c], [v] and [m] indicates concentrations, volume and mass

Maritime shipping and leisure boating

The most comprehensive, publicly available, database on concentrations of contaminants identified in different shipping related liquid waste streams, was established by Jalkanen et al. (2021). The database also contains corresponding representative emission and discharge factors, i.e. production volumes of the different liquid waste streams depending on relevant operational parameters such as engine load for bilge and scrubber water production, or number of persons onboard for production of grey water and sewage. Analogously, the database also comprises leakage rates of metals (Cu and Zn) from antifouling paints, where the emission factors relate to e.g. hull surface area and type of paint. PAHs and/or metals were reported to be present in open- and closed loop scrubber water, bilge water, grey water, and sewage.

To calculate loads of metals and PAHs to the Baltic Sea from liquid waste streams, the discharge factors from Jalkanen et al. (2021) were used in the Ship Traffic Emission Assessment Model (STEAM) (Jalkanen et al., 2021) to calculate generated volumes of open and closed loop scrubber washwater, bilge water, grey water and sewage. The STEAM model uses AIS (Automatic Identification System) data positions from all vessels using AIS transceiver which allows vessel identification and consecutive determination of e.g. the vessels' passenger capacity, main engine power, gross tonnage, vessel size, hull surface area etc based on vessel databases, like IHS Markit. The model allows for generation of activity, emission and discharge maps (volumes of different liquid waste streams) of individual vessels or group of vessels within the study domain, in this case the Baltic Sea area. A detailed description about STEAM and calculation examples for various discharges for year 2012 are shown in Jalkanen et al. (2021).

STEAM output data for Baltic Sea shipping in 2018 was used to calculate discharge volumes of open loop and closed loop scrubber water, bilge water, grey water and sewage, and mass (g) of Cu and Zn from antifouling paints, entering the Baltic Sea, per subbasin as well as in the Swedish EEZ. Mainly, emission and discharge factors, and model settings described in Jalkanen et al. (2021) were used, with the exception of scrubber discharge rates. Instead of applying a wash water flow rate of 45 m³/MWh and 0.3 m³/MWh for open and closed loop scrubbers respectively, from Jalkanen et al. (2021), based on a MEPC (Marine Environment Protection Committee) document from 2008 (IMO, 2008), the discharge factors from Ytreberg et al. (2021a) was used (90.0 m³/MWh for open loop and 0.44 m³/MWh for closed loop). The discharge factors from Ytreberg et al. (2021a) are based on 41 recent on-board measurements of discharge rates (MEPC 73/INF.5, 2018). The loads of metals and PAHs were calculated by multiplying the total volumes of open loop and closed loop scrubber water, bilge water, grey water, and sewage with the corresponding average concentrations of the contaminants present in the respective waste stream. The average concentrations of contaminants were obtained from Jalkanen et al. (2021), except for open and closed loop scrubber water, which was obtained from Lunde Hermansson et al. (2021).

For leisure boats, only emissions of Cu and Zn from antifouling paints were included in the assessment. Leisure boats can also be sources of PAHs (Egardt et al., 2018) but was not included due to lack of data. Release rates of Cu and Zn from antifouling paint were obtained from Johansson et al. (2020), where the total yearly emissions of Cu and Zn to the Baltic Sea sea are estimated, per boat category and per country (Sweden, Finland, Denmark, Germany and "other countries"). Thus, the data could only be used to determine total loads to the Baltic Sea and not its sub-basins.

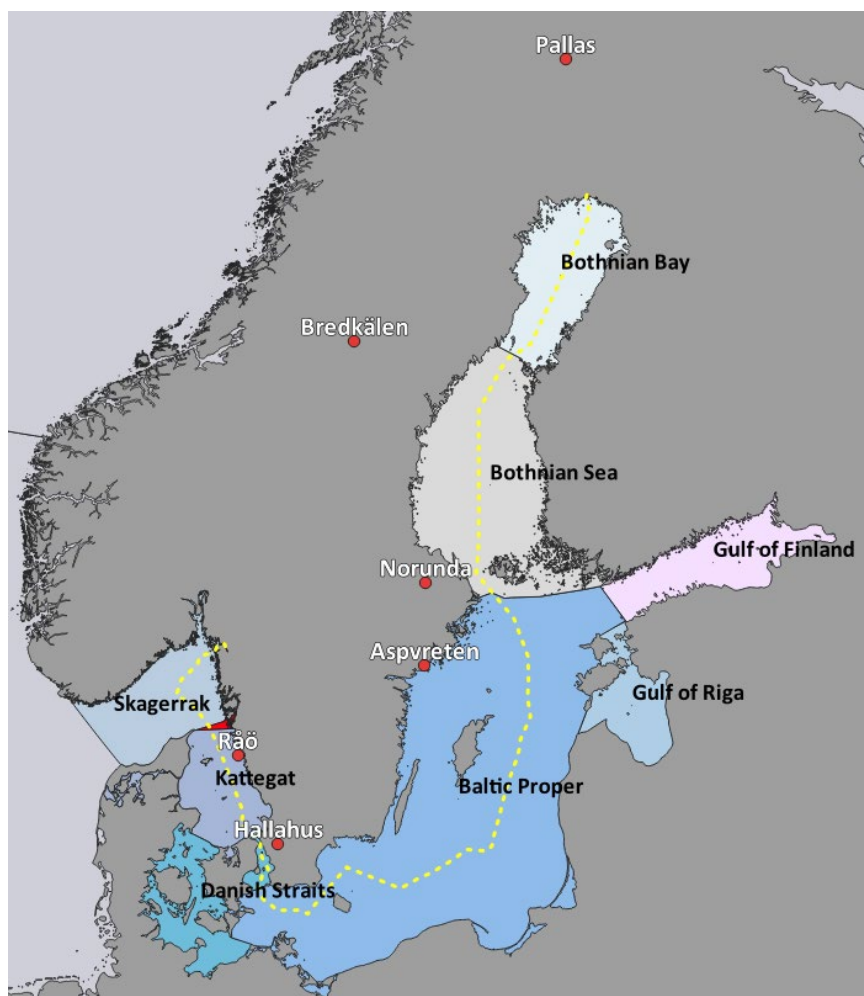
Riverine inputs

Land-based sources, both point and diffuse sources, contribute to the load of metals and PAHs to the sea through the riverine transport. National data reported by the HELCOM

contracting parties to HELCOM PLC Annual was collected for the period 2015–2017 (HELCOM, 2021b). The data portal contains metal loads per country and water basin. However, there were some data gaps. No data on metal loads from Danish rivers were available. Cr was not reported from Russia. Hg was not reported from the Neva river, which is the largest Russian river. For Cu and Ni, no data were available from Russian rivers in 2017. Since the Russian input of Cu and Ni corresponded to 11–38 % of the total riverine input to the Baltic Sea in previous years (2010-2016), the lack of data in 2017 made a large impact on the total load estimation. Thus, it was decided to use the average yearly Russian load of Cu and Ni from 2010–2016 as an estimation of the 2017 load. For the Swedish case study, riverine loads of metals, reported to HELCOM PLC Annual (Baltic Sea) for 2016–2018 were downloaded from the SLU (2021) database. The PAHs are not included in the international reporting obligations to HELCOM PLC Annual and there are no Swedish data for the riverine PAHs load available.

Atmospheric deposition

Currently, only Pb, Cd, Hg, benzo(*a*)pyrene are included in EMEP-models to estimate deposition loads on the Baltic Sea region (HELCOM, 2021a). Therefore, a simplified approach, based on deposition fluxes of metals and PAHS at background stations, was used to estimate deposition loads on the Baltic Sea. Thus, the results should be treated as indicative. In Sweden, measurements of PAHs and selected metals are included in the Swedish Monitoring Programme for Air Pollutants, commissioned by the Swedish EPA (Fredricsson et al., 2021). The PAHs are measured in atmospheric deposition (wet and dry deposition) at four background sites, Hallahus, Råö, Aspvreten/Norunda and Pallas (northern Finland) (Figure 1). The metals are measured in precipitation at Hallahus, Råö, Aspvreten/Norunda (except for mercury), Bredkålen and Pallas (Figure 2). The measurements at Aspvreten ended 2017 and from 2018 the sampling is performed at Norunda station. The data is accessible through the Swedish database for Air quality (SMHI, 2021) and the EMEP and EBAS database (EBAS, 2021). More information about the monitoring programs, results and trends is given in Fredricsson et al. (2021).



HELCOM PLC Subbasins	PAH	Metals	Mercury
Bothnian Bay	Pallas	Pallas	Pallas
Bothnian Sea	Aspvreten/Norunda	Bredkälén	Bredkälén
Gulf of Finland	Aspvreten/Norunda	Aspvreten/Norunda	Average Bredkälén/Råö
Baltic Proper	Aspvreten/Norunda	Aspvreten/Norunda	Average Bredkälén/Råö
Gulf of Riga	Aspvreten/Norunda	Aspvreten/Norunda	Average Bredkälén/Råö
Kattegat	Råö	Råö	Råö
Danish Straits	Hallahus	Hallahus	Hallahus

Figure 2. HELCOM 7 subbasins (Bothnian Bay, Bothnian Sea, Gulf of Finland, Gulf of Riga, Baltic Proper, Danish Straits and Kattegat) and the Swedish Exclusive Economic Zone (---). Monitoring sites used for the estimates of deposition fluxes to the specific subbasins. The measurement at Aspvreten ended 2017 and from 2018 the sampling is performed at Norunda station.

The monthly atmospheric deposition of PAHs (dry and wet deposition on 1 m² large deposition surface) was calculated from the daily average value (µg/m²/day) for each sampling period (month) and multiplied with the number of days for each period. The monthly deposition fluxes of PAHs were then summed up to a yearly deposition.

The monthly atmospheric deposition of metals was calculated from the concentration in precipitation (ng/ml), the precipitation rate (mm) and the funnel area of the bulk sampler (m²) during each sampling period (month), as:

$$\text{Precipitation rate (mm)} = \text{Precipitation volume/ sampler area (m}^2\text{)}/1000 \quad (1)$$

$$\text{Deposition (ug/m}^2\text{)} = \text{concentration (ng/ml)} * \text{precipitation rate (mm)} \quad (2)$$

Monthly deposition fluxes of metals were summed up to a yearly deposition flux.

To estimate the atmospheric deposition of PAHs, mercury, and other metals to the specific subbasins of the Baltic Sea and to the Swedish EEZ of Skagerrak, annual deposition fluxes (2016-2018) from the monitoring sites were multiplied with the area of each subbasin. For each subbasin a monitoring site or an average of two sites located closest to the basin was assigned, see Figure 2.

Point sources

The loads of metals from point sources with outlets directly to the coast were compiled from HELCOM (2021a). The data includes loads from coastal municipal wastewater treatment plants (WWTPs) and industrial point sources. However, the reporting to HELCOM of metal load from direct point sources are not fully covered as only the larger WWTPs are obliged to report metal loads. Smaller plants typically lack reporting obligations on metals in their permit, and thus the loads from the smaller plants are not included in the compilation (HELCOM, 2021a). For example, Swedish facilities are only obliged to report metal loads if a specific threshold value is exceeded, e.g. 20 kg/year for Cr, Cu and Zn (Swedish EPA, 2021b).

Data on PAH loads to the Baltic Sea from point sources were only available from Sweden and comprised only a few facilities (industries and wastewater treatment plants) in the Kattegat and Oresund region (Swedish EPA, 2021a). Only *fluoranthene* and the sum of so called PAH4 (benzo(a)pyrene, benzo(b)fluoranthene, benzo(k)fluoranthene, indeno(1,2,3-cd)pyrene) are reported, which makes the comparison with the other emissions sources difficult. In addition, the loads are most likely insignificant (g/year) as compared to atmospheric deposition and direct loads from maritime shipping. Therefore, PAH loads from point sources were excluded in the study.

Results and discussion

The individual largest estimated annual metal load to the Baltic Sea, from all sources is Zn (3905 tonnes), which exceeds the sum of all other metals load (2657 tonnes, Table 2). The second largest load is Cu (1414 tonnes) followed by Ni (673 tonnes), Pb (272 tonnes) and Cr (182 tonnes). The load of Vanadium is (59 tonnes) approximately double the loads of As and Cd, (26 tonnes) respectively. Hg is less than 5 tonnes.

The total estimated annual load of PAHs from maritime shipping and atmospheric deposition is close to 20 tonnes per year (Table 3). The highest loads are Fluoranthene, and Phenanthrene (3.7 and 3.2 tonnes respectively), followed by Pyrene (2.5 tonnes), benzo[*k*]fluoranthene (2 tonnes) and chrysene (1.9 tonnes). Benzo[*a*]pyrene, benzo[*ghi*]perylene and indeno[1,2,3-cd]pyrene were in the range 1 – 1.4 tonnes. Naphthalene, benzo[*k*]fluoranthene and benzo[*a*]anthracene were in the range 0.45-0.9 tonnes, while anthracene, dibenz[*a,h*]anthracene, fluorene, acenaphthene and acenaphthylene all were below 0.2 tonnes each.

Table 2 Inputs of metals, tonnes/year, from shipping and leisure boats, rivers, point sources and deposition to the Baltic Sea basins. Data presented as annual average input, in tonnes per year, ± 1 SD for the period 2016–2018 (deposition and point sources) and 2015–2017 (rivers). For shipping, only direct discharges to the sea are considered and no uncertainties are presented since the loads are from 2018 only.

Source	Subbasin	Annual input (tonnes/year)								
		As	Cd	Cr	Cu	Pb	Hg	Ni	V	Zn
Ships	Bothnian Bay	0.001	<0.001	0.01	8.0	0.001	<0.001	0.01	0.04	1.5
	Bothnian Sea	0.05	0.01	0.1	15	0.08	0.001	0.4	1.3	4.0
	Baltic Proper	0.7	0.08	1.7	152	1.0	0.01	5.1	18	41
	Gulf of Finland	0.1	0.01	0.2	78	0.2	0.001	0.8	2.6	17
	Gulf of Riga	0.003	<0.001	0.01	11	0.005	<0.001	0.02	0.05	2.1
	Danish Straits	0.1	0.02	0.4	60	0.2	0.002	1.1	3.9	14
	Kattegat	0.1	0.01	0.2	48	0.1	0.001	0.7	2.5	11
	Total	1.1	0.13	2.7	372	1.5	0.01	8.1	28	90
Leisure boats	Total				57					49
Riverine input	Bothnian Bay		1.5 \pm 0.6	61 \pm 11	150 \pm 20	23 \pm 3.9	0.3 \pm 0.1	225 \pm 50		550 \pm 150
	Bothnian Sea		1.2 \pm 0.3	41 \pm 22	100 \pm 30	21 \pm 8.9	0.2 \pm 0.04	100 \pm 20		360 \pm 140
	Baltic Proper		2.8 \pm 1.6	33 \pm 3.2	120 \pm 20	41 \pm 5.5	1.0 \pm 1.1	100 \pm 14		280 \pm 150
	Gulf of Finland		15.3 \pm 4.4	13 \pm 6.3	390 \pm 40	100 \pm 40	0.7 \pm 1.0	168 \pm 75		1700 \pm 1100
	Gulf of Riga		0.4 \pm 0.2	7.9 \pm 2.0	60 \pm 8.7	20 \pm 30	0.7 \pm 1.2	11 \pm 12		160 \pm 70
	Danish Straits		0.1 \pm 0.01	1.0 \pm 0.5	5.4 \pm 0.9	0.7 \pm 0.2	0.01 \pm 0.0	4.3 \pm 1.1		15 \pm 2.8
	Kattegat		0.3 \pm 0.1	6.8 \pm 1.3	30 \pm 5.5	7.7 \pm 1.1	0.1 \pm 0.02	16 \pm 3.3		80 \pm 15
	Total			22 \pm 3.7	160 \pm 50	850 \pm 80	210 \pm 30	2.9 \pm 0.1	625 \pm 130	
Point sources	Total			4.5	19	2.6	0.11	15		156
Atmospheric deposition	Bothnian Bay	0.8 \pm 0.3	0.2 \pm 0.03	0.9 \pm 0.3	8.0 \pm 0.9	4.1 \pm 0.8	0.1 \pm 0.04	6.1 \pm 2.5	1.5 \pm 0.3	22 \pm 2.9
	Bothnian Sea	1.8 \pm 0.2	0.5 \pm 0.3	1.7 \pm 0.7	12 \pm 4.9	4.8 \pm 2.6	0.3 \pm 0.1	5.0 \pm 3.1	1.6 \pm 0.7	71 \pm 11
	Baltic Proper	16 \pm 10	1.7 \pm 0.4	8.9 \pm 2.9	57 \pm 21	31 \pm 7.7	0.9 \pm 0.2	9.3 \pm 2.8	19 \pm 6.9	254 \pm 81
	Gulf of Finland	2.3 \pm 1.4	0.2 \pm 0.05	1.3 \pm 0.4	8.2 \pm 3.0	4.5 \pm 1.1	0.1 \pm 0.03	1.3 \pm 0.4	2.7 \pm 1.0	36 \pm 11
	Gulf of Riga	1.4 \pm 0.9	0.2 \pm 0.03	0.8 \pm 0.3	5 \pm 1.9	2.8 \pm 0.7	0.1 \pm 0.02	0.8 \pm 0.3	1.7 \pm 0.6	23 \pm 7.2
	Danish Straits	1.3 \pm 0.2	0.4 \pm 0.2	0.8 \pm 0.2	14 \pm 9	5.7 \pm 0.4	0.1 \pm 0.01	1.5 \pm 0.5	2.3 \pm 0.5	51 \pm 17
	Kattegat	1.4 \pm 0.3	0.5 \pm 0.2	0.9 \pm 0.1	11 \pm 0.8	5.0 \pm 0.2	0.1 \pm 0.01	1.4 \pm 0.2	2.1 \pm 0.4	52 \pm 13
	Total	25 \pm 12	3.7 \pm 0.3	15 \pm 3	116 \pm 33	58 \pm 9.6	1.8 \pm 0.4	25 \pm 2.2	31 \pm 8.4	510 \pm 100

Table 3 Input of naphthalene (Nap), acenaphthylene (Acy), acenaphthene (Ace), fluorene (Flo), phenanthrene (Phe), anthracene (Ant), fluoranthene (Fla), pyrene (Pyr), benzo[a]anthracene (BaA), chrysene (Chr), benzo[b]fluoranthene (BbF), benzo[k]fluoranthene (BkF), benzo[a]pyrene (BaP), indeno[1,2,3-cd]pyrene (InP), benzo[ghi]perylene (BghiP), dibenz[a,h]anthracene (DahA) from shipping and atmospheric

deposition to the Baltic Sea basins. Data presented as annual average input, in kg per year, ± 1 SD for the period 2016-2018. For shipping, only direct discharges to the sea are considered and no uncertainties are presented since the loads are from 2018 only.

Source	Subbasin	Annual input (kg/year)															
		Nap	Acy	Ace	Flo	Phe	Ant	Fla	Pyr	BaA	Chr	BbF	BkF	BaP	DahA	BghiP	InP
Ships	Bothnian Bay	0	0	0	0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Bothnian Sea	21	1	1	3	10.9	0.6	1.1	2.2	0.9	1.3	0.3	0.1	0.4	0.2	0.2	0.5
	Baltic Proper	286	12	19	47	151.2	7.8	15.9	31.0	12.1	18.7	4.4	1.4	5.3	2.6	2.4	7.4
	Gulf of Finland	43	2	3	7	22.1	1.1	2.3	4.5	1.8	2.7	0.6	0.2	0.8	0.4	0.4	1.1
	Gulf of Riga	1	0	0	0	0.4	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	Danish Straits	55	2	4	9	28.3	1.5	3.0	5.8	2.2	3.5	0.8	0.3	1.0	0.5	0.5	1.4
	Kattegat	41	2	3	7	21.4	1.1	2.3	4.4	1.7	2.7	0.6	0.2	0.7	0.4	0.3	1.1
	Total	450	19	29	72	230	12	25	48	19	29	6.8	2.2	8.2	3.9	3.7	12
Atm. Dep.	Bothnian Bay	n/a	n/a	n/a	n/a	220 \pm 30	12 \pm 2	120 \pm 10	80 \pm 2	50 \pm 50	70 \pm 60	50 \pm 3	20 \pm 1	30 \pm 10	4 \pm 2	30 \pm 5	30 \pm 4
	Bothnian Sea	n/a	n/a	n/a	n/a	570 \pm 50	30 \pm 10	750 \pm 120	510 \pm 150	170 \pm 100	370 \pm 140	400 \pm 200	160 \pm 80	210 \pm 90	30 \pm 10	260 \pm 140	290 \pm 160
	Gulf of Finland	n/a	n/a	n/a	n/a	220 \pm 20	12 \pm 4	290 \pm 50	200 \pm 60	70 \pm 40	140 \pm 50	160 \pm 80	60 \pm 30	80 \pm 3+	10 \pm 4	100 \pm 50	110 \pm 60
	Baltic Proper	n/a	n/a	n/a	n/a	1500 \pm 130	80 \pm 30	2000 \pm 300	1400 \pm 400	460 \pm 250	1000 \pm 400	1100 \pm 600	420 \pm 220	540 \pm 200	70 \pm 30	700 \pm 400	750 \pm 430
	Gulf of Riga	n/a	n/a	n/a	n/a	140 \pm 10	8 \pm 2	180 \pm 30	120 \pm 30	40 \pm 20	90 \pm 30	100 \pm 50	40 \pm 6	50 \pm 20	6 \pm 2	60 \pm 30	70 \pm 40
	Kattegat	n/a	n/a	n/a	n/a	140 \pm 40	5 \pm 1	150 \pm 40	100 \pm 20	50 \pm 20	90 \pm 20	60 \pm 20	30 \pm 10	40 \pm 10	7 \pm 3	40 \pm 20	40 \pm 10
	Danish Straits	n/a	n/a	n/a	n/a	1200 \pm 30	8 \pm 2	250 \pm 6+	160 \pm 40	50 \pm 20	130 \pm 50	110 \pm 40	40 \pm 10	60 \pm 20	10 \pm 4	70 \pm 20	70 \pm 20
	Total	n/a	n/a	n/a	n/a	3000 \pm 200	160 \pm 40	3700 \pm 500	2500 \pm 600	900 \pm 350	1900 \pm 500	2000 \pm 900	760 \pm 360	1000 \pm 400	130 \pm 40	1300 \pm 600	1400 \pm 700

Loads of metals to the Baltic Sea and its subbasins

The total annual load of metals from maritime shipping and leisure boats to the Baltic Sea is dominated by Cu and Zn (Figure 3). Cu showed the largest annual load (429 tons) followed by Zn (139 tons), V (28 tons) and Ni (8 tons).

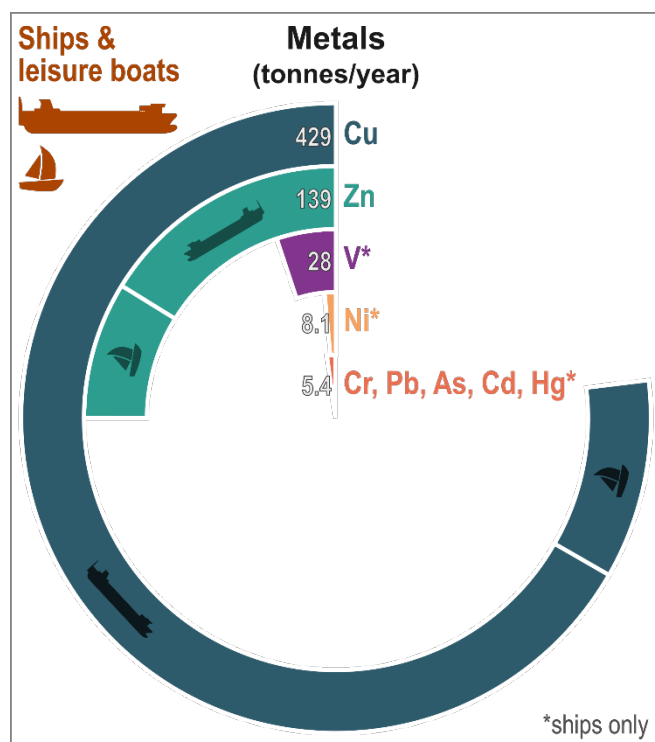


Figure 3. Inputs of metals to the Baltic Sea from maritime shipping and leisure boats in 2018

The other metals (Cr, Pb, As, Cd and Hg) contributed to considerably lower loads (in total 5 tons). The annual load of metals to the Baltic Sea and its subbasins from all the investigated sources is shown in Table 2. Baltic Proper is receiving the largest share of metals (41–63 %) from maritime shipping, which is a result of the high shipping activity in this basin and the large area. Gulf of Finland is receiving the highest load of metals from riverine input except Cr and Hg, despite that the average annual river flow rate to this basin (3900 m³/s) is similar as to the Bothnian Bay (4000 m³/s). The loads of metals from point sources were, in comparison to the riverine input, low and accounted for between 1–5 % of the total riverine input to the Baltic Sea.

Regarding atmospheric deposition of metals to the Baltic Sea, the extrapolation of data from very few of monitoring stations to the large areas of the subbasins, and the location of the monitoring sites, all affect the accuracy of the results. The results on atmospheric deposition in Table 2 should therefore be considered as indicative. A comparison can however be made to the MSCE-HM modelled deposition. The MSCE-HM is a much more sophisticated approach, including atmospheric reaction and transport, and validation to a larger number of international monitoring stations, compared to the simple extrapolation made in this study (measured deposition at background stations) to calculate loads. Nonetheless, the MSCE-HM model showed deposition on the Baltic Sea of Cd and Hg, on average 4.1 and 2.8 tonnes/year, respectively, during the period 2016–2018, (HELCOM, 2021a), to be in the same order of magnitude as the deposition load estimated in this study (3.7 and 1.8 tonnes/year respectively for Cd and Hg). For Pb, a larger discrepancy was observed, where MSCE-HM modelled deposition was higher (143 tonnes/year) (HELCOM, 2021a) than this study (58 tonnes/year).

Load of PAHs to the Baltic Sea and its subbasins

The direct annual load of PAHs from maritime shipping to the Baltic Sea is shown in Figure 4. The dominating PAHs were all LMW compounds, with the highest load from naphthalene (450 kg) and phenanthrene (235 kg). Besides shipping, atmospheric deposition was the only source of PAHs that could be assessed in the study. As for the metals, the highest load of PAHs from both deposition and maritime shipping occurred in the Baltic Proper. In comparison with the other subbasins, Bothnian bay and Bothnian Sea received very low loads of all investigated PAHs from maritime shipping. This can be explained by the low usage of open and closed loop scrubbers in this area which are the dominating source of PAHs from maritime shipping (see section 3.1). It should also be emphasized that atmospheric deposition in this study was derived based on monitored deposition of PAHs at six land-based background stations. Thus, exhaust emissions of PAHs to the atmosphere from shipping and the corresponding deposition on the Baltic surface may not be fully accounted for. The input of PAHs from shipping as well as the total deposition to the Baltic Sea are presumed to be underestimated in this study.

For the PAHs, benzo(*a*)pyrene is the only compound included in the EMEP MSCE-HM model, and the deposition to the Baltic Sea has been rather steady since the mid-1990s with average annual deposition of 2.7 tonnes/year (HELCOM, 2021a). This is about three-times more than the deposition estimated in this study (1 tonnes/year) (Table 3).

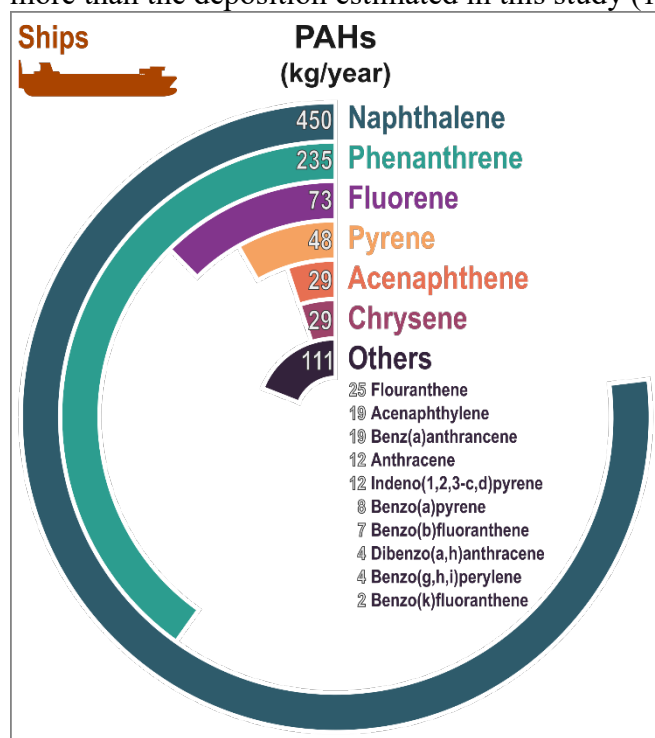


Figure 4 Direct inputs of PAHs to the Baltic Sea from maritime shipping in 2018

Comparisons of loads

When comparing the contaminant loads from different sources, it is important to keep the uncertainties in the different figures in mind. Regarding the atmospheric deposition, although variation is provided from the sampling, the probable most important uncertainty relates to the extrapolation, from four stations to entire sea basins, which is not reflected in the provided uncertainties in Table 2 and 3. The uncertainty estimates of the riverine inputs include both variation in contaminant concentration during sampling as well as uncertainty of the estimated water flow. The contaminant concentration data from shipping liquid waste

streams are known to be highly variable, both over time and between different ship types, and individual ships (Jalkanen et al., 2021; Lunde Hermansson et al., 2021). Similarly, there are inevitably variations in emission and discharge factors of volumes of liquid waste streams from shipping, although these variations are currently not well known. This implies that in reality, especially at local scale, large variations in contaminant load could be expected. Further, considering that at least three shipping-related sources (cooling water, tank cleaning and hull cleaning) are lacking, the current numbers are likely to underestimate the contaminant load from shipping. Analogously, the estimated contaminant loads from leisure boating should be considered in the lower range, especially with respect to PAHs that are missing in the assessment (Egardt et al., 2018).

Metals

The metals with the highest load from maritime shipping and leisure boating are Cu, Zn and V (Figure 3). Therefore, these metals were further selected to assess their relative contribution between the different sources. The total annual load of Cu to the Baltic Sea was 1415 tonnes, of which riverine input contributed to 60% of the total input (850 tonnes) while maritime shipping and leisure boating accounted for almost one third of the load (430 tonnes) (Figure 5). The origin (natural or anthropogenic) of the riverine input of Cu to the Baltic Sea is not known. However, diffuse emissions of Cu to Swedish catchment areas (inland waters) from various sources has been compiled by Ejhed et al. (2010). The result (based on data from 1985-2004) showed leaching from forest land (52 tonnes/year), stormwater (38 tonnes/year), leaching from agriculture (30 tonnes/year) and remaining land areas (21 tonnes/year) to be the largest diffuse sources of copper to Swedish inland waters. The extent of which this Cu load (in total 143 tonnes) to Swedish inland waters, is being transported to the Baltic Sea, is not known, and the Cu load from antifouling to the Swedish EEZ (82 tonnes/year) (Supporting Material Table S1) is yet the identified single largest anthropogenic source of Cu to the Baltic Sea.

The load of copper from maritime shipping and leisure boating is almost four times as large as the estimated indicative load from atmospheric deposition (116 tonnes). The bulk (98%) of the Cu load from maritime shipping and leisure boating is from antifouling paints, where maritime shipping and leisure boating annually account for 365 and 57 tonnes respectively. Although the share is more than sixfold higher from maritime shipping, the emission from leisure boats is concentrated during a five-months summer season and occurs primarily in sensitive coastal areas. If a comparison was performed during a summer month instead (July), the load of Cu from shipping is only twofold compared to the load from leisure boats (Johansson et al., 2020).

The Cu load from scrubbers operating in open loop mode is the second largest Cu source from shipping and constitutes about 6 tonnes annually. This is almost one third of the contribution from all direct point sources to the Baltic Sea. The load of Cu from grey water, sewage and bilge water is low and comprises to less than 2 tonnes annually in total. The load of metals and PAHs from shipping is derived from activity and scrubber installation during 2018. Based on this data set, only 99 vessels operated in the Baltic Sea with scrubbers (Jalkanen and Johansson, 2019) and their discharge of open loop scrubber water to the total Baltic Sea was in this study estimated to 0.15 billion m³/year (Supporting material Table S2). However, recent data from DNV GL (2021) suggests a rapid global increase in scrubber installations from about 700 vessels in 2018 to over 4500 vessels in operation with a scrubber or on order to install a scrubber in 2020 (Figure 6) (DNV-GL 2020). Therefore, the discharge of scrubber washwater to the Baltic Sea are expected to have increased the last years. In a recent study by Osipova et al. (2021), the annual discharge volumes to the Baltic Sea from ships operating with scrubbers were predicted based on 2019 activity data and with the

assumptions that ships that had or were expected to have scrubbers installed by the end of 2020 was operating in open loop mode with a flow rate of 45 m³/MWh. The estimated volume of open loop discharge water to the Baltic Sea is then 0.3 billion m³/year. As described previously, the applied flow rate, based on an old IMO document dated to 2008 (IMO, 2008), may however be out of date and if a flow rate of 90 m³/MWh was applied instead, the total volume would be 0.6 billion m³/year. This is almost 4 times higher than the estimate in this study (0.15 billion m³/year), indicating that the load of all pollutants from scrubber operated in open loop mode, to the Baltic Sea, could be significantly (fourfold) higher.

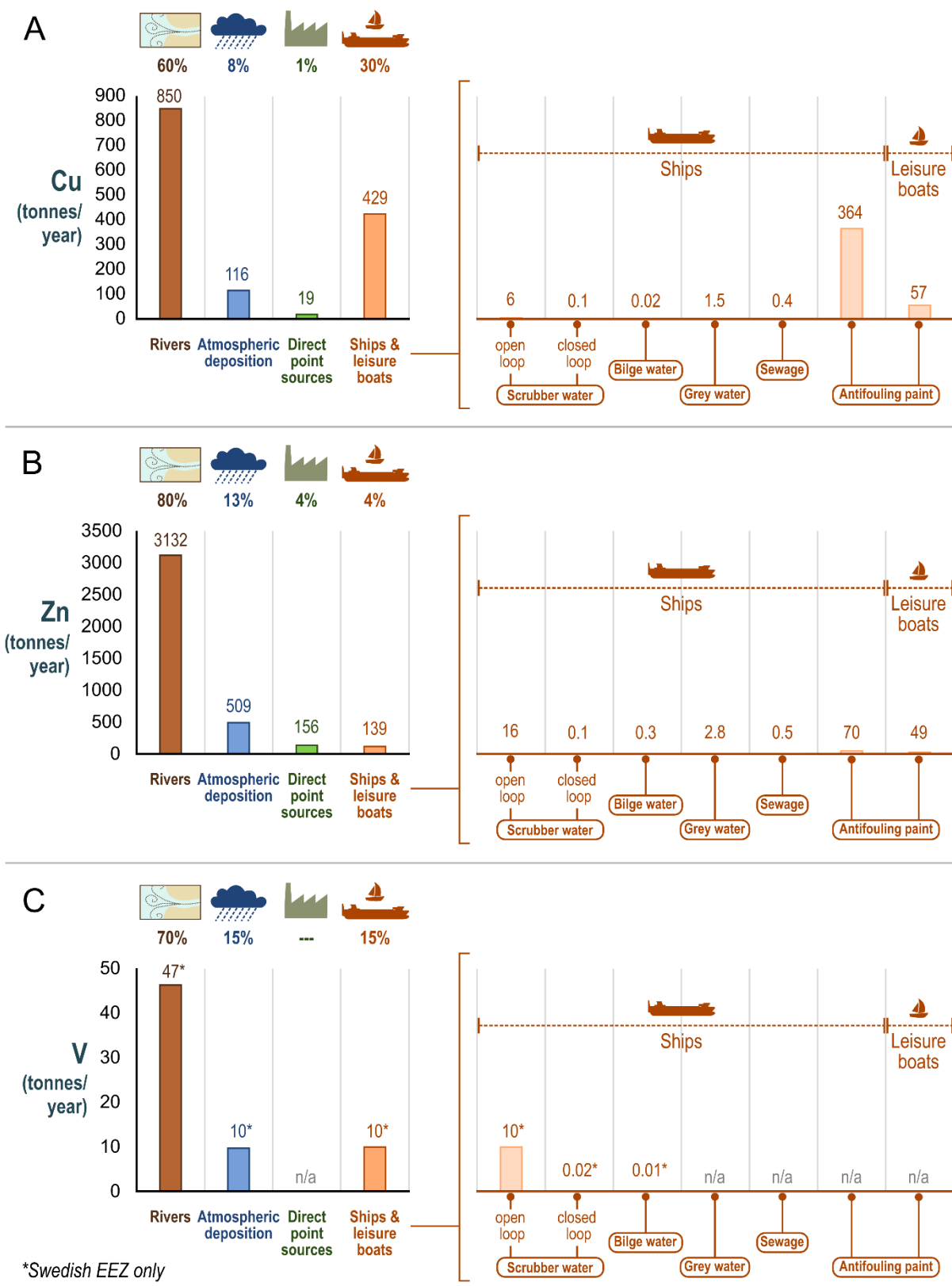


Figure 5 Comparison of loads (tonnes/ year) of Cu (A), Zn (B) and V (C) from rivers, atmospheric deposition, direct point sources, and direct discharges from ships and leisure boats to the Baltic Sea. For V, the assessment was performed in the Swedish Exclusive Economic Zone (EEZ) only, since data was missing for the other HELCOM contracting parties.

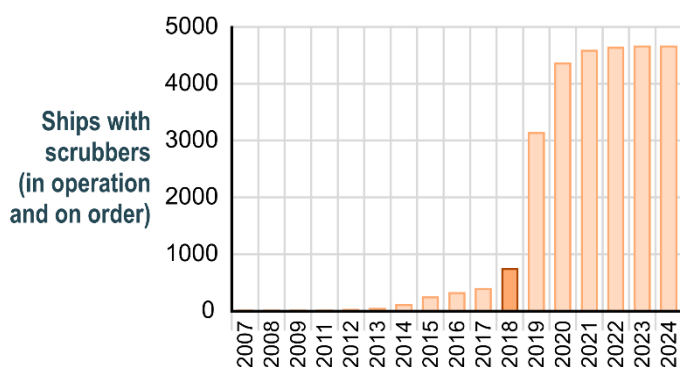


Figure 6 Global scrubber installations on ships (DNV GL, 2021). Ships with scrubbers (in operation and on order) in 2018 highlighted in dark orange in the figure

For the load of zinc, riverine input is the largest route of entry to the Baltic Sea and constitutes about 80% of the total loads to the sea (Figure 5). The second largest source is atmospheric deposition (13%), while the contribution from direct point sources and ships and leisure boats was similar, 4% and 3.6%, respectively. As for copper, the largest source of zinc from maritime shipping and leisure boating was antifouling paints, followed by a lower share from scrubbers.

For vanadium, the assessment could only be performed for the Swedish EEZ due to lack of information of riverine loads from other HELCOM contracting parties. The Swedish EEZ is receiving more than one third of the total discharged open loop water to the Baltic Sea (Supporting material Table S2). Nonetheless, the results showed maritime shipping, and the use of open loop scrubbers to account for 15% of the total input to Swedish EEZ (Figure 5 and Supporting Material Table S3). This can partly be explained by the relatively high concentrations of vanadium in conventional high sulphur fuel oils (Lunde Hermansson et al., 2021). Today, these types of fuels can only be used by ships equipped with scrubbers and during operation in open loop mode they will thus continue to significantly contribute to the vanadium load in the Baltic Sea area. In addition, if the assessment was performed based on the discharge volumes from Osipova et al. (2021) and the higher discharge rate (90 m³/MWh), the load of V would be four times higher and thus constitute about 40% of the total input to Swedish EEZ.

PAHs

The share of PAHs from maritime shipping as compared to the total load from all sources, ranged from 0.3–7.3%, and the input was almost exclusively ($\geq 98\%$) derived from scrubbers operating in open loop mode (Figure 7). For the HELCOM core indicators benzo(a)pyrene, anthracene and fluoranthene the share from maritime shipping was 0.8%, 7.0% and 0.7%, respectively. However, as stated previously, the estimated deposition of PAHs on the Baltic Sea holds large uncertainties. Emission factors of the 16 US EPA priority PAHs to air during combustion of HFO and low sulphur (<0.5%) marine gas oil (MGO) have been compiled by Lunde Hermansson et al. (2021). Also, emission factors to water and air if a ship is operating with HFO and use open loop scrubbers were assessed. The results showed the combustion of HFO to have a significantly higher emission factors to air of all PAHs as compared to MGO, e.g. the EF for anthracene was 8.2 mg/MWh (HFO) and 2.2 mg/MWh (MGO). If the ship is operating with a scrubber (and HFO), the emission factors to water and air was 1.8 mg/MWh and 6.4 mg/MWh, respectively. However, since no atmospheric chemical dispersion model was available to model deposition of PAHs other than benzo(a)pyrene in the Baltic region it

is beyond the scope of this study to account for emissions of PAHs other than the direct discharge via scrubber water and bilge water.

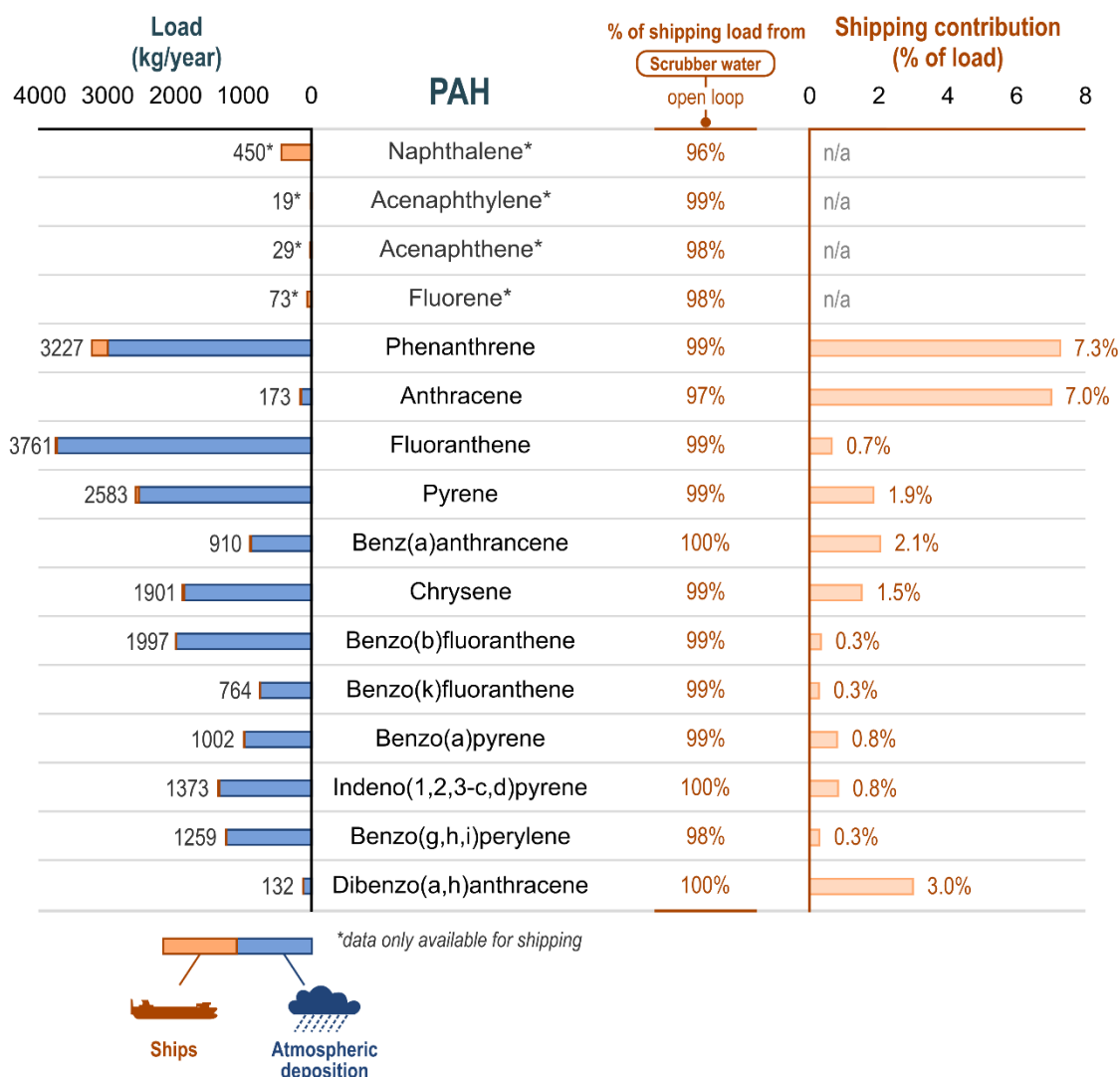


Figure 7 Comparison of loads (kg/ year) of PAHs from direct discharges from ships and atmospheric deposition to the Baltic Sea.

Possibilities to reduce the inputs of selected metals and PAHs

Maritime shipping is a significant source of certain metals and PAHs to the marine environment, where scrubbers operating in open loop mode, and antifouling paints are the main origins of this pressure. Copper oxide is the dominating biocide in antifouling paints and the release rate of copper from the paint surface to the water can vary between 2 – 66 $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{d}$ according to a compilation of 145 commercial antifouling paints (Jalkanen et al., 2021). However, recent studies suggest that a release rate of 2.2 $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{d}$ and 5 $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{d}$ to be sufficient to prevent macrofouling (e.g. barnacles and macroalgae) in the Baltic Proper and Kattegat, respectively (Lagerström et al., 2020), indicating that most coatings on the market are excessively toxic if used on ships in the Baltic Sea. Alternatives to copper-based antifouling paints exist including biocide-free silicone foul-release coatings and inert coatings combined with in-water hull cleanings. Foul-release coatings have shown to be even more effective than copper-based coatings in preventing biofouling when coated panels were exposed statically for 12 months in Gothenburg harbour (Kattegat) (Oliveira and Granhag,

2020). However, neither foul release coatings nor copper-based antifouling coatings are suitable for ice-going vessels as they do not provide adequate protection for the hull and the ice will ultimately damage or remove the paint. Therefore, inert coatings are more appropriate to be used on ships sailing in the northern part of the Baltic Sea during wintertime. This is also accounted for in the STEAM model where it is assumed that only 20% and 50% of the ships that exclusively operate in the Gulf of Bothnia and Baltic Proper, respectively, are coated with copper-based antifouling paints (Jalkanen et al., 2021). Copper is currently evaluated for inclusion as a HELCOM core indicator and in a recent report by Lagerström et al. (2021), two environmental quality standards (EQS) for sediment were presented, 20 or 30 mg/kg dry weight normalized to 5% total organic carbon (TOC). When these EQS values were compared with surface sediment concentration, the result showed 90% or 76% of the data points to exceed the EQS of 20 or 30 mg/kg, dw at 5% TOC, respectively. Thus, to improve the status of Baltic Sea it is important to actively reduce the pressure of copper where antifouling paint was identified to be the largest anthropogenic source.

Based on the current knowledge, scrubbers, especially open loop systems, are among the largest contributing waste streams when it comes to metals and PAHs from maritime shipping. It should also be emphasized that this is true despite that ships equipped with scrubbers only constitutes a small fraction (99 ships in 2018) of the fleet that operates in the Baltic Sea Area (8900 ships carrying an IMO number in 2018) (Jalkanen and Johansson, 2019). Most of the ships (86%) operated with a hybrid system, which allows for operation in either open- or closed loop mode or a closed loop system (Jalkanen and Johansson, 2019). Thus, only 14% of the ships have no possibility to operate in closed loop mode. This is in contrast with the global fleet where 85% of the installations are open loop systems (IMO GISIS, 2021). Thus, if open-loop mode operation would be restricted in the Baltic Sea, the vast majority of the vessels could still be able to operate in closed loop mode.

The installation of scrubbers allows for a continuous use of heavy fuel oils (HFOs) which in turn is associated with higher emissions of both metals and PAHs as compared to distillate fuels (Lunde Hermansson et al., 2021). Although the atmospheric emissions of SO_x meet the IMO's limits with the use of scrubbers, other hazardous substances are being enriched and discharged directly to the marine environment, especially during the, more commonly used, open loop mode operation. For example the total load of Cu, V and anthracene was calculated based on the EF in Lunde Hermansson et al. (2021) and the discharge rate of 90 m³/MWh (open loop) and 0.45 (closed loop) m³/MWh. The result showed the loads to be 13 (Cu), 4 (V) and 10 (anthracene) times higher, respectively, if a ship is operating in open loop mode as compared to closed loop mode. Yet, the contaminant concentration of closed-loop washwater at the moment of discharge, may be higher as the water is being recirculated during the process, although the total discharged volumes are lower; typically a system operated in closed loop mode result in less than 1% of the volumes discharged per day, compared to daily discharge from open loop. Ytreberg et al. (2021a) showed that the marine ecotoxicological impact of open loop discharge water was six times more severe compared to closed loop systems when determined through Life Cycle Impact Assessment (LCIA). Even though the loads of PAHs and metals from atmospheric deposition hold large uncertainties, the results from this study suggest open loop scrubber washwater to be a major source of PAHs to the marine environment, e.g. 7% of the total load of anthracene in 2018 is caused by wash water from scrubbers operated in open loop mode in the Baltic Sea. As previously emphasized, the discharge of scrubber washwater has increased since 2018 and is predicted to be fourfold as high when ships that had, or were expected to have, scrubbers installed by the end of 2020 are using open loop scrubbers with a flow rate of 90 m³/MWh. Concerns have also been raised regarding the challenge to predict environmental impacts due to the chemical cocktail

of acidifying, eutrophying and hazardous substances present in scrubber discharge water (Hassellöv et al., 2020). For example, in a study on copepods, none of the individual PAHs or heavy metals analysed in the scrubber washwater occurred in concentrations which could explain the toxic responses (Thor et al., 2021).

Conclusions

Baltic Sea is considered one of the most polluted seas in the world and none of the Baltic Sea basin reaches good environmental status according to the latest HELCOM assessment. The assessment is based on several indicators covering hazardous substances, including PAHs and metals. Maritime shipping and leisure boating are two sectors known to emit both PAHs and metals, but they have so far not been included in the HELCOM assessments nor included in the HELCOM pollution load compilation of hazardous substances. For future assessments, maritime shipping and leisure boating, should be included as they here have been identified as the largest individual anthropogenic sources of copper to the Baltic Sea. Together they accounted for almost one third of the total copper load to the Baltic Sea, mainly due to the use of copper based antifouling paints. Biocide-free alternatives do exist, including foul release coatings, which have shown to be as effective as copper-based coatings to prevent biofouling. However, as long as copper-based coatings are allowed to be used in the Baltic Sea, biocide-free strategies have difficulty in gaining market shares. The use of open loop scrubbers on ships was identified as a major source of vanadium and to a lesser extent anthracene to the Baltic Sea. Switching to closed loop mode, which 85% of the Baltic Sea scrubber fleet has the possibly to do, could reduce the loads of most PAHs and metals with up to 90%.

Acknowledgment

This work was funded by the Swedish Agency for Marine and Water management [grant agreement No 474-21]. The project has also received funding from the European Union's Horizon 2020 research and innovation program under grant agreement No 874,990 (EMERGE project). This work reflects only the authors' view and CINEA is not responsible for any use that may be made of the information it contains.

References

DNV GL, 2021. Alternative Fuels Insight <https://www.veracity.com/> (accessed 27 September 2021).

EBAS, 2021. <http://ebas.nilu.no/> (accessed 30 September 2021).

Egardt, J., Mørk Larsen, M., Lassen, P., Dahllöf, I., 2018. Release of PAHs and heavy metals in coastal environments linked to leisure boats. *Mar Pollut Bull* 127, 664-671.

Ejhed, H., Liljeberg, M., Olshammar, M., Wallin, M., Rönnback, P., Stenström, A., 2010. Bruttobelastning på vatten av metaller från punktkällor och diffusa källor - slutrapport. SMED. Report No 41 2010. <https://smed.se/vatten/1128>

Endres, S., Maes, F., Hopkins, F., Houghton, K., Mårtensson, E.M., Oeffner, J., Quack, B., Singh, P., Turner, D., 2018. A New Perspective at the Ship-Air-Sea-Interface: The Environmental Impacts of Exhaust Gas Scrubber Discharge. *Frontiers in Marine Science* 5.

Fredricsson, M., Danielsson, H., Hansson, K., Pihl-Karlsson, G., Nerentorp, M., Potter, A., Hansson, H., Areskoug, H., Tunved, P., Mellqvist, J., Lindström, B., Nanos, T., Andersson, S., Carlund, T., Leung, W., 2021. Sakrapport med data från övervakning inom Programområde Luft t.o.m 2019. IVL report C584. <https://www.ivl.se/publikationer/publikationer/nationell-luftovervakning.html> (accessed 29 September 2021).

Gauss, M., Gusev, A., Aas, W., Hjellbrekke, A., Ilyin, I., Klein, H., Nyiri, A., Rozovskaya, O., Shatalov, V., Strijkina, I., Travnikov, O., 2020. Atmospheric Supply of Nitrogen, Cadmium, Lead, Mercury, PCDD/Fs, PCB-153, and B(a)P to the Baltic Sea. Technical report MSC-W 3/2020.

Gerhard, W.A., Gunsch, C.K., 2018. Analyzing trends in ballasting behavior of vessels arriving to the United States from 2004 to 2017. *Marine Pollution Bulletin* 135, 525-533.

Hassellöv, I.M., Koski, M., Broeg, K., Marin-Enriquez, O., Tronczynski, J., Dulière, V., Murray, C., Bailey, S., Redfern, J., de Jong, K., Ponzevera, E., Belzunce-Segarra, M.J., Mason, C., Iacarella, J.C., Lyons, B., Fernandes, J.A., Parmentier, K., 2020. ICES Viewpoint background document: Impact from exhaust gas cleaning systems (scrubbers) on the marine environment (Ad hoc). *ICES Scientific Reports*. 2:86. 40 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.7487>.

HELCOM, 2018a. HELCOM Thematic assessment of hazardous substances 2011-2016. *Baltic Sea Environment Proceedings* n°157. Available at: <http://stateofthebalticsea.helcom.fi/about-helcom-and-the-assessment/downloads-and-data/>.

HELCOM, 2018b. Inputs of hazardous substances to the Baltic Sea. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 162. Information included in this publication or extracts thereof is free for citing on the condition that the complete reference of the publication is given as stated above. <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/BSEP162.pdf> (accessed 29 September 2021).

HELCOM, 2018c. State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011-2016. *Baltic Sea Environment Proceedings* 155.

HELCOM, 2019. HELCOM Guidelines for the annual and periodical compilation and reporting of waterborne pollution inputs to the Baltic Sea (PLC-Water). <http://www.helcom.fi/Lists/Publications/PLC-Water-Guidelines-2019.pdf> (accessed 29 September 2021).

HELCOM, 2021a. Inputs of hazardous substances to the Baltic Sea. Baltic Sea Environment Proceedings No. 179. <https://helcom.fi/media/publications/Inputs-of-hazardous-substances-to-the-Baltic-Sea.pdf> (accessed 29 September 2021).

HELCOM, 2021b. PLC-Water database http://nest.su.se/helcom_plc/ (accessed 23 August 2021).

IMO, 2008. RESOLUTION MEPC 58/23. REPORT OF THE MARINE ENVIRONMENT PROTECTION COMMITTEE ON ITS FIFTY-EIGHTH SESSION.

IMO GISIS, 2021. <https://gisis.imo.org/Public/Default.aspx> (accessed 8 August 2021).

Jalkanen, J.P., 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.

Jalkanen, J.P., Johansson, L., Wilewska-Bien, M., Granhag, L., Ytreberg, E., Eriksson, K.M., Yngsell, D., Hassellöv, I.M., Magnusson, K., Raudsepp, U., Maljutenko, I., Winnes, H., Moldanova, J., 2021. Modelling of discharges from Baltic Sea shipping. *Ocean Sci.* 17, 699-728.

Johansson, L., Ytreberg, E., Jalkanen, J.P., Fridell, E., Eriksson, K.M., Lagerström, M., Maljutenko, I., Raudsepp, U., Fischer, V., Roth, E., 2020. Model for leisure boat activities and emissions – implementation for the Baltic Sea. *Ocean Sci.* 16, 1143-1163.

Lagerström, M., Lunde Hermansson, A., Ytreberg, E., 2021. Copper as a HELCOM core indicator.

Lagerström, M., Ytreberg, E., Wiklund, A.-K.E., Granhag, L., 2020. Antifouling paints leach copper in excess – study of metal release rates and efficacy along a salinity gradient. *Water Research* 186, 116383.

Lunde Hermansson, A., Hassellöv, I.-M., Moldanová, J., Ytreberg, E., 2021. Comparing emissions of polyaromatic hydrocarbons and metals from marine fuels and scrubbers. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 97, 102912.

Magnusson, K., Jalkanen, J.-P., Johansson, L., Smailys, V., Telemo, P., Winnes, H., 2018. Risk assessment of bilge water discharges in two Baltic shipping lanes. *Marine Pollution Bulletin* 126, 575-584.

MEPC 73/INF.5, 2018. Pollution Prevention and Response. Study report on analyses of water samples from exhaust gas cleaning systems. Submitted by CESA.

MEPC.280(70), Effective date of implementation of fuel oil standard in regulation 14.1.3. of MARPOL Annex VI.

[https://wwwcdn.imo.org/localresources/en/OurWork/Environment/Documents/280\(70\).pdf](https://wwwcdn.imo.org/localresources/en/OurWork/Environment/Documents/280(70).pdf) (accessed 29 September 2021).

Molnar, J.L., Gamboa, R.L., Revenga, C., Spalding, M.D., 2008. Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6, 485-492.

Oliveira, D.R., Granhag, L., 2020. Ship hull in-water cleaning and its effects on fouling-control coatings. *Biofouling* 36, 332-350.

Osipova, L., Georgeff, E., Comer, B., 2021. Global scrubber washwater discharges under IMO's 2020 fuel sulfur limit. *The International Council on Clean Transportation (ICCT)*.

Pohl, C., Hennings, U., 2007. Trace metal concentrations and trends in Baltic surface and deep waters, 1993-2007. http://www.helcom.fi/environment2/ifs/en_GB/cover/. HELCOM Indicator Fact Sheets.

SLU, 2021. <http://webstar.vatten.slu.se/db.html> (accessed 25 May 2021).

SMHI, 2021. <https://www.smhi.se/data/miljo/luftmiljodata> (accessed 29 September 2021).

Sofiev, M., Winebrake, J.J., Johansson, L., Carr, E.W., Prank, M., Soares, J., Vira, J., Kouznetsov, R., Jalkanen, J.-P., Corbett, J.J., 2018. Cleaner fuels for ships provide public health benefits with climate tradeoffs. *Nature Communications* 9, 406.

Swedish EPA, 2021a. <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/sv/Sok/> (accessed 21 October 2021).

Swedish EPA, 2021b. Swedish Pollutant Release and Transfer Register. <https://utslappisiffror.naturvardsverket.se/en/Substances/Pollutants-with-treshold-values/> (accessed 3 October 2021).

Teuchies, J., Cox, T.J.S., Van Itterbeeck, K., Meysman, F.J.R., Blust, R., 2020. The impact of scrubber discharge on the water quality in estuaries and ports. *Environmental Sciences Europe* 32, 103.

Thor, P., Granberg, M.E., Winnes, H., Magnusson, K., 2021. Severe Toxic Effects on Pelagic Copepods from Maritime Exhaust Gas Scrubber Effluents. *Environmental Science & Technology* 55, 5826-5835.

Travnikov, O., Ilyin, I., 2009. The EMEP/MSC-E mercury modeling system, in: Mason, R., Pirrone, N. (Eds.), *Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere: Emissions, Measurements and Models*. Springer US, Boston, MA, pp. 571-587.

Turner, D.R., Hasselöv, I.-M., Ytreberg, E., A, R., 2017a. Shipping and the environment: Smokestack emissions and scrubbers. *Elementa* 5.

Turner, D.R., Hasselöv, I.-M., Ytreberg, E., Rutgersson, A., 2017b. Shipping and the environment: Smokestack emissions, scrubbers and unregulated oceanic consequences. *Elem Sci Anth* 5.

Ytreberg, E., Åström, S., Fridell, E., 2021a. Valuating environmental impacts from ship emissions – The marine perspective. *Journal of Environmental Management* 282, 111958.

Ytreberg, E., Eriksson, M., Maljutenko, I., Jalkanen, J.-P., Johansson, L., Hassellöv, I.-M., Granhag, L., 2020. Environmental impacts of grey water discharge from ships in the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 152, 110891.

Ytreberg, E., Hassellöv, I.-M., Nylund, A.T., Hedblom, M., Al-Handal, A.Y., Wulff, A., 2019. Effects of scrubber washwater discharge on microplankton in the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 145, 316-324.

Ytreberg, E., Karlberg, M., Hassellöv, I.-M., Hedblom, M., Nylund, A.T., Salo, K., Imberg, H., Turner, D., Tripp, L., Yong, J., Wulff, A., 2021b. Effects of seawater scrubbing on a microplanktonic community during a summer-bloom in the Baltic Sea. *Environmental Pollution* 291, 118251.

Ytreberg, E., Lagerström, M., Nöu, S., Wiklund, A.-K.E., 2021c. Environmental risk assessment of using antifouling paints on pleasure crafts in European Union waters. *Journal of Environmental Management* 281, 111846.

Supporting material - Metal and PAH loads from ships and boats, relative other sources, in the Baltic Sea

Erik Ytreberg^{1*}, Katarina Hansson², Anna Lunde Hermansson¹, Rasmus Parsmo², Maria Lagerström¹, Jukka-Pekka Jalkanen³, Ida-Maja Hassellöv¹

¹Chalmers University of Technology, Department of Mechanics and Maritime Sciences, SE 412 96 Gothenburg, Sweden

²IVL, Swedish Environmental Research Institute, P.O. Box 53021, 40014 Gothenburg, Sweden

³Finnish Meteorological Institute, Erik Palmenin aukio 1, 00101 Helsinki, Finland

*Corresponding author: Erik Ytreberg, erik.ytreberg@chalmers.se

Table S1. Inputs of metals (tonnes/year) from different shipping related waste streams to the Swedish Exclusive Economic Zones (Skagerrak excluded) in 2018.

Waste stream	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Hg	Ni	V	Zn
Open loop	0.40 <0.00	0.05	0.85	2.16	0.52 <0.00	0.00	2.70	10.16	6.28
Closed loop	1	<0.001	0.02	0.01	1 <0.00	<0.001	0.04 0.00	0.02	0.01 0.10
Bilge water	0.004	<0.001	0.002	0.006	1	<0.001	8 0.03	0.009	8 0.70
Grey water	0.008	<0.001	0.010	0.365	0.035	<0.001	4 0.01	<0.001	5 0.13
Sewage	0.008	<0.001	0.004	0.109	0.002	<0.001	1	<0.001	7
Antifouling				81.6					15.9
Total	0.42	0.05	0.89	84.2	0.55	0.01	2.79	10.19	23.1

Table S2. Discharge volumes to the Baltic Sea and the Swedish Exclusive Economic Zone (EEZ) from maritime shipping in 2018, per subbasin.

	Open loop (million L)	Closed loop (million L)	Bilge water (million L)	Grey water (million L)	Sewage (million L)
Baltic Sea					
Bothnian Bay	20	4	5	40	20
Bothnian Sea	7,100	5	20	500	120
Baltic Proper	100,000	80	160	2800	720
Gulf of Finland	14,000	6	50	900	240
Gulf of Riga	200	1	7	90	30
Danish Straits	18,000	80	80	250	60
Kattegat	14,000	3	40	780	200
Tot Baltic Sea	150,000	180	360	5400	1400
Swe EEZ					
Bothnian Bay	19	3	3	15	6
Bothnian Sea	1700	2	6	30	12
Baltic Proper	51,000	9	80	1100	270
Danish Straits	250	0	8	0	0
Kattegat	3900	1	20	250	59
Tot Swe EEZ	58,000	15	110	1400	350

Table S3. Input of arsenic (As), cadmium (Cd), chromium (Cr), Lead (Pb), Mercury (Hg), Nickel (Ni), Vanadium (V) and zinc (Zn) from shipping, leisure boats, rivers, point sources and deposition to the Swedish Exclusive Economic Zones (EEZ) and its basins (Skagerrak excluded). Data presented

as annual average input, in tons per year, ± 1 SD for the period 2016-2018.
For shipping, no uncertainties are presented since the loads are from 2018 only.

Subbasin	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Hg	Ni	V	Zn
Shipping									
Bothnian Bay	<0.01	<0.01	<0.01	3.5	0.00	<0.01	0.01	0.01	0.7
Bothnian Sea	0.01	<0.01	0.03	5.7	0.02	<0.01	0.09	0.3	1.3
Baltic Proper Danish Straits	0.37	0.04	0.79	53	0.49	<0.01	2.5	9.1	16
Kattegat	<0.01	<0.01	<0.01	5.8	<0.01	<0.01	0.01	0.05	1.3
Tot Swe EEZ	0.03	<0.01	0.06	16.3	0.04	<0.01	0.20	0.7	3.7
	0.4	0.05	0.9	84	0.55	0.01	2.8	10.2	23
Leisure boats									
Tot Swe EEZ				16					19
Deposition									
Bothnian Bay	0.4	0.1		4.0	2.0	0.1		0.7	
Bothnian Sea	± 0.1	± 0.02	0.4 ± 0.2	± 0.5	± 0.4	± 0.02	3.0 ± 1.2	± 0.1	11 ± 1.4
Baltic Proper	0.8	0.2			2.1			0.7	
Kattegat	± 0.1	± 0.1	0.8 ± 0.3	5.5 ± 2.2	± 1.2	0.1 ± 0.1	2.2 ± 1.4	± 0.3	31 ± 5
Danish Straits	6.7	0.7			13			7.9	
Tot Swe EEZ	± 4.2	± 0.2	3.8 ± 1.2	24 ± 8.9	± 3.2	0.4 ± 0.1	3.9 ± 1.2	± 2.9	107 ± 34
	0.4	0.1			1.5	0.03		0.6	15
	± 0.1	± 0.05	0.3 ± 0.04	3.5 ± 0.2	± 0.1	± 0.003	0.4 ± 0.05	± 0.1	± 3.8
	0.1	0.02	0.04	0.6	0.3	0.01	0.1	0.1	2.4
	± 0.01	± 0.01	± 0.01	± 0.4	± 0.02	± 0.001	± 0.02	± 0.02	± 0.8
	8.4	1.2		48	19			10.1	170
	± 4.2	± 0.1	5.3 ± 1.0	± 10.7	± 3.3	0.6 ± 0.2	9.7 ± 1.2	± 2.7	± 40
Riverine input									
Bothnian Bay		0.35				0.1			128
Bothnian Sea	16 ± 1	± 0.03	15 ± 0.3	54 ± 17	10 ± 4	± 0.02	35 ± 5	17 ± 1	± 46
Baltic Proper Danish Straits		0.48				0.1			166
Kattegat	19 ± 3	± 0.11	12 ± 3	51 ± 4	10 ± 3	± 0.02	30 ± 5	11 ± 4	± 35
Tot Swe EEZ		0.24			4	0.03			
	7 ± 1	± 0.05	3.6 ± 1	25 ± 3	± 0.4	± 0.01	18 ± 3	7 ± 1	53 ± 5
	0.6	0.02	0.2	1.1	0.3	0.002		0.5	
	± 0.1	± 0.004	± 0.04	± 0.3	± 0.05	± 0.0004	1 ± 0.2	± 0.1	3 ± 1
	6	0.26				0.05			
	± 0.5	± 0.04	5.8 ± 0.4	23 ± 1	7 ± 1	± 0.01	13 ± 1	11 ± 1	68 ± 8
		1.4		154		0.3			
	48 ± 3	± 0.2	37 ± 5	± 17	3 ± 1	± 0.02	97 ± 3	47 ± 3	420 ± 9

**Havs
och Vatten
myndigheten**

havochvatten.se
telefon 010-698 60 00



**TRANSPORT
STYRELSEN**

transportstyrelsen.se
telefon 0771-503 503