



ELSEVIER

Inhaltsverzeichnisse verfügbar bei ScienceDirect

## Bulletin zur Meeresverschmutzung

Homepage der Zeitschrift: [www.elsevier.com/locate/marpolbul](http://www.elsevier.com/locate/marpolbul)

## Kumulative Umweltrisikobewertung von Metallen und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen durch Schiffsaktivitäten in Häfen

Anna Lunde Hermansson<sup>a,\*</sup>, Ida-Maja Hasseløv<sup>a</sup>, Jukka-Pekka Jalkanen<sup>b</sup>, Erik Ytreberg<sup>a</sup><sup>a</sup> Chalmers University of Technology, Abteilung für Mechanik und Meereswissenschaften, Göteborg, Schweden<sup>b</sup> Finnisches Meteorologisches Institut, Erik Palmenin aukio 1, 00101 Helsinki, Finnland

## ARTICLE INFO

Herausgeber: Tony R. Walker

## Schlüsselwörter:

Kumuliertes Risiko  
Schiffsverschmutzung  
Metalle  
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe  
Meeresumwelt

## ABSTRACT

Bei der Bewertung von Risiken für die Meeresumwelt wird nur selten das kumulative Risiko durch mehrere Schadstoffe und Quellen berücksichtigt. Von Schiffen geht eine Reihe von Schadstoffen aus, die aus verschiedenen Quellen an Bord stammen, was zu einer Schadstoffbelastung der Meeresumwelt führt. Hier wurde das Ship Traffic Emission Assessment Model (STEAM) in Kombination mit dem hydrodynamischen und chemischen Verbleibsmodell MAMPEC verwendet, um die Belastung und die vorhergesagten Umweltkonzentrationen (PECs) von Metallen und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen in vier Häfen zu berechnen. Die PECs wurden mit den vorhergesagten Konzentrationen ohne Auswirkungen (PNEC) verglichen, um das Umweltrisiko durch die verschiedenen Quellen an Bord sowohl einzeln als auch kumulativ zu bewerten. Die Ergebnisse zeigen, dass in drei von vier Häfen ein unannehmbares Risiko besteht. Diese Studie unterstreicht, wie wichtig es ist, bei der Bewertung der marinen Umweltrisiken der Schifffahrt mehrere Schadstoffquellen zu berücksichtigen, und stellt die Eignung der vorgeschlagenen neuen internationalen Leitlinien für die Risikobewertung von Wäscherwassereinleitungen in Frage.

## 1. Einführung

In Gebieten mit hoher Schifffahrtsintensität, z. B. in stark befahrenen Schifffahrtsstraßen und halbgeschlossenen Gebieten wie Häfen, können Schadstoffe von Schiffen eine erhebliche Belastung für die Meeresumwelt darstellen. Häfen werden ständig von Schiffen unterschiedlicher Art und Größe angelaufen, die alle zu einer kontinuierlichen Belastung mit Schadstoffen wie Metallen und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) aus verschiedenen Teilsystemen beitragen, d. h.

e. Schadstoffquellen auf dem Schiff. Beispiele für Schadstoffquellen sind die atmosphärische Ablagerung von Abgasen in der Nähe des Schiffes, die Freisetzung von Bioziden aus Antifouling-Anstrichen, die Ableitung von Rückständen aus dem Bordbetrieb wie Bilgenwasser aus dem Maschinenraum und die Ableitung von Scrubberwasser, d. h. Washwasser aus Abgasreinigungssystemen (Jalkanen et al., 2021). Da sowohl Metalle als auch PAK und ihre Derivate negative Auswirkungen auf Meeresorganismen haben können (Achten und Andersson, 2015; Morales et al., 2016; Honda und Suzuki, 2020), kann der Eintrag dieser Schadstoffe in die Meeresumwelt zu einem erhöhten Risiko führen, wobei das Risiko als inakzeptabel gilt, wenn die Schadstoffkonzentrationen die vorhergesagten Nicht-Effekt-Konzentrationen (PNEC) überschreiten.

Mehrere Studien haben gezeigt, dass die Einleitung von Wäscherwasser zu negativen Auswirkungen auf Meeresorganismen führen kann (Koski et al., 2017; Ytreberg et al., 2019; Teuchies et al., 2020; Thor et al., 2021). Wie frühere

Arbeiten zeigen, dass Wäscher erheblich zur Umweltbelastung durch Metalle und PAK beitragen (Lunde Hermansson et al., 2021; Ytreberg et al., 2022), und es besteht die Notwendigkeit, bei der Bewertung der Umweltrisiken im Zusammenhang mit Emissionen aus Wäschern und der Schifffahrt im Allgemeinen einen umfassenderen Ansatz zu verfolgen, der den Beitrag mehrerer Schadstoffe und letztlich die Toxizität des Gemischs berücksichtigt. Viele der im Abwasser von Wäschern gefundenen Schadstoffe (z. B. Benzo[a]pyren (BaP), Nickel (Ni)) sind als (prioritäre) gefährliche Stoffe in der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2013) aufgeführt, in der sich die EU-Mitgliedstaaten verpflichtet haben, Maßnahmen zu ergreifen, um diese Stoffe schrittweise zu beseitigen und die Emissionen zu stoppen.

Der Ausschuss für den Schutz der Meeresumwelt (MEPC) der Internationalen Seeschifffahrtsorganisation (IMO) hat die Leitlinien für Risiko- und Folgenabschätzungen im Zusammenhang mit der Einleitung von Wäscherwasser verfeinert (MEPC, 2022). Obwohl Schiffe mit Scrubbern nur einen kleinen Teil der Flotte ausmachen (<5 % der Gesamtzahl der Schiffe (DNV-GL, 2021); und etwa 16 % der Bruttoreaumzahl (Teuchies et al., 2020)), machen sie 25 % des Treibstoffverbrauchs der weltweiten Handelsschiff flotte aus (IEA, 2020). Die relative Belastung mit Metallen (z. B. Kupfer (Cu) und Vanadium (V)) und PAK (z. B. Anthracen (Ant)) durch diese Schiffe kann erheblich sein (Ytreberg et al., 2022). Nach den kürzlich verabschiedeten IMO-Richtlinien (MEPC, 2022) ist die Marine

\* Korrespondierender Autor.

E-mail-Adresse: [anna.lunde.hermansson@chalmers.se](mailto:anna.lunde.hermansson@chalmers.se) (A. Lunde Hermansson).

Eingegangen am 18. Dezember 2022; In überarbeiteter Form eingegangen am 21. Februar 2023; Akzeptiert am 3. März 2023  
Online verfügbar ab 15. März 2023  
0025-326X/© 2023 Der/die Autor(en). Veröffentlicht von Elsevier Ltd. Dies ist ein frei zugänglicher Artikel unter der CC BY-Lizenz  
(<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

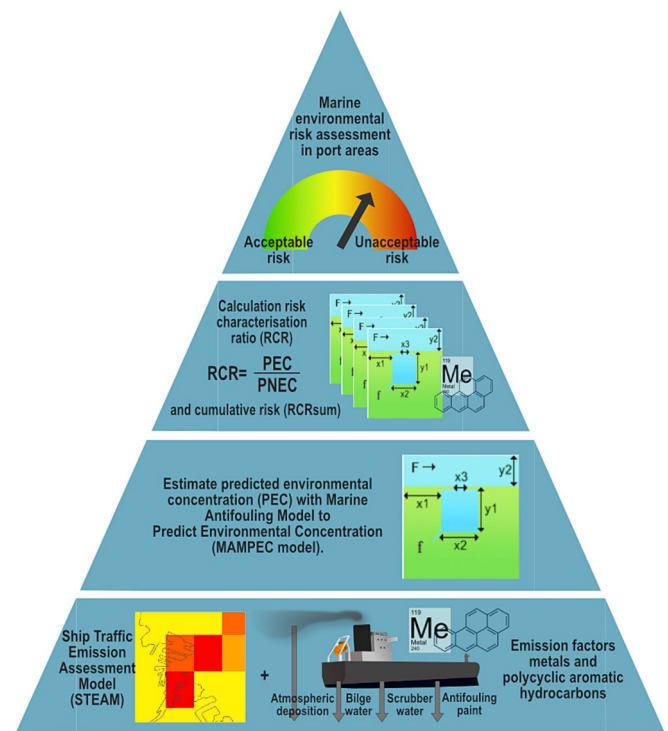
Antifoulant Model to Predict Environmental Concentrations (MAMPEC, Deltares) soll zur Bewertung des Umweltrisikos von Wäscherwassereinleitungen verwendet werden, um den Mitgliedstaaten bei der Formulierung lokaler und regionaler Vorschriften zu helfen (Japan, 2019; MEPC, 2022). MAMPEC wurde entwickelt, um die vorhergesagten Umweltkonzentrationen (PECs) innerhalb und außerhalb einer Hafenumgebung, in der sogenannten Surrounding-Umgebung, zu berechnen. Ähnlich wie bei den Umweltrisikobewertungen von Antifoulingfarben für die kommerzielle Schifffahrt in der Europäischen Union (EU, 2012; ECHA, 2022) schlagen die MEPC-Leitlinien vor, die maximalen PECs in der umgebenden Umwelt aus dem MAMPEC-Modell in die Bewertung einfließen zu lassen, was darauf hindeutet, dass der Hafen selbst nicht als schützenswert angesehen wird, was zu einer Akzeptanz sehr hoher Schadstoffbelastungen führen könnte. In einem rechtlichen Kontext werden verschiedene Schiffstätigkeiten getrennt geregelt (Tabelle 1), und das Umweltrisiko wird für die einzelnen Systeme an Bord einzeln bewertet. In der EU werden beispielsweise Antifouling-Farben mithilfe von MAMPEC einer Risikobewertung unterzogen und auf der Grundlage der Analyseergebnisse reguliert, wobei jedoch andere Einleitungen/Emissionen aus der Schifffahrt bei der Bewertung nicht berücksichtigt werden (ECHA, 2017). Ein ähnlicher Ansatz wird nun für die Umweltrisikobewertung von Wäschern vorgeschlagen (MEPC, 2022). In den MEPC-Leitlinien (2022) wird vorgeschlagen, dass bei der Bewertung auch andere Schadstoffquellen und Hintergrundkonzentrationen berücksichtigt werden sollten und dass für die Bewertung angemessener Worst-Case-Szenarien Worst-Case-Emissionsfaktoren verwendet werden sollten. Wie die Worst-Case-Emissionsfaktoren ermittelt werden, wird jedoch nicht definiert, sondern nur, dass sie auf Messungen beruhen und auf wissenschaftlichen Überlegungen beruhen sollten (MEPC, 2022). Soweit den Autoren bekannt ist, wurden bisher keine Bewertungen durchgeführt, um die Schadstoffmenge zu berechnen, die in einem Hafen eingeleitet werden darf, wenn die MAMPEC-Ergebnisse für die Umgebung verwendet werden. Daher wird in dieser Arbeit die Anwendbarkeit der neuen Leitlinien geprüft und bewertet, ob die Verwendung der umgebenden Umwelt ein angemessener Ansatz ist, um sicherzustellen, dass die Einleitung von Wäscherwasser keine unannehmbaren Risiken für die Meeresumwelt verursacht.

Da die aus allen Schadstoffquellen abgeleiteten Gesamtfrachten nicht

zusammen bewertet werden, sind die derzeitigen Umweltrisikobewertungen von Schiffsaktivitäten oft unvollständig. Ein Grund dafür könnte die Schwierigkeit sein, die Kombination von Risiken zu ermitteln und die Komplexität der gleichzeitigen Bewertung mehrerer Schadstoffe, ihrer Quellen und möglicher toxischer Mischwirkungen. Ziel dieser Studie, die einen Schritt in Richtung einer verbesserten Risikobewertung darstellt, war es, die Belastung mit Metallen und PAK aus der schiffsnahen atmosphärischen Deposition, der Ableitung von Bilgenwasser, der Ableitung von Wäscherwasser und der Freisetzung von Bioziden aus Antifoulingfarben zu vergleichen und den relativen Beitrag der Quellen zum kumulativen Umweltrisiko zu bewerten. Der Ansatz ermöglicht eine vollständigere Umweltrisikobewertung, bei der mehrere von Schiffen stammende Schadstoffquellen gleichzeitig auf Metalle und PAK untersucht werden können.

## 2. Material und Methode

Das Umweltrisiko wurde mit einem Bottom-up-Ansatz (Abb. 1) in vier verschiedenen Häfen bewertet, wobei 1) die von Schiffen ausgehenden Belastungen mit Metallen und PAK aus dem Ship Traffic Emission Assessment Model (STEAM) in Kombination mit Emissionsfaktoren aus früheren Studien abgeleitet wurden (Ytreberg und Hasselø *et al.*, 2020; Jalkanen *et al.*, 2021; Lunde



**Abb. 1.** Veranschaulichung des in dieser Studie angewandten Bottom-up-Ansatzes, bei dem die Schiffsaktivität und die Emissionsfaktoren als Input für die Berechnung der Schadstofffrachten verwendet wurden, die die MAMPEC-Modellierung zur Schätzung der vorhergesagten Umweltkonzentrationen (PECs) ermöglichten. Die PECs wurden mit der vorhergesagten Nicht-Effekt-Konzentration (PNEC) des jeweiligen Schadstoffs verglichen, um das Risikocharakterisierungsverhältnis (RCR) und RCR<sub>sum</sub> zu berechnen, das dem kumulativen Risiko in der Hafenumgebung entspricht.

Hermansson *et al.*, 2021); 2) auf der Grundlage der Belastung mit Metallen und PAK wurden die PEC-Wassersäulenwerte innerhalb des Hafens und in der Umgebung mit MAMPEC berechnet und 3) die Risikocharakterisierungsquoten (RCRs) für die einzelnen Schadstoffe, für die spezifischen Schadstoffquellen und für die Summe aller Schadstoffquellen wurden für jeden Hafen berechnet.

Die herkömmliche Umweltverträglichkeitsprüfung konzentriert sich auf einzelne Stoffe, d. h. die vorhergesagte (oder gemessene) Umweltkonzentration (P(M)EC) eines einzelnen Stoffes (i) wird mit der vorhergesagten Konzentration ohne Auswirkungen (PNEC) desselben Stoffes verglichen (Backhaus und Faust, 2012). Ist die PEC größer als die PNEC, dann ist das Verhältnis PEC/PNEC, d. h. das Risikobeschreibungsverhältnis (RCR), größer als 1, was ein unannehmbares Risiko für die Umwelt bedeutet. Es gibt verschiedene Ansätze zur Berücksichtigung der Toxizität von Gemischen und zur Berechnung eines Gesamt-RCR für eine komplexe Lösung (Backhaus und Faust, 2012; Nys *et al.*, 2017). Als konservativer Ansatz der ersten Stufe kann die Summe aller einzelnen PEC/PNEC-Werte als Schätzwert für die RCR<sub>sum</sub> für das Gemisch verwendet werden (Gl. 1) (Backhaus und Faust, 2012).

Überblick über die Vorschriften für die verschiedenen Bordsysteme, die zur Umweltbelastung durch Metalle und PAK beitragen. Aufgeführt sind auch die Zulassungsmechanismen und Überwachungssysteme. IMO = Internationale Seeschiffahrtsorganisation; MARPOL = Internationaler Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe; MEPC = Ausschuss für den Schutz der Meeresumwelt; AFS = Antifouling-Systeme; ODME = Öldetektor-Überwachungsgeräte.

	Wäscher mit offenem und geschlossenem Kreislauf	Antifouling-Farbe	Bilgenwasser	Atmosphärische Emissionen <sup>1</sup>
Versandvorschriften und/oder Leitlinien	IMO: MARPOL Anlage VI über SO <sub>x</sub> Emissionen in die Luft; nur Richtlinien zur Wasserableitung (MEPC.259(68) und MEPC.340(77))	IMO: AFS-Kongress EU: Biozid-Produkte Verordnung	IMO: MARPOL Anlage I Einleiten von Öl und MEPC.108 (49)	IMO: MARPOL-Anlage VI über SO <sub>x</sub> , PM- und NO-Emissionen <sub>x</sub> EU: Schwefel-Richtlinie
Genehmigungsmechanismen und Überwachung	Genehmigung durch die Verwaltung des Flaggenstaates; Überwachung durch bordgestütztes Wäschersystem	EU: Produktzulassung basiert auf Risikobewertung. Nein Überwachung.	ODME wird eingesetzt, um sicherzustellen Einhaltung der Vorschriften und Führung eines Protokolls Entlastung.	Kraftstoffprobenahme an Bord; NO <sub>x</sub> Technischer Code 2008.

<sup>1</sup> Die atmosphärische Ablagerung auf der Meeresoberfläche ist nicht geregelt. Die Emissionen von Schiffen sind nur in Bezug auf SO<sub>x</sub>, PM und NO<sub>x</sub> geregelt.

$$RCR_{\text{Summe}} = \frac{\sum PEC_i}{PNEC_i} \quad (1)$$

Wenn  $RCR_{\text{Summe}} > 1$  ist, bedeutet dies, dass ein unannehmbares Risiko für die Umwelt besteht. Die Summierung der RCR-Werte (Gl. 1) wird durch die kürzlich verabschiedeten IMO-Leitlinien für Umweltrisikoprüfung und Umweltverträglichkeitsprüfungen von Wäscherabwässern (MEPC, 2022) unterstützt, in denen es heißt, dass:

Die kumulativen Auswirkungen von Gemischen sollten berücksichtigt werden, und es wird ein PEC/PNEC-Summierungsansatz empfohlen, bei dem die PEC/PNEC-Verhältnisse aller Gemischkomponenten (PAK und Metalle) zu einem endgültigen Risikoquotienten summiert werden.

Die vier in die aktuelle Studie einbezogenen Hafenumgebungen (siehe Tabelle 2 und ausführliche Beschreibung in Zusatzmaterial A) bestanden aus zwei bestehenden Häfen auf der Grundlage von Daten zur Schiffsaktivität aus dem Jahr 2018 (Hafen von Kopenhagen und Hafen von Gdynia) und zwei modellierten OECD-Standardhäfen (OECD EU und Ostsee) zum Vergleich. Der Hafen von Kopenhagen und der Hafen von Gdynia wurden ausgewählt, da sie als Hotspots in Bezug auf die Einleitung von Wäscherwasser im offenen Kreislauf im Jahr 2018 identifiziert wurden (STEAM-Datensatz) und sie auch als Häfen von Interesse im Rahmen des EU-Projekts SHEBA identifiziert wurden (alle Eingabedaten in ergänzendem Material A). Der OECD-EU-Hafen ist eine modellierte Hafenumgebung, die auf den Eigenschaften des Rotterdamer Hafens basiert (abgeleitet von Van der Plassche und Van der Aa, 2004), und der OECD-Ostseehafen ist eine angepasste Version des OECD-EU-Hafens, um die Bedingungen im Ostseeraum genauer darzustellen (ergänzendes Material A) (Faber et al., 2021). Der OECD-Ostseehafen hat dieselben Abmessungen wie der OECD-EU-Hafen, aber im Vergleich zum OECD-EU-Hafen eine niedrigere Temperatur, einen geringeren Salzgehalt und keinen Gezeitenunterschied (d. h. eine geringere Wasseraustauschrate) (Tabelle 2).

Zur Schätzung der PECs im Hafen von Kopenhagen und im Hafen von Gdynia wurden Aktivitätsdaten aus STEAM 3.5.3 (aktualisiert am 10.8.2021) und Emissionsfaktoren aus früheren Studien (Ytreberg und Hassello, 2020; Jalkanen et al., 2021; Lunde Hermansson et al., 2021) mit dem hydrodynamischen und chemischen Schicksalsmodell MAMPEC kombiniert. Für die Standard-OECD-Häfen wurden die Daten zur Schiffsaktivität, d. h. die Anzahl der Schiffe und die Gesamtleistung, aus früheren Studien geschätzt und als gleichbleibend angenommen (Abschnitt 2.2 und Tabelle 3).

### 2.1. Modellierungsansatz

Das MAMPEC-Modell v 3.1 BW (Van Hattum et al., 2002), ein 2D-Modell für die Hygienedynamik und das chemische Schicksal, das von einem stationären Zustand ausgeht, wurde zur Berechnung der PECs von 9 Metallen und 16 PAKs verwendet (Tabelle 4 und Zusatzmaterial A). MAMPEC ist ein etabliertes Modell, das in der Regulierungs- und Bewertung von Antifouling-Farben und Ballastwasserbehandlung Systeme (Van Hattum et al., 2002; Zipperle et al., 2011).

Das MAMPEC-Modell besteht aus den drei Modulen *Umwelt*, *Kom-Pfund* und *Emission*. Im Modul *Umwelt* wurden der Hafen von Kopenhagen und der Hafen von Gdynia definiert (ergänzendes Material A), und die Standard-OECD-Häfen (OECD, 2005) wurden zum Vergleich einbezogen. Im Modul *Verbindung* wurden die 9 Metalle und 16 PAK einzeln hinzugefügt, die eine verbindungsspezifische Charakterisierung erforderten (z. B. Verteilungskoeffizienten, Löslichkeit und Abbaugeschwindigkeit). Die Schadstoffe wurden für diese Studie ausgewählt (Tabelle 4 und ergänzendes Material A), da sie bekannte Bestandteile des Wäscherabwassers sind (Lunde Hermansson et al., 2021). Für die Modellierung benötigte Verbindungseigenschaften in

Die MAMPEC wurden aus der Literatur und der US-EPA-Software EPI-Suite (ergänzendes Material A) entnommen.

Die durchschnittliche tägliche Belastung (g/Tag) der in die verschiedenen Häfen emittierten Metalle und PAK (beschrieben in Abschnitt 2.2) wurde im Emissionsmodul von MAMPEC verwendet. In dieser Studie wurden insgesamt fünf Quellen einbezogen (Tabelle 3), die alle zur Metall- und PAK-Belastung des Hafens beitragen. Das Endergebnis von MAMPEC sind modellierte Umweltkonzentrationen, d.h. durchschnittliche PECs, in Wasser (gesamte und gelöste Arten) und Sediment. Der Schwerpunkt dieser Studie lag auf dem Wasserkompartiment. Da MAMPEC auf einen Schadstoff und eine konstante tägliche Belastung pro Modelllauf beschränkt ist, wurden die Ergebnisse in eine Excel-Tabelle übertragen und zusammengestellt (ergänzendes Material B), in der das Prinzip von MAMPEC angewandt wurde, nun aber mit der zusätzlichen Flexibilität, mehrere Schadstoffe und Quellen hinzuzufügen, um die  $RCR_{\text{Summe}}$  zu berechnen und den Beitrag bestimmter Schadstoffe und Quellen zum Risiko zu bewerten.

Die Berechnungen in MAMPEC basieren auf einer linearen Korrelation zwischen den Belastungen der spezifischen Verbindungen, d.h. der der Umgebung zugeführten Masse, und der resultierenden PEC (Abb. 2). Mit einem MAMPEC-Durchlauf konnte also die Steigung ( $k_i$ ) für jede Verbindung (i) für die vordefinierten Hafenumgebungen bestimmt werden. Anschließend konnte die PEC für alle Massenzugaben berechnet werden, wobei sowohl Änderungen des Volumens und der Konzentration des Wäscherabwassers als auch die Einbeziehung von mehr als einer Schadstoffquelle berücksichtigt wurden (Abb. 2 und ergänzende Info B).

Die PECs wurden dann mit ihren jeweiligen PNECs verglichen, um  $RCR$  und  $RCR_{\text{Summe}}$  zu berechnen (Gl. 1). Sofern verfügbar, basierten die PNEC-Werte auf den durchschnittlichen jährlichen Umweltqualitätsnormen (AA-EQS), die in der Wasserrahmenrichtlinie (Anhang X in WRRL (2013)) veröffentlicht wurden. Für die übrigen Stoffe, die in der WRRL als flussgebietspezifische Schadstoffe (River Basin Specific Pollutants, RBSP) aufgeführt sind, wurde in Schweden der schwedische Schwellenwert für einen guten ökologischen Zustand in Meeres- und Küstengebieten verwendet, während die PNEC-Werte für die übrigen Stoffe aus öffentlich zugänglichen Risikobewertungsberichten entnommen wurden (ergänzendes Material A). PNEC-Werte werden manchmal für die Gesamtkonzentration und manchmal für die gelöste Konzentration abgeleitet. Wenn der PNEC-Wert einer Verbindung auf dem gelösten Anteil beruht (z. B. Ni), wurde dieser Anteil auch aus den MAMPEC-Ergebnissen entnommen. Die meisten Metalle (außer Quecksilber (Hg) und V) werden auf der Grundlage der gelösten Fraktion bewertet, während alle PAK auf der Grundlage der Gesamtkonzentration bewertet werden (siehe ergänzende Materialien A und B).

Die Excel-Zusammenstellung kann auch verwendet werden, um die theoretische maximale Menge an Wäscherwasser zu berechnen, die pro Tag ( $\text{Volumen}_{\text{max}}$ ) in einer bestimmten Hafenumgebung abgeleitet werden könnte, ohne dass  $RCR > 1$  überschritten wird (Gleichung 2):

$$\text{Band}_{\text{max}} = \frac{\sum \left( \frac{RCR_i}{k_i} \right) \times PNEC_i}{RCR} \quad (2)$$

wobei das  $\text{Volumen}_{\text{max}}$  als Volumenäquivalent interpretiert werden kann, um einen maximal zulässigen Gesamteintrag in die Umwelt abzuleiten, d. h., wenn Einträge aus anderen Quellen hinzukommen, würde das  $\text{Volumen}_{\text{max}}$  abnehmen.

Obwohl das MAMPEC-Modell für einige Antifouling- und Ballastwasserprodukte validiert wurde (Van Hattum et al., 2002; Zipperle et al., 2011; van Hattum et al., 2014), wurde es nicht für die Bewertung des Wäscherabwassers verwendet, das eine Mischung aus mehreren verschiedenen Unterpositionen in unterschiedlichen Konzentrationen ist. Die Anwendung des  $RCR_{\text{Summe}}$ -Ansatzes, der auf

**Tabelle 2**

Hafenumgebungen mit definierter Länge und Breite, die als Eingabe für MAMPEC verwendet werden, und das berechnete Wasseraustauschvolumen (und der Prozentsatz) pro Gezeitenperiode.

Name des Hafens	Länge (m)	Breite (m)	Wasseraustauschvolumen (m <sup>3</sup> / Gezeitenperiode)	% Wasseraustausch (% pro Gezeitenperiode)	Tidenhub (m)	Gezeitenunabhängiger Unterschied (m)
OECD EU	5000	1000	$5.1 \times 10^7$	68	1.5	0
OECD Baltikum	5000	1000	$1.3 \times 10^6$	1.7	0	0.08
Hafen von Kopenhagen	1600	1000	$2.9 \times 10^5$	2.4	0	0.3
Hafen von Gdynia	1300	2600	$4.3 \times 10^5$	1.1	0	0.03

**Tabelle 3**

Vergleich des unterschiedlichen Ausmaßes der Schadstoffquellen innerhalb der vordefinierten Umgebungen. HFO steht für den Verbrauch von Schweröl und MGO/MDO steht für den Verbrauch von Marine Gas Oil/Marine Diesel Oil.

	Gesamtleistung (ungefährer Anteil des Brennstoffs und der Emissionsminderungsmethode)	Bilgenwassermengen	Antifouling Freisetzungsrate		Geschlossene Kreisläufe	Volumen des offenen Kreislaufs
	(MWh/Tag)		(m <sup>3</sup> /Tag)	Cu (g/Tag)		
OECD-EU	295 (8,5 % HFO + Wäscher und 91,5 % MGO/MDO)	13	22,570	4054	0.54	2160
OECD-Baltikum	295 (8,5 % HFO + Wäscher und 91,5 % MGO/MDO)	13	6909	2118	0.54	2160
Hafen von Kopenhagen	100 (20 % HFO + Wäscher und 80 % MGO/MDO)	11.3	5965	1065	0.06	917
Hafen von Gdynia	126 (5 % HFO + Wäscher und 95 % MGO/MDO)	9.3	22,787	3750	0.009	287

**Tabelle 4**

Die jährliche Belastung mit Metallen und PAK aus der Einleitung von Wäscherwasser im offenen Kreislauf im Hafen von Kopenhagen und im Hafen von Gdynia im Jahr 2018, basierend auf Daten von STEAM. Ergänzend dazu wird der Beitrag des offenen Kreislaufs zur Gesamtbelastung in den Spalten auf der rechten Seite dargestellt.

	Jährliche Belastung durch Wäschereinleitungen im offenen Kreislauf (kg/Jahr) im Jahr 2018 von		Prozentualer Anteil der jährlichen Gesamtbelastung durch Schiffe innerhalb des Hafens, der auf Wäscher mit offenem Kreislauf von zurückzuführen ist	
	Hafen von Kopenhagen	Hafen von Gdynia	Hafen von Kopenhagen	Hafen von Gdynia
Arsen (As)	2.3	0.7	94 %	85 %
Kadmium (Cd)	0.3	0.1	99 %	99 %
Chrom (Cr)	5.0	1.6	98 %	96 %
Kupfer (Cu)	12	3.8	1 %	0.05 %
Blei (Pb)	2.9	0.9	100 %	99 %
Quecksilber (Hg)	3.0 × 10 <sup>-2</sup>	9.0 × 10 <sup>-3</sup>	100 %	100 %
Nickel (Ni)	16	5.0	98 %	95 %
Vanadium (V)	57	18	99 %	98 %
Zink (Zn)	37	12	9 %	1 %
Acenaphthen (Ace)	6.4 × 10 <sup>-2</sup>	2.0 × 10 <sup>-2</sup>	91 %	79 %
Acenaphthylen	4.0 × 10 <sup>-2</sup>	1.3 × 10 <sup>-2</sup>	96 %	89 %
(Acy) Anthracen	2.7 × 10 <sup>-2</sup>	8.0 × 10 <sup>-3</sup>	96 %	91 %
(Ant)	4.0 × 10 <sup>-2</sup>	1.3 × 10 <sup>-2</sup>	99 %	97 %
Benzo[ <i>a</i> ] Anthracen (BaA)	1.7 × 10 <sup>-2</sup>	5.0 × 10 <sup>-3</sup>	97 %	93 %
Benzo[ <i>a</i> ]pyren (BaP)	1.3 × 10 <sup>-2</sup>	4.0 × 10 <sup>-3</sup>	97 %	92 %
Fluoranthren (BbF)	7.0 × 10 <sup>-3</sup>	2.0 × 10 <sup>-3</sup>	91 %	80 %
Benzo[ <i>ghi</i> ]perylene (BghiP)	0.003	1.0 × 10 <sup>-3</sup>	95 %	87 %
Benzo[ <i>k</i> ] Fluoranthren (BkF)	6.4 × 10 <sup>-2</sup>	2.0 × 10 <sup>-2</sup>	98 %	96 %
Chrysen (Chr)	1.0 × 10 <sup>-2</sup>	3.0 × 10 <sup>-3</sup>	99 %	97 %
Dibenzo[ <i>a,h</i> ] Anthracen (DahA)	5.4 × 10 <sup>-2</sup>	1.7 × 10 <sup>-2</sup>	94 %	85 %
Fluoranthren (Fla)	0.2	4.8 × 10 <sup>-2</sup>	92 %	80 %
Fluoren (Flo)	2.3 × 10 <sup>-2</sup>	7.0 × 10 <sup>-3</sup>	99 %	97 %
Indeno[1,2,3- <i>cd</i> ]pyren (InP)	0.9	0.3	79 %	60 %
Naphthalin (Nap)	0.5	0.2	97 %	91 %
Phenanthren (Phe)	0.1	3.3 × 10 <sup>-2</sup>	95 %	87 %
Pyren (Pyr)				

(9 Metalle und 16 PAK), bei denen die potenziellen Synergieeffekte nicht berücksichtigt werden, und nicht alle betrieblichen Einleitungen (z. B. Stevenrohröl, Kühlwasser und Ballastwasser) vertreten sind, wird der RCR-Ansatz<sub>sum</sub> als angemessener konservativer Ansatz betrachtet. Wenn mehr Daten über zusätzliche Schadstoffe und ihre ökotoxikologischen Auswirkungen vorliegen gesammelt, und anspruchsvollere Umweltdaten zu Verbleib und Transport

Da eine Umweltrisikobewertung jedoch auf Worst-Case-Szenarien beruhen sollte (EC, 2018; MEPC, 2022), wurde RCR<sub>sum</sub> als der beste verfügbare Ansatz angesehen.

2.2. Definition der spezifischen Belastung durch verschiedene Schadstoffquellen

Für den Hafen von Kopenhagen und den Hafen von Gdynia sind die jährlichen Mengen des Bilgenwasserabflusses und des Wäscherwasserabflusses wurden abgeleitet aus STEAM. Die jährliche Massenfreisetzung von Cu und Zn aus Antifouling-Anstrichen wurde ebenfalls aus demselben Datensatz abgeleitet. Die Daten zur Schiffsaktivität in STEAM stammen aus dem HELCOM-AIS-Datenarchiv und bestehen aus über 660 Millionen automatischen Positionsmeldungen von Schiffen, die zwischen dem 1. Januar und dem 31. Dezember 2018 eingegangen sind. Die technische Schiffsdatenbank, die zur Beschreibung der Merkmale der globalen Flotte verwendet wurde, stammt von IHS Markit. Luftemissionen und Wassereinleitungen von Schiffen, die mit STEAM modelliert wurden, wurden auf jährlichen 0,02-Grad-Rastern ausgegeben. Beiträge von Umgebungseffekten (Wind, Wellen, Meereis, Strömungen) in STEAM wurden in dieser Studie ausgeschlossen.

Die volumenbasierten Emissionsfaktoren (Bilgenwasser und Wäscherwasser) und die Massenfreisetzung von Bioziden aus Antifoulingfarben sind in Jalkanen et al. (2021) beschrieben. In der aktualisierten Version von STEAM, die in dieser Studie verwendet wird, wurde der volumenbasierte Emissionsfaktor von Wäscherwasser auf 90 m<sup>3</sup> /MWh (im Vergleich zu den früheren 45 m<sup>3</sup> /MWh) für offene Schiffe neu definiert, 3 Kreislaufwäscher und 0,45 m<sup>3</sup> /MWh (im Vergleich zu den früheren 0,3 m<sup>3</sup> /MWh) für den geschlossenen Wasserkreislauf. Die Auswahl der zu berücksichtigenden Netze im Hafen von Kopenhagen und im Hafen von Gdynia sowie die Extraktion ausgewählter Daten aus der STEAM wurden mit MATLAB R2020a durchgeführt (Zusatzmaterial A).

Sowohl für die Häfen der OECD-EU als auch für die Ostseehäfen wurde die tägliche Stromerzeugung (MWh/Tag) zur Berechnung der Abflussmengen von Bilgen- und Wäscherwasser verwendet. Faber et al. (2019) schätzten die tägliche Zusatzbelastung am Liegeplatz (P) in einem Hafen auf 192 MWh/Tag auf der Grundlage eines Szenario mit kontinuierlicher (d. h. 24-stündiger) 8-MW-Hafenlast. Nach dem Kraftstoffverbrauch für Schiffe am Liegeplatz im Vergleich zum Gesamtkraftstoffverbrauch entfielen im Hafen von Kopenhagen 60 % des Kraftstoffverbrauchs auf Schiffe am Liegeplatz, während im Hafen von Gdynia 70 % des Kraftstoffverbrauchs von Schiffen am

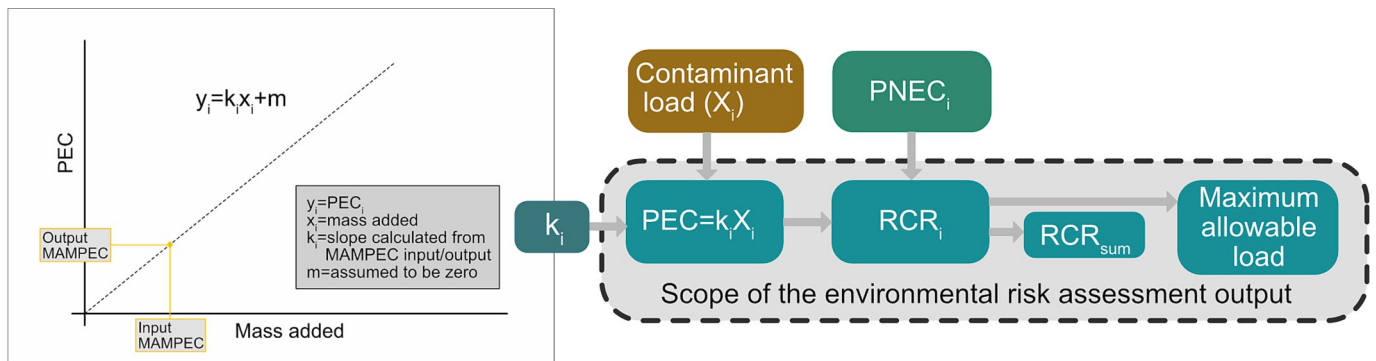
auf den Ergebnissen von MAMPEC ist eine Möglichkeit, mehr als einen Schadstoff aus verschiedenen Quellen einzubeziehen. Der  $R_{CR\_sum}$  Ansatz kann führen jedoch zu einer Überschätzung der Toxizität nach [Backhaus und Faust \(2012\)](#). Da nur eine Auswahl von Kontaminanten einbezogen wurde

Liegeplatz stammten (ergänzendes Material A). Auf dieser Grundlage wurde angenommen, dass 65 % der Stromerzeugung innerhalb eines Hafens den Schiffen an den Liegeplätzen entspricht, und die tägliche Gesamtstromerzeugung ( $P_{tot}$ ) in den OECD-Häfen wurde auf 295 MWh/Tag berechnet (Gl. 3).

$$\frac{P_{tot}}{P_{aux}} \left( \text{MWh Tag}^{-1} \right) = \frac{192 \text{ MWh Tag}^{-1}}{65} * 100 \quad (3)$$

[Faber et al. \(2019\)](#) argumentieren, dass die in ihrem Bericht verwendete Liegeplatzlast (192 MWh/Tag) relativ hoch ist, was darauf hindeutet, dass eine Gesamtleistung





**Abb. 2.** Das Diagramm veranschaulicht die lineare Beziehung zwischen der Schadstoffbelastung (x-Achse) und der vorhergesagten Umweltkonzentration (y-Achse) gemäß MAMPEC

v.3.1. Diese Informationen wurden zur Berechnung der Steigung ( $k$ ) verwendet, die als Input in die Umweltrisikobewertung (innerhalb des gestrichelten Quadrats) zur Berechnung des mit verschiedenen Schadstoffen und Quellen verbundenen Risikos verwendet wurde.

Leistung von 295 MWh/Tag in den allgemeinen OECD-Häfen wäre ebenfalls hoch. Eine andere Studie zeigt jedoch, dass die

Stromerzeugung im Scheldemündungsgebiet 499 MWh/Tag und in den Hafenbecken von Antwerpen 1293 MWh/Tag betrug (Teuchies et al., 2020). Dies deutet eher darauf hin, dass die

Gesamtstromerzeugung der OECD-Häfen dieser Studie eher gering ist.

Vor allem, wenn man bedenkt, dass die OECD-Häfen auf dem Hafen von Rotterdam basieren, der der größte Hafen in Europa ist und 2019 mehr als doppelt so viel Fracht umgeschlagen hat wie Antwerpen (Eurostat, 2022). Die Stromerzeugung der Flotte, die mit Wäschern betrieben

wird, wurde unter der Annahme berechnet, dass 8,5 % der

Stromerzeugung der gesamten Flotte mit Wäschern ausgestattet sind (=25,2 MWh/Tag) und dass Wäscher mit geschlossenem Kreislauf 5 % der Wäscherflotte ausmachen (=1,2 MWh/Tag). Dies wurde auf der

Grundlage des Anteils der mit Scrubbern ausgerüsteten Flotte

beschlossen, die 2019 im Hafen von Antwerpen eintraf (8,7 %)

(Teuchies et al., 2020). Die STEAM-Kraftstoffverbrauchsdaten des

Hafens von Gdynia und des Hafens von Kopenhagen zeigten außerdem, dass mit Scrubbern ausgestattete Schiffe, d. h. Schiffe, die mit Schweröl (HFO) betrieben werden, 5 % bzw. 20 % des gesamten Kraftstoffverbrauchs ausmachten. Da diese Studie auf Daten aus dem Jahr 2018 basiert und die Ausstattungen mit Wäschern zugenommen haben (Jalkanen et al., 2021), könnten 8,5 % der Gesamtleistung zu niedrig angesetzt sein. Die Leistungsabgabe der Wäscherflotte mit offenem und geschlossenem Kreislauf wurde mit den Durchflussraten des jeweiligen Systems multipliziert: 90 m<sup>3</sup>/MWh für den offenen

Kreislauf und 0,45

m<sup>3</sup>/MWh bei geschlossenem Kreislauf (Ytreberg und Hassello<sup>v</sup>, 2020;

Ytreberg et al.

2022), woraus sich die täglichen Abflussmengen von 2160 m<sup>3</sup>/Tag für den offenen Kreislauf und 0,54 m<sup>3</sup>/Tag für den geschlossenen Kreislauf ergeben (Tabelle 3).

Die Massenbelastung für jede Verbindung aus den Wäschern konnte dann durch Multiplikation der durchschnittlichen Konzentration der Verbindung  $i$  ( $\mu\text{g}/\text{L}$ ) im Wäscherabwasser (Lunde Hermansson et al., 2021) mit dem berechneten (für OECD-Häfen) oder modellierten (für die Häfen von Kopenhagen und Gdynia) täglichen Abfluss ( $\text{m}^3/\text{Tag}$ ) berechnet werden (Tabelle 3). Weitere Informationen zu den Konzentrationen von Metallen und PAK im Wäscherwasser sind in Lunde Hermansson et al. (2021) beschrieben. Kurz gesagt basieren die Daten auf mehreren Probenahmekampagnen an offenen und geschlossenen Wäschern zwischen 1993 und 2018. Werte, die als unterhalb der Nachweisgrenze ( $<\text{LOD}$ ) gemeldet wurden, wurden als  $\frac{1}{2}\text{LOD}$  behandelt.

Die Abflussmengen ( $L$ ) des Bilgenwassers in den OECD-Häfen wurden auf der Grundlage derselben Gleichungen berechnet, die auch in STEAM (Gl. 4) verwendet werden (Jalkanen et al. (2021), Details in Zusatzmaterial A):

Multiplikation der durchschnittlichen Konzentrationen (Ytreberg und Hassello<sup>v</sup>, 2020) mit den geschätzten täglichen Einleitungsmengen, die für die OECD-Häfen (Gleichungen 3 und 4) berechnet oder aus den STEAM 2018-Daten im Hafen von Kopenhagen und im Hafen von Gdynia erhoben wurden (Tabelle 3).

Zur Bestimmung der Cu- und Zn-Belastung durch Antifouling-Anstriche in den OECD-Häfen wurde das *OECD-EU-Szenario* für die Emissionen im MAMPEC-Modell, das für Antifouling-Anstriche entwickelt wurde, verwendet, um die Anzahl der Schiffe (24 pro Tag), ihre jeweilige Oberfläche (zwischen 1200 und 16.000 m<sup>2</sup> pro Schiff) und den Anwendungsfaktor (0,9) abzuleiten (OECD (2005) und ergänzendes Material A). Die Anzahl der Schiffe und ihre jeweilige benetzte Fläche wurden sowohl für die OECD-Häfen der EU als auch für die Ostseehäfen verwendet. Die Freisetzungsraten von Cu und Zn aus Antifouling-Anstrichen wurden an die in Jalkanen et al. (2021) veröffentlichten Raten angepasst, wobei die *internationale* Region (Auslaugungsrate Cu = 24,5  $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{Tag}$  und Zn = 4,4  $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{Tag}$ ) für den OECD-EU-Hafen und die *Region Baltic Proper* (Auslaugungsrate Cu = 7,5  $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{Tag}$  und Zn = 1,4  $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{Tag}$ ) für den OECD-Ostseehafen verwendet wurde (Tabelle 3).

Die tägliche atmosphärische Deposition wurde abgeleitet aus: 1) der Stromerzeugung in der Hafenumgebung (Tabelle 3), 2) den Emissionsfaktoren (mg/MWh) von Metallen und PAK in die Luft aus Lunde Hermansson et al. (2021) und 3) einem geschätzten Anteil der schiffsnahen Deposition auf der Grundlage einer Studie von Badeke et al. (2021), in der die schiffsnahen Abwärtsdispersion von inerten Tracern modelliert wurde. Die atmosphärische Ablagerung wurde mit 0,1 % der gesamten Luftemissionen der Schiffe in der Hafenumgebung angenommen. Es wurde davon ausgegangen, dass die gesamte Verbrennung von HFO an einen Wäscher angeschlossen ist, in dem die meisten Metalle und einige PAK durch das Wasser des Wäschers gereinigt werden, d. h. sie werden direkt ins Wasser abgegeben und nicht nach den Abgasemissionen abgelagert (Lunde Hermansson et al. (2021) Tabelle A.5). Da STEAM die Leistungsabgabe der Haupt- und Hilfsmaschinen nicht getrennt ausweist, musste die Leistungsabgabe in den Häfen von Kopenhagen und Gdynia aus dem Kraftstoffverbrauch berechnet werden, um Berechnungen der Luftemissionen von Metallen und PAK zu ermöglichen. In dieser Studie wurde ein Standardwert von 250 kg Kraftstoff/MWh für alle Kraftstoffarten verwendet (Zusatzmaterial A). Obwohl dies hoch erscheinen mag, da 180 kg/MWh ein häufiger verwendeter Standardwert für den Brennstoffverbrauch ist (Moldanova<sup>t</sup> et al., 2009; Zetterdahl et al., 2016; Teinil<sup>a</sup> et al., 2018), erwähnen Faber et al. (2021) und Tronczynski et al. (2022), dass der Brennstoffverbrauch

$$\text{Bilge}_{\text{OECD}} = \dots 0.1313 \times P_{\text{pass}} + 373.4 + ((0.0247 \times P_{\text{other}}) + 154.4) \times 0.75 \quad (4)$$

wobei  $P_{\text{pass}}$  die Leistungsabgabe (in kWh/Tag) der Passagierfähren ist (wobei angenommen wird, dass sie 30 % der Gesamtleistungsabgabe entspricht) und  $P_{\text{other}}$  die Leistungsabgabe der übrigen 70 % der Flotte ist. Es wurde angenommen, dass 25 % des Bilgenwassers im Hafen abgegeben werden (Jalkanen et al., 2021 und Verweise darin), und ein Faktor von 0,75 wurde in die Gleichung eingesetzt (Gl. 4). Die endgültige Belastung durch die Bilgenwassereinleitung wurde wie folgt berechnet

steigt bei niedrigeren Lasten, was die Annahme eines höheren Kraftstoffverbrauchs in den Hafenszenarien stützt. Dies wird auch durch den Bericht der 2. IMO-Treibhausgasstudie aus dem Jahr 2009 unterstützt, der die Entwicklung der

spezifischer Kraftstoffverbrauch in Abhängigkeit von der Motorgeneration/-größe, wobei der Kraftstoffverbrauch zwischen 165 g/kWh (2-Takt-Low-Speed-Motor) und 250 g/kWh (4-Takt-Mittel-/Hochgeschwindigkeitsmotor (<1000 kW)) liegt.

Die atmosphärischen Emissionsfaktoren aus Lunde Hermansson et al. (2021) stammen aus Studien, die durchgeführt wurden, als die Schiffe im Kreuzfahrtmodus fahren, d. h. mit einer Motorlast von mehr als 50 %. Dies ist nicht der Standardmodus in den Häfen, wo die Schiffe in der Regel im

Liegeplatz oder beim Manövrieren. Es werden mehr Daten benötigt, um die atmosphärischen Emissionsfaktoren von Metallen und PAK bei verschiedenen Motorlasten und unterschiedlichen Kraftstoffqualitäten zu überprüfen. Soweit den Autoren bekannt ist, ist [Lunde Hermansson et al. \(2021\)](#) die einzige verfügbare Studie, in der Emissionsfaktoren für Metalle und PAK in Wasser und Luft gleichzeitig angegeben werden.

### 3. Ergebnis und Diskussion

Wenn die neuen MEPC-Leitlinien zur Umweltverträglichkeitsprüfung von eingeleitetem Wäschwasser befolgt werden ([MEPC, 2022](#)), z. B. bei der Bewertung der umliegenden PECs, würden im Hafen von Kopenhagen die Mengen an eingeleitetem Wäschwasser, die als akzeptables Risiko für die Umwelt angesehen würden,  $200.000 \text{ m}^3 \text{ Tag}^{-1}$  (fast  $90 \text{ Mio. m}^3 \text{ Jahr}^{-1}$ ) übersteigen. Dies entspricht der Hälfte des gesamten Einleitungsvolumens von Wäschwasser im gesamten Ostseeraum im Jahr 2018, d. h. fast  $200 \text{ Mio. m}^3$  (auf der Grundlage der STEAM-Modellausgabe). Die  $200.000 \text{ m}^3 \text{ Tag}^{-1}$  entsprechen auch einer täglichen Belastung von über  $40 \text{ kg V}$ ,  $9 \text{ kg Cu}$ ,  $12 \text{ kg Ni}$  und fast  $1,5 \text{ kg}$  der Summe der 16 PAKs, nur für den Hafen von Kopenhagen. Zum Vergleich: Dieser hypothetische zulässige Eintrag von Cu und Ni in den Hafen von Kopenhagen entspricht 20 % (für Cu) und 40 % (für Ni) des gesamten Eintrags aus allen küstennahen Punktquellen im Ostseegebiet im Jahr 2018 ([HELCOM, 2021](#)). Dieses Beispiel zeigt, dass die Bewertung des Umweltrisikos anhand der PEC in der Umgebung in MAMPEC in Übereinstimmung mit den neuen MEPC-Leitlinien keinen angemessenen Schutz der Meeresumwelt gewährleisten wird.

Die Ableitung von Wäschwasser im offenen Kreislauf macht einen erheblichen Teil der

Anteil der Belastung durch Metalle und PAK in den Häfen von Kopenhagen und Gdynia. Trotz des relativ geringen Anteils am geschätzten Gesamtenergieverbrauch der Schiffe (5 % im Hafen von Gdynia und 20 % im Hafen von Kopenhagen) macht die Einleitung von Wäschwasser im offenen Kreislauf einen erheblichen Anteil (oft >90 %) der jährlichen Belastung für die meisten Schadstoffe aus ([Tabelle 4](#)). Die verbleibenden Anteile stammen aus den anderen Schadstoffquellen, wobei die Belastung mit Cu und Zn überwiegend aus der Verwendung von Antifoulingfarben stammt, während die PAK auch im Bilgenwasser und durch atmosphärische Ablagerung vorkommen.

Zehn der giftigsten Schadstoffe, die im Wäschwasser gefunden wurden, basierend auf den 9 Metallen und 16 PAK, die in dieser Studie untersucht wurden, tragen zu mehr als 95 % des kumulativen Risikos bei, das mit der Einleitung von Wäschwasser in offene Kreisläufe verbunden ist ([Abb. 3](#)). Mehrere der zehn giftigsten Verbindungen ([Abb. 3](#)) sind direkt mit der Verbrennung von HFO verbunden. V kann zum Ausgangsbrennstoff zurückverfolgt werden, wobei der V-Gehalt mit dem Schwefelgehalt des Brennstoffs korreliert werden kann ([Moldanova' et al., 2011](#); [Celo et al., 2015](#)). Auch die Emission

Faktoren der schwereren PAK (InP, DahA, BaP, BghiP und Chrysen (Chr)) sind bei der Verbrennung von HFO 2-20 mal höher als bei der Verbrennung von Marinegasöl (MGO) ([Lunde Hermansson et al. \(2021\)](#) und Verweise darin). Dies deutet darauf hin, dass ein Verbot des Einsatzes von Wäschern die Umweltbelastung der Häfen und damit auch von  $\text{RCR}_{\text{sum}}$  in Bezug auf mindestens sechs der zehn giftigsten Verbindungen aus den betrieblichen Ableitungen des Wäschwassers verringern würde. Die aufkommenden Hybridkraftstoffe, d.h. Restkraftstoffmischungen mit der Bezeichnung "very low sulphur fuel oils" (VLSFO, max. 0,5 % S) und "ultra-low sulphur fuel oils" (ULSFO, max. 0,1 % S), werden jedoch weiterhin auf dem Markt zugelassen. Die Emissionsfaktoren und die anschließende Ablagerung von Metallen und PAK aus Hybridkraftstoffen auf der Meeresoberfläche müssen weiter untersucht werden, um sie in künftige Analysen einbeziehen zu können.

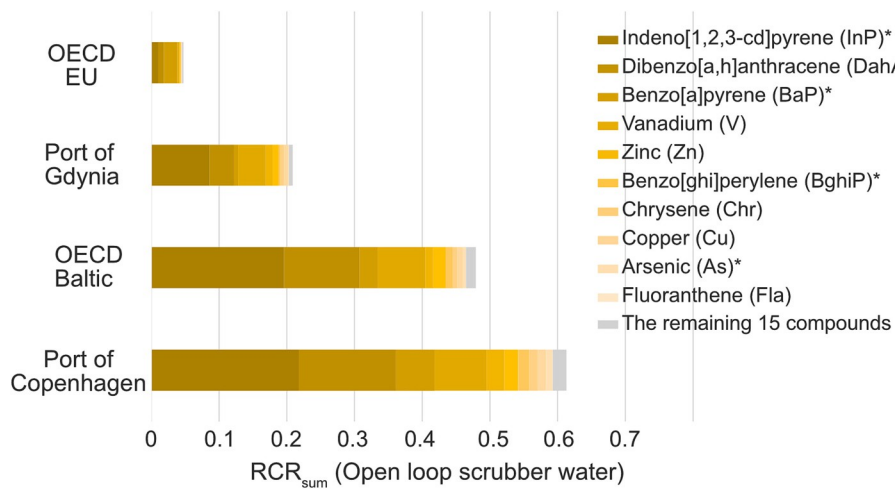
Cu und Zn im Wäschwasser können auch aus den Bewuchsschutzsystemen der Schiffe stammen, wo das Kühlwassersystem, das oft mit dem Wäschwassereinfluss verbunden ist, aufgrund der Verwendung von Opferanoden ([Kjølholt et al., 2012](#); [Koski et al., 2017](#)) und Systemen zum Schutz vor Meeresbewuchs ([Growcott et al., 2016](#)) mit diesen Metallen angereichert ist. Da sowohl Cu als auch Zn in erheblichem Maße zum  $\text{RCR}_{\text{sum}}$  aus der Ableitung von Wäschwasser im offenen Kreislauf beitragen ([Abb. 3](#)), sollten die politischen Entscheidungsträger den Kühlsystemen als Quelle von Schadstoffen mehr Aufmerksamkeit schenken, z. B. hinsichtlich der Ableitungsmengen und der Schadstoffkonzentration, und sich bemühen, auch die Ableitung von Kühlwasser in die Umweltrisikobewertung der Schifffahrt einzubeziehen.

Es ist wichtig anzumerken, dass die vier schwereren PAK und Arsen (in [Abb. 3](#) mit \* gekennzeichnet und in [Tabelle 5](#) aufgeführt) häufig in Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze (<LOD) im Wäschwasser gefunden werden, wobei die Konzentrationen dann als  $\frac{1}{2}\text{LOD}$  behandelt werden. Trotzdem tragen diese Verbindungen aufgrund ihrer niedrigen PNEC-Werte (ergänzendes Material A), d. h. ihrer hohen Toxizität, erheblich zum  $\text{RCR}_{\text{sum}}$  des Wäschwassers im offenen Kreislauf bei. Bei BaP beträgt die Anzahl der Proben <LOD etwa 54 %, bei Dibenzo[*a,h*]anthracen (DahA) sind es fast 80 %.

<LOD ([Tabelle 5](#) und ergänzendes Material A). Wenn die Werte <LOD weggelassen werden (Verringerung der Anzahl der Proben, n), steigt die durchschnittliche Konzentration von Arsen (As), BaP und Benzo[*ghi*]perylen (BghiP) um den Faktor 2, während Indeno[1,2,3-*cd*]pyren (InP) und DahA aufgrund einiger hoher LODs abnimmt ([Tabelle 5](#)). In [Tabelle 5](#) sind die durchschnittlichen Konzentrationen auch für die Annahmen angegeben, bei denen <LOD als Null behandelt werden (<LOD

= 0) und wobei <LOD als gleich LOD (<LOD = LOD) behandelt werden, um einen möglichen Konzentrationsbereich im Wäschwasser darzustellen. Wenn

<LOD als 0 behandelt wird, würde die  $\text{RCR}_{\text{sum}}$  aus der Einleitung von Wasser aus dem offenen Kreislaufwäscher in allen Häfen um etwa 50 % abnehmen. Wenn <LOD als LOD behandelt wird, würde die  $\text{RCR}_{\text{sum}}$  aus der Einleitung von Wasser aus dem offenen Kreislaufwäscher stattdessen in allen Häfen um etwa 50 % (40-75 %) ansteigen. Es sind empfindlichere Analysemethoden erforderlich, um niedrigere Grenzwerte zu erreichen



**Abb. 3.** Die Top-10 der höchsten Beiträge zum kumulativen Risikobeschreibungsverhältnis von Metallen und PAK aus Wäscherwasser im offenen Kreislauf. Die Verbindungen, die mit

\*, wurden in >50 % der Fälle in einer Konzentration < LOD gemessen.

Nachweis und Quantifizierung. Weitere Untersuchungen sind erforderlich, um die PNEC-Werte in [Tabelle 5](#) (und [Tabelle 4](#) im Zusatzmaterial A) zu validieren und gegebenenfalls zu aktualisieren, wenn mehr ökotoxikologische Daten vorliegen. Es würde jedoch den Rahmen dieser Arbeit sprengen, die Ableitung der PNEC-Werte für die Schadstoffe zu bewerten.

Die Einleitung von Wäschwasser ist nur eine von mehreren Quellen für Schadstoffe aus schiffsbezogenen Tätigkeiten innerhalb und außerhalb eines Hafens. Mit dem in dieser Studie vorgestellten Ansatz der kumulativen Umweltrisikobewertung (ergänzendes Material B) ist es möglich, mehrere Quellen und Schadstoffe, einschließlich ihres jeweiligen Beitrags zur  $RCR_{sum}$ , gleichzeitig zu bewerten. Die maximal zulässige Menge an Wäschwasser, die in einem Hafen eingeleitet werden kann, ohne die  $RCR_{sum} > 1$  zu überschreiten, kann ebenfalls abgeschätzt werden ([Abb. 4](#)). Wenn beispielsweise keine anderen Quellen oder Hintergrundkonzentrationen in die Bewertung einbezogen werden, ist der Ausgangs- $RCR_{sum}$  gleich Null und das berechnete maximal zulässige Volumen ist das Volumen des Wäschwassers im offenen Kreislauf, das eingeleitet werden kann, ohne den  $RCR > 1$  zu überschreiten. Wenn andere Schadstoffquellen einbezogen werden, nimmt die Aufnahmekapazität der Hafenumgebung, d. h. das maximal zulässige Einleitvolumen des Wäschwassers, ab, wenn sich der RCR dem Wert 1 nähert, d. h. dem Grenzwert für ein unannehmbares Risiko.

Dies wird für den OECD-Ostseehafen in [Abb. 4](#) veranschaulicht, wo die

Die maximal zulässige Einleitungsmenge von Wasser aus dem offenen Kreislauf beträgt  $4500 \text{ m}^3/\text{Tag}$ , wenn keine anderen Schadstoffquellen oder Hintergrundkonzentrationen in die Risikobewertung einbezogen werden. Wenn die Belastung mit Metallen und PAK aus der atmosphärischen Ablagerung in der Nähe des Schiffes, aus dem Bilgenwasser, aus Antifoulingfarben und aus der Einleitung von Wäschwasser aus dem geschlossenen Kreislauf berücksichtigt wird, sinkt die maximal zulässige Menge an Wäschwasser aus dem offenen Kreislauf, die eingeleitet werden kann, ohne dass der RCR-Wert  $> 1$  überschritten wird, um fast 70 %, von  $4500 \text{ m}^3/\text{Tag}$  auf etwa  $1500 \text{ m}^3/\text{Tag}$  ([Abb. 4](#)). Dies bedeutet, dass die berechnete tägliche Einleitungsmenge von  $2160 \text{ m}^3/\text{Tag}$  ([Tabelle 3](#)) in den OECD-Ostseehafen zu einer  $RCR > 1$  führt, was bedeutet, dass die resultierenden Konzentrationen von Metallen und PAK ein inakzeptables Risiko für die Hafenumgebung darstellen. Wären die anderen Schadstoffquellen nicht berücksichtigt worden, hätte die Bewertung fälschlicherweise zu einem  $RCR_{sum} < 1$  geführt und die Schlussfolgerung wäre gewesen, dass das Risiko akzeptabel ist, was bedeutet, dass keine Abhilfemaßnahmen erforderlich sind.

Die maximal zulässige Einleitungsmenge von Wäschwasser variiert stark zwischen den verschiedenen Häfen ([Abb. 5](#)). Diese Ergebnisse verdeutlichen, wie wichtig es ist, bei der Abschätzung von Umweltrisiken durch Schiffsemissionen regionalspezifische Hafenumgebungen zu verwenden, die die lokalen Bedingungen, z. B. Gezeitenunterschiede und Wasseraustauschraten, widerspiegeln. Würde die Bewertung beispielsweise auf der Grundlage des OECD-Hafens in der EU erfolgen, wäre eine 10-fache Erhöhung der maximal zulässigen Einleitungsmenge im Vergleich zum OECD-Ostseehafen zulässig ([Abb. 5](#) links). Auch wenn das mit offenen Kreislaufwäschern verbundene Risiko auf der Grundlage des allgemeinen OECD-EU-Hafens bewertet wird, würde die jährlich maximal zulässige Menge an Wasser aus offenen Kreislaufwäschern, die in einer einzigen Hafenumgebung eingeleitet werden könnte, fast 17 Mio.  $\text{m}^3$  betragen, was fast 3 t V, 800 kg Ni, 600 kg Cu, 50 kg Naphthalin (Nap) und 25 kg Phe pro Jahr entspricht. Der zulässige Eintrag von Cu und Ni in den OECD-EU-Hafen läge dann in der gleichen Größenordnung wie die von allen Küstenhäfen emittierten Mengen.

**Tabelle 5**

Punktquellen in Dänemark im Jahr 2018, d. h. 760 kg (Cu) und 1200 kg (Ni) ([HELCOM, 2021](#)). Es sollte daher hinterfragt werden, wie geeignet die Verwendung des OECD-EU-Hafens für die Bewertung von Umweltrisiken durch Schiffskontaminationen ist.

Obwohl der OECD-Ostseehafen den beiden in dieser Studie charakterisierten Häfen besser entspricht, ist das maximal zulässige Volumen im generischen OECD-Ostseehafen immer noch etwa dreimal so hoch wie in den Häfen von Kopenhagen und Gdynia ([Abb. 5](#) rechts). Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Verwendung von generischen OECD-Häfen das mit dem Schiffsbetrieb in Häfen verbundene Risiko unterschätzt und daher nicht mit der Darstellung vernünftiger Worst-Case-Szenarien bei der Durchführung von Umweltverträglichkeitsprüfungen in Einklang steht ([EC, 2018](#); [MEPC, 2022](#)).

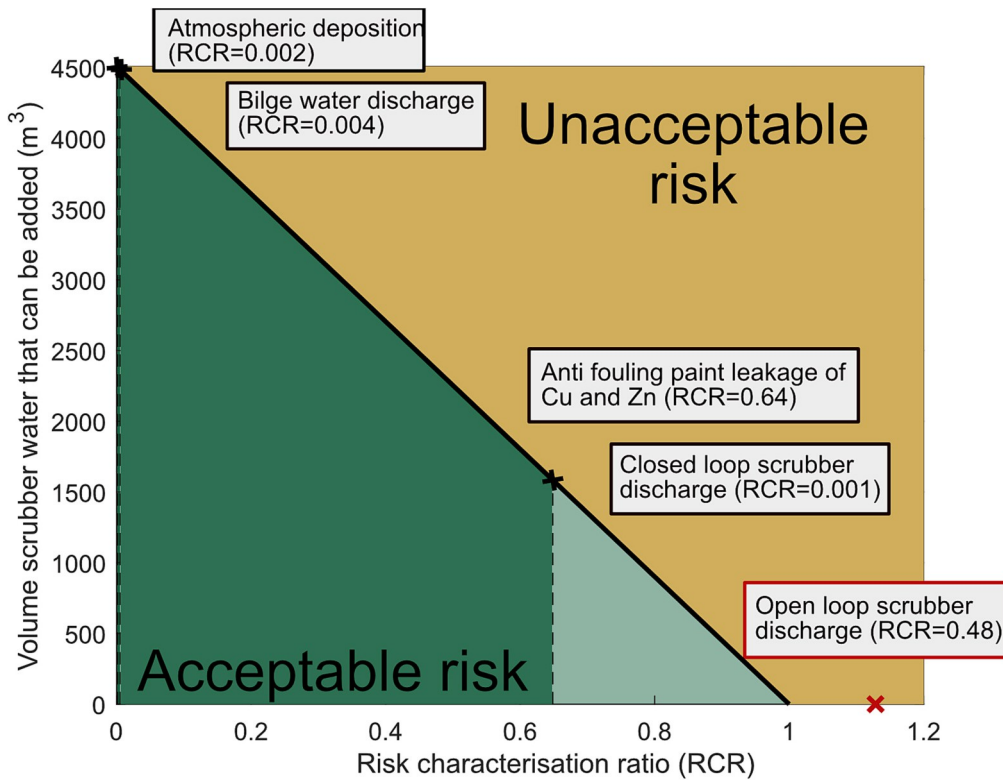
Die komplexe Zusammensetzung des Wäschwassers ist ebenfalls wichtig, da mehrere Schadstoffe zur Toxizität und den Auswirkungen des eingeleiteten Abwassers beitragen. Frühere Studien ([Lunde Hermansson et al. \(2021\)](#) und Verweise darin) haben gezeigt, dass die Konzentrationen von Metallen und PAK im Wäschwasser sehr unterschiedlich sind. Die Wahl der Wäschwasserkonzentrationen wirkt sich direkt auf die RCR-Berechnungen und damit auf die maximal zulässigen Mengen an Wäschwassereinleitungen aus. Wird beispielsweise der obere Wert des 95 %igen Konfidenzintervalls der Konzentrationen im Wäschwasser des offenen Kreislaufs anstelle der Durchschnittskonzentration verwendet (was vom [MEPC \(2022\)](#) befürwortet werden kann, wenn der obere Wert als geeigneterer Worst-Case-Emissionsfaktor angesehen wird), verringert sich die maximal zulässige Menge des Wäschwassers des offenen Kreislaufs, das eingeleitet werden kann, um 30 % (OECD EU) bis 40 % (OECD Baltic) (Zusatzmaterial B).

Andere Verunreinigungen, z. B. alkylierte PAK, werden in der aktuellen Umweltrisikobewertung nicht berücksichtigt. Studien haben gezeigt, dass alkylierte PAK im Wäschwasser vorhanden sind ([Thor et al., 2021](#); [Du et al., 2022](#)) und dass einige von ihnen eine höhere Toxizität aufweisen als ihre Ausgangsverbindungen ([Achten und Andersson, 2015](#); [Cong et al., 2021](#); [Thor et al., 2021](#)). Wenn weitere Schadstoffe in die Bewertung einbezogen werden, würde sich auch die maximal zulässige Menge verringern. Um neue Schadstoffe in den in dieser Arbeit vorgestellten Ansatz aufzunehmen, müssen zunächst neue PNEC-Werte auf der Grundlage ökotoxikologischer Daten abgeleitet werden. Dies lag jedoch außerhalb des Rahmens dieser Studie.

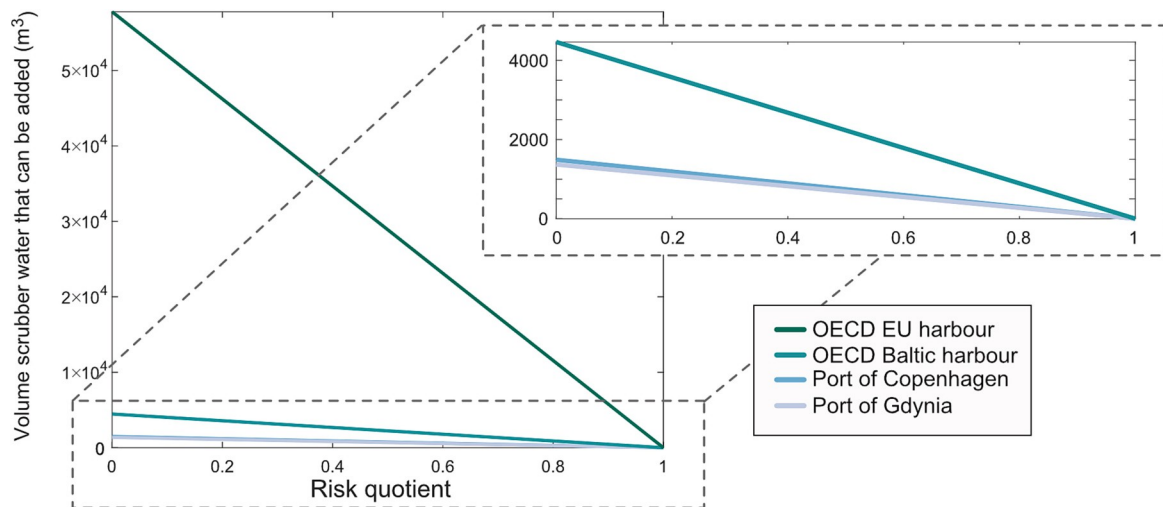
Nach den Ergebnissen von MAMPEC wird ein großer Teil der Gesamtbelastung mit Schadstoffen aus der Hafenumgebung herausgespült. Es ist wichtig zu beachten, dass die aus dem Hafen transportierten Schadstoffe ein Risiko in einer anderen Umgebung, d. h. in der Umgebung, darstellen. Wiederum am Beispiel des Hafens von Kopenhagen, mit den aus den STEAM 2018-Daten berechneten Schadstoffbelastungen zusammen mit den Emissionsfaktoren und Konzentrationen, liegt die jährliche Belastung der Umgebung durch die Summe der 16 PAK bei über 300 g. Bei den Metallen sind die höchsten Belastungen der Umgebung durch Cu ( $1200 \text{ kg/Jahr}$ ), Zn ( $170 \text{ kg/Jahr}$ ), V ( $52 \text{ kg/Jahr}$ ) und Ni ( $12 \text{ kg/Jahr}$ ) zu verzeichnen. Gemäß Anhang II des Europäischen Schadstofffreisetzung- und -verbringungsregisters, in dem die Schwellenwerte aufgeführt sind, ab denen die Industrie verpflichtet ist, ihre Schadstoffemissionen in Umweltberichten zu melden, muss die jährliche Cu-Fracht gemeldet werden, wenn sie 50 kg übersteigt. Die schiffsbedingte Cu-Belastung des Hafens von Kopenhagen für die Umgebung, basierend auf

Die in der Analyse erwendeten Durchschnittskonzentrationen im Vergleich zu den Durchschnittskonzentrationen, wenn alle <LOD-Werte weggelassen werden, im Zusammenhang mit fünf der am stärksten zum Risiko beitragenden Verbindungen, bei denen >50 % der Messungen <LOD waren. Die Spannweite und der Medianwert der LODs. Zum Vergleich sind die PNEC-Werte für jede Verbindung aufgeführt.

	Durchschnittliche Konzentration (ALL; <LOD = ½LOD) (µg/L)	Durchschnittliche Konzentration (ohne <LODs) (µg/L)	Minimale Durchschnittskonzentration (ALL; <LOD = 0) (µg/L)	Maximale durchschnittliche Konzentration (ALLE; LOD=) (µg/L)	PNEC (µg/L)
Arsen (As)	6.8 (n = 66)	11 (n = 24)	3.9	9.7	0.55
Benzo[a]pyren (BaP)	0.05 (n = 64)	0.11 (n = 28)	0.04	0.06	1.7 × 10 <sup>-4</sup>
Indeno[1,2,3-cd]pyren (InP)	0.07 (n = 63)	0.03 (n = 14)	0.01	0.13	2.7 × 10 <sup>-4</sup>
Benzo[ghi]perylen (BghiP)	0.02 (n = 63)	0.05 (n = 22)	0.02	0.03	8.2 × 10 <sup>-4</sup>
Dibenzo[a,h] Anthracen (DahA)	0.03 (n = 63)	0.02 (n = 10)	0.00	0.04	1.4 × 10 <sup>-4</sup>



**Abb. 4.** Der Bereich links von der schwarzen Linie stellt akzeptable Risikoszenarien dar, der Bereich rechts davon (gelb) Szenarien mit inakzeptablem Risiko in der OECD-Ostseehafenumgebung. Mit jeder zusätzlichen Schadstoffquelle verringert sich die maximal zulässige Menge an Waschwasser, die abgeleitet werden kann, ohne die  $RCR_{sum} = 1$  zu überschreiten. Wenn alle fünf Quellen einbezogen werden, ist  $RCR_{sum} > 1$  (dargestellt durch das rote Kreuz) und es besteht ein inakzeptables Risiko für die Umwelt. (Zur Interpretation der farblichen Hinweise in der Legende dieser Abbildung wird auf die Web-Version dieses Artikels verwiesen).



**Abb. 5.** Vergleich der maximal zulässigen Wäschervolumen im offenen Kreislauf, die der Schadstofffracht entsprechen, die in die definierte Umwelt eingeleitet werden kann. In der Abbildung ist der OECD-Hafen in der EU nicht berücksichtigt und der Schwerpunkt liegt auf den drei verbleibenden Häfen, die von 0 bis 4500 m reichen<sup>3</sup>.

2018 STEAM-Daten und MAMPEC-Modellläufe, überschreiten diesen Wert um das 24-fache. Ähnlich liegen die Meldeschwellenwerte für Zn und Ni bei 100 kg/Jahr bzw. 20 kg/Jahr.

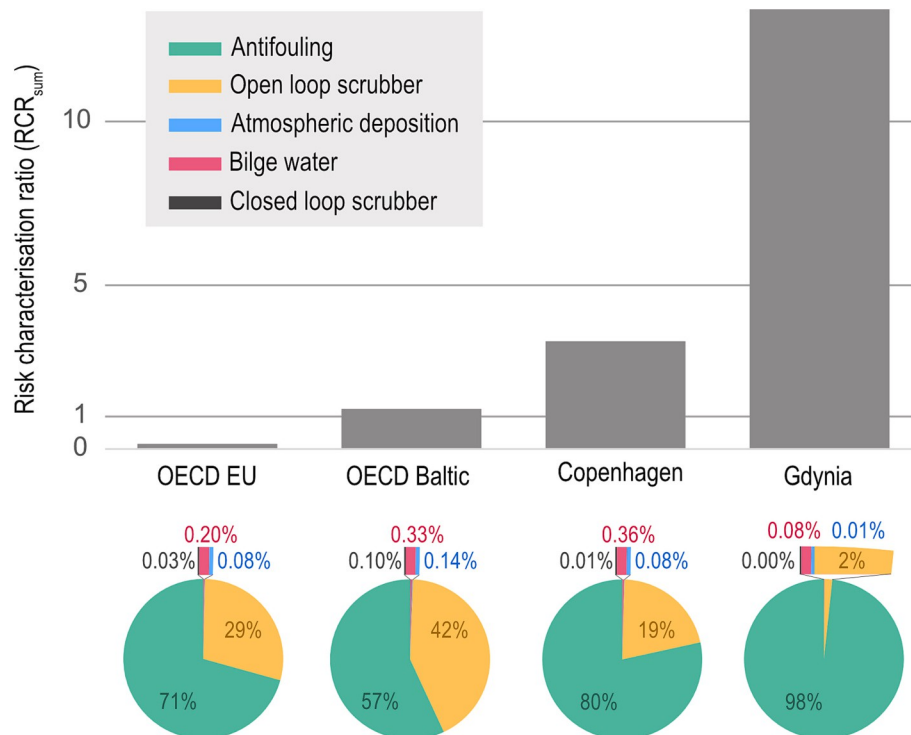
Die verschiedenen Hafenumgebungen haben unterschiedliche Wasseraustauschraten und sind unterschiedlichen Schadstoffbelastungen ausgesetzt, was zu  $RCR_{sum}$  von 0,2 (OECD-EU-Hafen) bis zu 13 (Hafen von Gdynia) führt (Abb. 6). In allen Szenarien tragen die Einleitung von Wäscherwasser aus offenen Kreisläufen und die Freisetzung von Cu und Zn aus Bewuchsschutzfarben am stärksten zur  $RCR_{sum}$  bei (Abb. 6), was darauf hindeutet, dass die größte Reduzierung der  $RCR_{sum}$  erreicht werden kann, wenn diese Aktivitäten

strenger geregelt oder sogar verboten werden. Dies steht auch im Einklang mit Ytreberg et al. (2022), die zu dem Schluss kamen, dass Wäscher und Antifouling-Anstriche am meisten zur Metall- und PAK-Belastung der Ostsee beitragen und dass ein

Eine Begrenzung dieser Einträge würde die Gesamtbelastung der Ostsee erheblich verringern.

In den vier verschiedenen Häfen trug die atmosphärische Ablagerung nur geringfügig (ca. 0,1 %) zum  $RCR_{sum}$  bei (Abb. 6). Unter Bedingungen einer effizienteren schiffsnahen Ablagerung würde dieser Beitrag jedoch zunehmen. Bei der Modellierung der PAK-Massenflüsse in der Umgebung von Wassersystemen in Shanghai mit einem Fugazitätsmodell wurde beispielsweise geschätzt, dass sich mehr als 30 % der von Schiffen emittierten 5-6 Ring-PAK auf den Wasseroberflächen ablagern (Su et al., 2021). In der gleichen Studie wurden für alle PAK-Gruppen >1 % der Schiffsemissionen abgelagert, was darauf hindeutet, dass die in dieser Studie angenommenen 0,1 % könnten eine Unterschätzung darstellen. Wie [Badeke et al. \(2021\)](#) gezeigt haben, beeinflussen die Schornsteinhöhe, die Schiffsform, die Windgeschwindigkeit und die Windrichtung die Ausbreitung der Emissionen und in einigen





**Abb. 6.** Die Summe der Risikocharakterisierungsraten (RCR<sub>sum</sub>) in den verschiedenen Häfen und der Beitrag der verschiedenen Schadstoffquellen. Die Tortendiagramme zeigen den relativen Beitrag der Schadstoffquellen zum Gesamtrisiko (RCR<sub>sum</sub>) in den verschiedenen Häfen.

Szenarien könnte die Abwärtsdispersion bis zu 55 % der Emissionen ausmachen. Es sind weitere Arbeiten erforderlich, um die schiffsnahe Ablagerung besser zu berücksichtigen, aber sie wurde in dieser Studie als konzeptioneller Beitrag aufgenommen, um die Bedeutung der Einbeziehung verschiedener Arten von Schadstoffquellen, die alle von Schiffen ausgehen, hervorzuheben. Diese Studie konzentriert sich auf die lokalen Schadstoffquellen von Schiffen, d. h. die Schiffe innerhalb des Hafengebiets, was bedeutet, dass atmosphärische Ferntransporte, andere Industrien oder Hintergrundkonzentrationen nicht in die Berechnung von RCR und RCR<sub>sum</sub> einbezogen werden. Die RCR<sub>sum</sub> stellt somit den kumulativen Risikobeitrag der ausgewählten Bordsysteme (Tabelle 3) und Schadstoffe (Tabelle 4) dar. Diese Arbeit basiert auf den Berechnungen und Ergebnissen von MAMPEC, und alle Unsicherheiten von MAMPEC werden sich auf die Ergebnisse und weiteren Berechnungen übertragen. Eines der Hauptprobleme des MAMPEC-Modells ist die Annahme der räumlichen und zeitlichen Homogenität, bei der Input, Output und allgemeine Bedingungen als konstant angenommen werden, was zu einer vorhergesagten Konzentration im stationären Zustand führt. Zipperle et al. (2011) führten eine Sensitivitätsbewertung durch, bei der sie die Abklingrate und die Spülung innerhalb des Standard-OECD-Handelshafens veränderten, und kamen zu dem Schluss, dass die durchschnittlichen Konzentrationen von MAMPEC gut geschätzt werden konnten, die maximale Konzentration jedoch nicht. Es wurde jedoch empfohlen, die niedrigere Spül- und Abklingrate zu verwenden, um sicherzustellen, dass die Ergebnisse korrekt sind.

auf der Grundlage realistischer Worst-Case-Szenarien.

Im Hafen von Kopenhagen schwankt die tägliche schiffsbedingte Belastung mit Metallen, die sich auf der Sedimentoberfläche in der Hafenumgebung ablagern, zwischen 10 % (V) und 70 % (Pb) der Gesamtbelastung durch Schiffe, was 15 g/Tag für V und fast 6 g/Tag für Pb entspricht. Auch PAK werden im Wasser und im Sediment abgebaut, wobei die Halbwertszeiten von einigen Tagen bis zu mehreren Jahren reichen (ergänzendes Material A). Der Anteil der sedimentierten PAK an der Gesamtschadstoffbelastung durch Schiffe war im Allgemeinen geringer (0-35 %), wobei die PAK mit höherem Molekulargewicht tendenziell stärker sedimentierten. Das Sediment

kann als Senke fungieren, in der sich die meisten Schadstoffe im Laufe der Zeit ansammeln, und könnte daher ein besserer Indikator als die Wassersäule sein, wenn es um die Bewertung des Risikos in einer Umwelt geht. Da jedoch keine geeigneten PNEC-Werte für das Sedimentkompartiment vorliegen, wurde

In den MEPC-Leitlinien (2022) wird vorgeschlagen, die Hintergrundkonzentrationen chemischer Stoffe zu addieren, was im Rahmen dieser Arbeit nicht geschehen ist. Die Ergebnisse in Abb. 4 und Abb. 6 spiegeln das Risiko wider, das mit der zusätzlichen Schadstoffbelastung durch Metalle und PAK von Schiffen verbunden ist. Würden Hintergrundkonzentrationen hinzukommen, wären die Ausgangsbedingungen in Abb. 4 nicht  $RCR = 0$ , und je nach Hintergrundkonzentrationen würde sich die maximal zulässige Menge an Wäsherwasser verringern, bevor  $RCR > 1$  überschritten wird. Die Bestimmung der Hintergrundkonzentrationen in Hafengebieten erfordert mehr Wissen über die vorindustriellen Konzentrationen und die Schadstoffbelastung durch andere Aktivitäten. Da jedoch die  $RCR_{sum}$  sowohl im Hafen von Kopenhagen als auch im Hafen von Gdynia allein aufgrund des zusätzlichen Eintrags von Schadstoffen durch Schiffe überschritten wird, kann davon ausgegangen werden, dass die Ergebnisse verstärkt würden, wenn die Hintergrundkonzentrationen einbezogen würden.

Zum Vergleich: In den Hafengebieten wurden nicht viele Probenahmekampagnen für Metalle und PAK durchgeführt. Im Hafen von Kopenhagen sind die meisten der vorhergesagten Metallkonzentrationen jedoch niedriger als die von Koski et al. (2017) gemessenen Werte (Probenahme im Jahr 2016). Nach den Messungen von Koski et al. (2017) liegt der  $RCR_{sum}$  für As, Cr, Cu, V und Zn zwischen 6 und 12 und damit zwei- bis viermal höher als der in dieser Studie geschätzte  $RCR_{sum}$  für 9 Metalle und 16 PAK. In ähnlicher Weise sind die durchschnittlichen Konzentrationen aus der Überwachung von Cadmium (Cd), Blei (Pb) und Zn im Hafen von Gdynia (Popek et al., 2021) bis zu 1000 Mal höher als die geschätzten PECs für diese Verbindungen, die in dieser Studie berechnet wurden. Dies deutet darauf hin, dass 1) der in der aktuellen Studie verwendete Ansatz die Umweltkonzentrationen in dem ausgewählten Hafen unterschätzt und/oder 2) die Häfen von Kopenhagen und Gdynia durch den Schiffsverkehr und andere Quellen bereits stark verschmutzt sind. Es müssen mehr Anstrengungen unternommen werden, um Datensätze zusammenzustellen, die Überwachungsdaten, die Bestimmung von Hintergrundkonzentrationen und andere Schadstoffquellen umfassen. Trotz der Unsicherheiten und des Mangels an Daten zeigt diese Studie, dass bei der Bewertung des kumulativen Risikos von Metallen und PAK in drei von vier Hafenumgebungen ein unannehmbares Risiko besteht.

Calgaro (Universität Venedig) für die Datenerhebung im Rahmen des EMERGE-Projekts danken.

#### 4. Schlussfolgerungen

Der in dieser Arbeit vorgestellte Ansatz basiert auf den anfänglichen Ergebnissen von MAMPEC in Verbindung mit Daten zur Schiffsaktivität (STEAM) und bietet die Möglichkeit, PECs für mehrere verschiedene Stoffe, die von unterschiedlichen Schadstoffquellen emittiert werden, gleichzeitig zu berechnen. Die Berechnungen liefern auch Informationen über die gesamte zusätzliche Schadstoffbelastung und den relativen Beitrag der verschiedenen Schadstoffquellen zum Risiko. All dies kann dann bei der Risikobewertung und bei Vorschlägen für Minderungsstrategien verwendet werden.

Umweltrisikobewertungen gemäß dem neuen MEPC-Leitfaden (2022) (d. h. Bewertung der Umgebung und nicht der Hafenumgebung mit MAMPEC) werden keinen angemessenen Schutz der Meeresumwelt bieten. Auf der Grundlage von Umweltrisikobewertungen in Häfen führt der Beitrag der schiffsnahen atmosphärischen Ablagerung, der Einleitung von Bilgenwasser, der Freisetzung von Cu und Zn aus Antifoulingfarben und der Einleitung von Wäscherwasser in drei von vier Hafengebieten zu einem unannehmbaren Risiko. Antifouling-Anstriche und die Einleitung von Wäscherwasser im offenen Kreislauf sind die beiden Hauptverursacher von  $RCR_{sum}$ . Darüber hinaus stellt die Einleitung von Wäscherwasser ein zusätzliches Risiko für die Umwelt dar und sollte in Gebieten verboten werden, die den guten Umweltzustand gemäß Absatz 7.4 des MEPC (2022) nicht erreichen. Diese Studie zeigt, dass die von Schiffen in Häfen ausgehende Schadstoffbelastung durch Metalle und PAK beträchtlich ist und dass ein großer Teil der Belastung in die umliegende Umwelt transportiert wird. Daher ist eine ganzheitlichere Bewertung der Schiffsaktivitäten erforderlich, um die Auswirkungen auf die Meeresumwelt vollständig zu verstehen.

Ergänzende Daten zu diesem Artikel finden Sie online unter <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114805>.

#### CRedit-Beitragserklärung

**Anna Lunde Hermansson:** Methodologie, Untersuchung, Schreiben - ursprünglicher Entwurf, Schreiben - Überprüfung und Bearbeitung, Visualisierung, formale Analyse. **Ida-Maja Hassello**: v: Konzeptualisierung, Schreiben - Überprüfung & Bearbeitung, Betreuung, Akquisition von Finanzmitteln. **Jukka-Pekka Jalkanen:** Schreiben - Überprüfung und Bearbeitung, Ressourcen. **Erik Ytreberg:** Konzeptualisierung, Untersuchung, Schreiben - Überprüfung und Redaktion, Aufsicht, Beschaffung von Finanzmitteln.

#### Erklärung über konkurrierende Interessen

Die Autoren erklären, dass ihnen keine konkurrierenden finanziellen Interessen oder persönlichen Beziehungen bekannt sind, die die Arbeit in diesem Papier beeinflussen könnten.

#### Verfügbarkeit von Daten

Ich habe die Daten als ergänzendes Material A und B zur Verfügung gestellt (siehe Anhang).

#### Danksagung

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Forschungs- und Innovationsprogramms Horizont 2020 der Europäischen Union "Evaluation, control and Mitigation of the EnviRonmental impacts of shippinG Emissions" (EMERGE) [Zuschussvereinbarung Nr. 874990] finanziert. Diese Arbeit gibt ausschließlich die Meinung der Autoren wieder und CINEA ist nicht verantwortlich für die Verwendung der darin enthaltenen Informationen. Das Projekt wurde auch von der Schwedischen Agentur für Meeres- und Wasserwirtschaft finanziert [Zuschussvereinbarung Nr. 769-20]. Die Autoren möchten auch Daniel Yngsell für seine Vorarbeiten im Rahmen des SHEBA-Projekts und Loris

- Achten, C., Andersson, J.T., 2015. Überblick über polyzyklische aromatische Verbindungen (PAC). *Polyzykl. Aromat. Compd.* 35, 177-186.
- Backhaus, T., Faust, M., 2012. Prädiktive Umweltrisikobewertung von Chemikaliengemischen: A conceptual framework. *Environ. Sci. Technol.* 46, 2564-2573.
- Badeke, R., Matthias, V., Grawe, D., 2021. Parametrisierung der vertikal abwärts gerichteten Ausbreitung von Schiffsabgasen im Nahfeld. *Atmos. Chem. Phys.* 21, 5935-5951.
- Celo, V., Dabek-Zlotorzynska, E., McCurdy, M., 2015. Chemische Charakterisierung von Abgasemissionen ausgewählter kanadischer Marineschiffe: der Fall von Spurenmetallen und Lanthanoiden. *Environ. Sci. Technol.* 49, 5220-5226.
- Cong, Y., Wang, Y., Zhang, M., Jin, F., Mu, J., Li, Z., Wang, J., 2021. Letale, Verhaltens-, Wachstums- und Entwicklungstoxizität von Alkyl-PAHs und Nicht-Alkyl-PAHs für das frühe Lebensstadium von Salinenkrebsen, *Artemia parthenogenetica*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 220, 112302.
- DNV-GL, 2021. Einblicke in alternative Kraftstoffe - DNV-GL. <https://afi.dnvgl.com/Statistics>.
- Du, L., Zhang, L., Liu, R., Gu, Y., 2022. Wird die Konzentration polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe im Abwasser von Wäschern deutlich unterschätzt? *Ocean Coast. Manag.* 220, 106093.
- EC, 2018. Technischer Leitfaden Nr. 27 - Ableitung von Umweltqualitätsnormen - Version 2018. Europäische Kommission.
- ECHA, 2017. PT 21 Handbuch zur Produktzulassung (Umweltverträglichkeitsprüfung). Europäische Chemikalienagentur. [https://echa.europa.eu/documents/10162/983773/p\\_t21\\_product\\_authorisation\\_manual\\_en.doc/80001389-ec6e-9b09-58ff-db08f62970\\_a3](https://echa.europa.eu/documents/10162/983773/p_t21_product_authorisation_manual_en.doc/80001389-ec6e-9b09-58ff-db08f62970_a3).
- ECHA, 2022. Dokumente zum Emissionsszenario. ECHA webiste. <https://echa.europa.eu/sv/guidance-documents/guidance-on-biocides-legislation/emission-scenario-documents>.
- EU, 2012. Verordnung (EU) Nr. 528/2012 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Mai 2012 über die Bereitstellung auf dem Markt und die Verwendung von Biozidprodukten Text von Bedeutung für den EWR. In: Europäische Union. <http://data.europa.eu/eli/reg/2012/528/oj>.
- Eurostat, 2022. Eurostat-Datenbank Seeverkehr. <https://ec.europa.eu/eurostat/web/transport/data/database>.
- Faber, J., Nelissen, D., Huigen, T., Shanti, H., van Hattum, B., Kleissen, F., 2019. Die Auswirkungen von EGCS-Waschwassereinleitungen auf Hafenwasser und Sediment. Publication code: 19.4I09.141. CE Delft, Delft.
- Faber, M., Peijnenburg, W., Smit, C.E., 2021. Environmental risks of scrubber discharges for seawater and sediment Preliminary risk assessment for metals and polycyclic aromatic hydrocarbons. RIVM Lett. Rep. 2021-0048 <https://doi.org/10.21945/RIVM-2021-0048>.
- Growcott, A., Kluzza, D., Georgiades, E., 2016. Literaturübersicht: In-water systems to remove or treat biofouling in vessel sea chests and internal pipework. In: MPI Technical Paper No: 2016-16. New Zealand Ministry for Primary Industries, Wellington, S. 66.
- van Hattum, B., van Gils, J., Elzinga, H. & Baart, A. 2014. MAMPEC 3.0 HANDBOOK Technische Dokumentation. Report R-14/33, edition august 2014. IVM Institut für Umweltstudien.
- HELCOM, 2021. Einträge von gefährlichen Stoffen in die Ostsee. Baltic Sea environment proceedings no.179. <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2021/09/Inputs-of-haz-ardous-substances-to-the-Baltic-Sea.pdf>.
- Honda, M., Suzuki, N., 2020. Toxizitäten von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen für Wassertiere. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 17, 1363.
- IEA 2020. Öl 2020 von der Internationalen Energieagentur. In: IEA (Hrsg.). Paris.
- IMO 2009. Zweite IMO-THG-Studie 2009. Von Buhaug, Ø., Corbett, J.J., Endresen, Ø., Eyring, V., Faber, J., Hanayama, S., Lee, D.S., Lee, D., Lindstad, H., Markowska, A.Z., Mjelde, A., Nelissen, D., Nilsen, J., Pålsson, C., Winebrake, J.J., Wu, W., Yoshida, K.
- Jalkanen, J.P., Johansson, L., Wilewska-Bien, M., Granhag, L., Ytreberg, E., Eriksson, K. M., Yngsø, D., Hasselø, I.-M., Magnusson, K., Raudsepp, U., Maljutenko, I., Winnes, H., Moldanova, J., 2021. Modellierung von Einleitungen aus dem Ostseeverkehr. *Ocean Sci.* 17, 699-728.
- Japan, 2019. Vorschlag zur Verfeinerung des Titels für eine neue Ausgabe und die Entwicklung von Leitlinien für die Bewertung und Harmonisierung der Entwicklung lokaler Vorschriften für die Einleitung von flüssigen Abwässern aus EGCS in empfindliche Gewässer. In: Unterausschuss für Verschmutzungsverhütung und -bekämpfung PPR 7/12/3. Internationale Seeschiffahrtsorganisation (IMO).
- Kjølholt, J.S., Aakre, S., Jørgensen, C., Lauridsen, J., 2012. Assessment of possible impacts of scrubber water discharges on the marine environment. In: Umweltprojekt 1431. Danish Ministry of the Environment. Environmental Protection Agency.
- Koski, M., Stedmon, C., Trapp, S., 2017. Ecological effects of scrubber water discharge on coastal plankton: potential synergistic effects of contaminants reduce survival and feeding of the copepod *Acartia tonsa*. *Mar. Environ. Res.* 129, 374-385.
- Lunde Hermansson, A., Hasselø, I.-M., Moldanova, J., Ytreberg, E., 2021. Comparing emissions of polyaromatic hydrocarbons and metals from marine fuels and scrubbers. *Transp. Res. Part D: Transp. Environ.* 97, 102912.
- MEPC, 2022. 2022 Leitlinien für die Risiko- und Folgenabschätzung des Abwassers von Abgasreinigungssystemen. MEPC.1/Circ.899. In: IMO.
- Moldanova, J., Fridell, E., Popovicheva, O., Demirdjian, B., Tishkova, V., Faccinetto, A., Focsa, C., 2009. Charakterisierung von Feinstaub- und Gasemissionen eines großen Schiffsdieselmotors. *Atmos. Environ.* 43, 2632-2641.
- Moldanova, J., Fridell, E., Winnes, H., Jedynska, A., Peterson, K., 2011. Physical and chemical PM characterization from the measurement campaigns on shipping emissions deliverable D2.1.4, type R. In: Transport Related Air Pollution and Health impacts - Integrated Methodologies for Assessing Particulate Matter (TRANSPHORM).

- Morales, M.E., Derbes, R.S., Ade, C.M., Ortego, J.C., Stark, J., Deininger, P.L., Roy-Engel, A.M., 2016. Schwermetallbelastung beeinflusst die Ergebnisse der DNA-Doppelstrangbruch-Reparatur. *PLoS One* 11, e0151367.
- Nys, C., Versieren, L., Cordery, K.I., Blust, R., Smolders, E., De Schampelaere, K.A.C., 2017. Systematische Bewertung der chronischen Toxizität von Metallmischungen für drei Arten und Auswirkungen auf die Risikobewertung. *Environ. Sci. Technol.* 51, 4615-4623.
- OECD, 2005. Emission Scenario Document on Antifouling Products.
- Popek, M., Dereszewska, A., Graz'yna, D., 2021. Risiko der Verschmutzung durch Schwermetalle und ihre Verbindungen in den Gewässern des Hafens Gdynia. In: Kolowrocki, K., et al. (Eds.), *Safety and Reliability of Systems and Processes, Summer Safety and Reliability Seminar 2021*. Gdynia Maritime University.
- Teinilä, K., Aakko-Saksa, P., Jalkanen, J.-P., Karjalainen, P., Bloss, M., Laakia, J., Saarikoski, S., Vesala, H., Pettinen, R., Koponen, P., Kuittinen, N., Piima-korpi, P., Timonen, H., 2018. Effect of Aftertreatment on Ship Particulate and Gaseous Components at Ship Exhaust. VTT Technical Research Centre of Finland.
- Teuchies, J., Cox, T.J.S., Van Itterbeeck, K., Meysman, F.J.R., Blust, R., 2020. Die Auswirkungen von Wäschereinleitungen auf die Wasserqualität in Flussmündungen und Häfen. *Environ. Sci. Eur.* 32, 103.
- Thor, P., Granberg, M.E., Winnes, H., Magnusson, K., 2021. Schwerwiegende toxische Auswirkungen auf pelagische Copepoden durch Abgaswäscherabwässer aus dem Meer. *Environ. Sci. Technol.* 55, 5826-5835.
- Tronczynski, J., Saussey, L. & Ponzevera, E. 2022. Ableitung von Spurenmetallen und PAK durch Schiffe mit Abgasreinigungssystemen (EGCS). <https://archimer.ifremer.fr/doc/00763/87494/> Ifremer.
- Van der Plassche, E., Van der Aa, E., 2004. Harmonisierung von Umwelt-Emissionsszenarien: An Emission Scenario Document for Antifouling Products in OECD Countries (ESDPT21). Royal Haskoning, Nijmegen. [https://echa.europa.eu/documents/10162/983773/pt21\\_antifouling\\_products\\_de.pdf/54a7f413-dca9-4382-b974-1eed342315f5](https://echa.europa.eu/documents/10162/983773/pt21_antifouling_products_de.pdf/54a7f413-dca9-4382-b974-1eed342315f5).
- Van Hattum, B., Baart, A., Boon, J., 2002. Computermodell zur Erstellung von vorausgesagten Umweltkonzentrationen (PECs) für Antifouling-Produkte in der Meeresumwelt. In: *Accompanying the Release of MAMPEC Version 1.4, IVM Report (E-02/04)*, 2nd ed. Institute for Environmental Studies, Vrije Universiteit, Amsterdam, Netherlands [http://www.deltares.nl/en/software/1039844/mampe\\_c/1039846](http://www.deltares.nl/en/software/1039844/mampe_c/1039846).
- WASSERRAHMENRICHTLINIE, 2013. Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik. In: Europäische Union.
- Ytreberg, E., Hermansson, A.L., Hasseløv, I.-M., 2020. Ergebnis 2.1 - Datenbank und Analyse der Schadstoffkonzentrationen in Abfallströmen und Emissionsfaktoren. EMERGE: Evaluation, control and Mitigation of the Environmental impacts of shipping Emissions 874990, 1-37 finanziert durch das Forschungs- und Innovationsprogramm Horizont 2020 der Europäischen Union unter der Finanzhilfvereinbarung Nr.
- Ytreberg, E., Hasseløv, I.-M., Nylund, A.T., Hedblom, M., Al-Handal, A.Y., Wulff, A., 2019. Auswirkungen des Waschwasserabflusses von Wäschern auf das Mikroplankton in der Ostsee. *Mar. Pollut. Bull.* 145, 316-324.
- Ytreberg, E., Hansson, K., Hermansson, A.L., Parsmo, R., Lagerström, M., Jalkanen, J.-P., Hasseløv, I.-M., 2022. Metall- und PAK-Belastung durch Schiffe und Boote in der Ostsee, relativ zu anderen Quellen. *Mar. Pollut. Bull.* 182, 113904.
- Zetterdahl, M., Moldanova, J., Pei, X., Pathak, R.K., Demirdjian, B., 2016. Impact of the 0.1% fuel sulfur content limit in SECA on particulate and gaseous emissions from marine vessels. *Atmos. Environ.* 145, 338-345.
- Zipperle, A., van Gils, J., van Hattum, D.B., Heise, P.D.S., 2011. Leitfaden für ein harmonisiertes Emissionsszenario-Dokument (ESD) zur Ballastwasserableitung. In: *Texte | 34/2011*. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/leitfaden-fuer-ein-harmonisiertes-emissionsszenario>.