

REVISIÓN

Propuesta para el control del agua de lastre en buques que arriban a puertos de la Ecorregión Marina de Chile Central

Proposal for controlling ballast water in ships visiting ports of Central Chile Marine Ecoregion

Sandra Baro-Narbona^{1*} y Wolfgang Stotz¹

¹Grupo de Ecología y Manejo de Recursos (ECOLMAR), Universidad Católica del Norte, Larrondo 1281, Coquimbo, Chile

*Corresponding author: sknarbona@gmail.com

Abstract.- Shipping is essential to the economy. With the technological advance and faster vessels, the frequency of transoceanic trips has increased, increasing the risk of negative environmental and socio-economic impacts associated with the uncontrolled discharge of ballast water. Being this the water loaded by the ships to conserve its stability and maneuverability, but that takes matters in suspension, including biological agents, which can generate bioinvasions. Due to the above, and recognizing the importance of a precautionary approach, it is necessary to have a preventive management tool that allows to discern when unload ballast water is potentially dangerous. In this review, a tool based on the frequency and volume of ballast water coming from the same source port, the environmental similarity between the source and recipient port, and the presence of risky species in the source port, is proposed. A Coefficient of Global Risk (CRG) has to be estimated for each vessel arriving at the port in order to evaluate if the ballast water can be unloaded. For values of CRG > 16%, which means it is likely the risk, it is necessary to verify if the required replacement of ballast water in the open sea has been done in compliance with international regulations. It is recommended *in situ* measurements of the Chromophoric Dissolved Organic Matter (CDOM) since it allows the discrimination between coastal and oceanic water. If the ballast water turns out to be of coastal origin the lack of compliance of the regulation can be detected, thus preventing the discharge of that water in the port area.

Key words: Verification, management, treatment, ballast water

Resumen.- La navegación marítima es esencial para la economía. Con el avance tecnológico y buques más rápidos, la frecuencia de los viajes transoceánicos ha aumentado, incrementando el riesgo de impactos negativos ambientales y socio-económicos asociados a la descarga descontrolada de agua de lastre. Esta agua es cargada por los buques para conservar su estabilidad y maniobrabilidad, pero que lleva materias en suspensión, incluyendo agentes biológicos, que pueden generar bioinvasiones. Por lo anterior, y reconociendo la importancia de un enfoque precautorio se hace necesario contar con una herramienta de gestión preventiva que permita discernir cuando el deslastre es potencialmente peligroso. Esta revisión propone una herramienta basada en la frecuencia y volumen del agua de lastre desde un mismo puerto de origen, la similitud ambiental entre el puerto de origen y el receptor del lastre y la presencia de especies de riesgo en el puerto de origen. Para esto se desarrolló el cálculo de un Coeficiente de Riesgo Global (CRG), que deberá ser estimado para cada buque que arribe al Puerto antes de que inicie el deslastre. Si CRG >16%, el riesgo es probable, entonces correspondería verificar el recambio de agua de lastre en aguas oceánicas como lo exigen las regulaciones internacionales. Se recomienda medir *in situ* la Materia Orgánica Cromofórica Disuelta (CDOM por sus siglas en inglés), ya que permite discriminar entre agua costera y oceánica. Si del análisis resulta que el agua es costera, significa el incumplimiento del intercambio del agua de lastre en alta mar, entonces se debería evitar la descarga de lastre en el puerto.

Palabras clave: Verificación, gestión, tratamiento, agua de lastre

INTRODUCCIÓN

El agua de lastre, esencial para la operación segura y eficaz de los buques (Hua & Liu 2008, UNCTAD 2008, Ryan *et al.* 2013), es a la vez, un factor de riesgo para la bioseguridad marina (Ramírez 2008). Esta es agua de mar que un buque carga en la costa (Minton *et al.* 2005, Whitman *et al.* 2011) cuando se encuentra sin o con poca carga para una navegación segura (FMAM-PNUD-OMI 2009). Se define como 'el agua, con las materias en suspensión que contenga, cargada a bordo de un buque para controlar el asiento, la escora, el calado, la estabilidad y los esfuerzos

de este' (OMI 2004). No obstante, actúa también como un vector para el traslado accidental de especies entre zonas portuarias (Carlton & Geller 1993, Carlton 1996, Hay *et al.* 1997, Ruiz *et al.* 2000, Murphy *et al.* 2002, 2004; David *et al.* 2007, FMAM-PNUD-OMI 2009, Whitman *et al.* 2011), lo cual puede afectar la biodiversidad y/o generar riesgos a la salud humana por enfermedades o pestes al trasladar también patógenos, todo lo cual puede causar finalmente pérdidas económicas (Ruiz *et al.* 2000, Doblin & Dobbs 2006, David *et al.* 2007, Tamelander *et al.* 2010, Wonham *et al.* 2013).

El tamaño de los organismos (bacterias, microbios, organismos planctónicos en fase adulta y larval, huevos y fases quísticas) presentes en el agua de lastre dependerá de la luz de la rejilla filtradora que cubre la entrada, generalmente de 1 a 2 cm (García & Fernández 2002, FMAM-PNUD-OMI 2009). Un sólo metro cúbico de agua de lastre puede contener hasta 50.000 especímenes de zooplancton (Locke *et al.* 1991) y/o 10 millones de células de fitoplancton (Subba Rao *et al.* 1994). Las especies transportadas fuera de su rango de distribución pueden llegar a establecerse y cambiar drásticamente el ecosistema, sus funciones y composición de especies (Hayes & Sliwa 2003, Molnar *et al.* 2008). Las especies que logran establecerse y dominar son llamadas especies alienígenas o invasoras (Clinton 1999, Ojaveer *et al.* 2014), y han sido identificadas como una de las 4 mayores amenazas para los océanos del mundo, causando impactos ambientales, cambios en la función del ecosistema, impactos en la salud y bienestar humana, económicos y culturales (FMAM-PNUD-OMI 2009, Tamelander *et al.* 2010).

El aumento en la tasa de introducción de especies se atribuye al aumento del comercio a través del océano durante el siglo XX (Carlton 1985, 2001; Ruiz *et al.* 2000), que se ha visto favorecido con el avance de la tecnología, aumentando la velocidad y frecuencia de los viajes, lo que convierte al agua de lastre en el vector más activo de invasiones marinas (Drake & Lodge 2004, Hewitt & Campbell 2007, FMAM-PNUD-OMI 2009, Tamelander *et al.* 2010). El transporte marítimo es esencial para la economía mundial, cargando mercancías a granel a grandes distancias, con la mejor relación de costo beneficio (Seguí & Martínez 2004, UNCTAD 2008).

Para reducir los riesgos que genera el agua de lastre, se han adoptado a nivel mundial diversas medidas para regular su carga y descarga, como el Convenio MARPOL 73/78, que hace énfasis en la limpieza de los tanques de lastre, y la Resolución OMI 868 (20) de 1997 (OMI 2004), que considera, siempre que sea posible, efectuar el cambio del agua de lastre por lo menos a 200 millas náuticas de la tierra más próxima y en aguas de 200 m de profundidad como mínimo (Regla B-4 del Convenio Internacional para el Control y la Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos de los Buques). Así se reemplaza el agua costera que se cargó generalmente en el puerto, de salinidad baja, por agua oceánica de salinidad alta (Minton *et al.* 2005). La base para adoptar esta medida establece que los organismos costeros al ser expulsados en el agua oceánica mueren por el aumento de salinidad, y lo mismo ocurre con organismos oceánicos al ser vertidos en las aguas del puerto receptor (Brickman & Smith 2007). Esto reduce significativamente el riesgo de

bioinvasión (Hülsmann & Galil 2001, Minton *et al.* 2005) ya sea por desplazamiento físico y/o por efectos biocidas (Hülsmann & Galil 2001). Sin embargo, pese a las medidas tomadas, se estima que el agua de lastre es responsable de la transferencia de 7.000 a 10.000 especies de microbios marinos, plantas y animales a nivel mundial cada día, aunque son pocos los casos confirmados de introducción de especies por esta vía (Carlton 1999). Cuando ha ocurrido, sus consecuencias han sido casi catastróficas e irreversibles, por lo que un enfoque precautorio sugiere que cada buque que transporte agua de lastre debe ser tratado como un riesgo potencial (David & Perković 2004).

En el marco del enfoque precautorio, resulta imprescindible tener un mayor grado de certeza de la realización efectiva del recambio de agua de lastre en aguas oceánicas. Murphy *et al.* (2006) mencionan la carencia de una herramienta confiable para determinar si el procedimiento de recambio se llevó efectivamente a cabo. La fiscalización del recambio se basa en la confianza de que se declare lo efectivamente realizado en los documentos (Certificado Internacional de Gestión de Agua Lastre y/o Libro o Plan de Agua de Lastre), presentados por el capitán de buque al administrador o capitán del puerto. Estos documentos contienen datos auto-reportados, y son los únicos utilizados para verificar el cumplimiento del recambio de agua de lastre (Murphy *et al.* 2013). En el puerto se puede realizar una inspección visual del agua de lastre (OMI 2004); esto resulta inoperante, dadas las eventuales similares características que existen entre el agua de lastre y el agua del puerto receptor, siendo ambas aguas marinas. Un método más efectivo sería contar con una herramienta de gestión que permita verificar el adecuado recambio de agua de lastre, discriminando entre aguas costeras y oceánicas de acuerdo a Murphy *et al.* (2006). Esta herramienta de gestión debe permitir determinar si existe un riesgo de bioinvasión y debe ser factible de ser aplicada en condiciones prácticas, de tal manera que no interfiera mayormente en la operación normal de un puerto.

Bajo este contexto, se presenta una revisión de los principales factores de riesgo asociados al agua de lastre, de los métodos de cuantificación del riesgo del deslastre y de las herramientas de verificación del recambio de agua de lastre. En base a ello se elabora luego una propuesta de gestión que permita determinar el peligro potencial de la descarga de agua de lastre en puertos de la Ecorregión Marina de Chile Central.

ELEMENTOS A CONSIDERAR PARA UN PLAN DE GESTIÓN

NORMATIVA

El recambio en aguas oceánicas es una medida adoptada por varios países, incluido Chile (Circular A-51/002 - DGT.M. Y MM. ORDINARIO N° 12.600/98)¹, quedando establecido en el Comité de Protección del Medio Ambiente Marino (Res. MEPC 123/53 2005)². El protocolo de recambio en estos puertos es aplicado para naves extranjeras y nacionales, exceptuando a aquellas de cabotaje (DGT.M. y MM. N° 12.600/98 2012¹, RES. MEPC.149/55 2006)³. Con esto se da cumplimiento al Párrafo 1, Artículo 142 de La Ley de Navegación Chilena⁴ y al Reglamento para el control de la contaminación acuática⁵, donde se establece la prohibición absoluta de arrojar lastre, entre otras materias nocivas o peligrosas, de cualquier especie, que ocasionen daños o perjuicios en las aguas sometidas a la jurisdicción nacional, y en puertos, ríos y lagos.

SITUACIÓN EN CHILE

Con una costa que se extiende por 4.100 km (2.600 km de costa expuesta, desde Arica hasta el Canal de Chacao en Puerto Montt y 1.500 km de canales y archipiélagos australes) (Ubilla 2011), Chile realiza más del 70% del comercio exterior por vía marítima desde Arica a Puerto Williams, existiendo actualmente 189 instalaciones portuarias primarias y secundarias de uso comercial (BEAM 2015⁶, Ubilla 2011). El territorio marítimo nacional, incluyendo islas oceánicas abarca 3.271.596 km² (Ubilla 2011). Sin embargo, la plataforma costera es estrecha, siendo posible encontrar una profundidad de 200 m dentro de 12 millas náuticas desde la costa.

FACTORES QUE CONDICIONAN EL RIESGO ASOCIADO A LA DESCARGA DE AGUA DE LASTRE

Las etapas del proceso de invasión biológica son: traslado de una especie fuera de su área de distribución natural, liberación en una nueva localidad, establecimiento de

poblaciones autosustentables en esta nueva localidad y expansión de su distribución local más allá del punto inicial de establecimiento (Hallegraeff 1998, Lockwood *et al.* 2005). Las probabilidades de invasión están fuertemente asociadas a los vectores por medio de los cuales se introducen las especies (Carlton 1996). Generalmente, en zonas costeras las bioinvasiones son producidas por vectores relacionados con actividades humanas (Ruiz *et al.* 2013). Cuando este vector es el agua de lastre, el componente biológico de la invasión es pobremente comprendido (Keller *et al.* 2013), puesto que a menudo las especies involucradas no son reconocidas sino hasta que se establecen (Carlton 1996, Minton *et al.* 2005). Luego, si la especie sobrevive a la toma de lastre, al viaje y al deslastre (Hallegraeff 1998), será una especie exótica de características resistentes al stress que puede llegar a causar impactos económicos, ecológicos o sanitarios en el nuevo ambiente (Hallegraeff 1998, Lockwood *et al.* 2005).

El proceso de bioinvasión depende de factores tales como la presión de propágulo y el ajuste climático (Ziller *et al.* 2007), que consideran que el éxito de la bioinvasión está fuertemente relacionado con las coincidencias ambientales, las características de la biota y las dinámicas de inoculación (Whitman *et al.* 2011). Bajo este contexto, los factores de riesgo asociados a la descarga de agua de lastre son: el volumen y frecuencia de las descargas de agua de lastre, la similitud ambiental entre los puertos de origen (puerto donante) y los puertos de destino (BWRA 2003, Mallmann & Asmus 2006, FMAM-PNUD-OMI 2009) y la presencia de especies de riesgo en la bio-región del puerto donante (Mallmann & Asmus 2006). También es importante considerar el tamaño o capacidad del tanque de lastre y el tiempo de confinamiento del lastre o tiempo de viaje del buque (BWRA 2003, Mallmann & Asmus 2006). Estos son los factores considerados en las evaluaciones de riesgo piloto implementadas por el Programa Globallast, desarrollado en conjunto por la Organización Marítima Internacional (OMI), junto con el Fondo Mundial del Medio Ambiente (GEF), el Programa de Desarrollo de Naciones Unidas (PNUD),

¹DIRECTEMAR. 2012. Resolución DGT.M. y MM. Ordinario N° 12.600/98 Circular A-51/002 con fecha 24 de Enero de 2012, 9 pp. Dirección General del Territorio Marítimo y de Marina Mercante, Valparaíso.

²RESOLUCIÓN MEPC. 123 (53). 2005. Directrices para el cumplimiento equivalente de la gestión del agua de lastre (D3) con fecha 22 de Julio de 2005 'Adopta las Directrices para el cumplimiento equivalente de la gestión del agua de lastre', 4 pp.

³RESOLUCIÓN MEPC. 149 (55). 2006. Directrices para el cambio del agua de lastre (normas de proyecto y construcción) (D11) con fecha 13 de Octubre de 2006 'Adopta las Directrices para el cambio del agua de lastre', 6 pp.

⁴DIRECTEMAR. 2005. Decreto de Ley 2222, Ley de Navegación con fecha 09 de Diciembre de 2005, 44 pp. Dirección General del Territorio Marítimo y de Marina Mercante, Valparaíso.

⁵D.S. N° 1/1992. Reglamento para el control de la contaminación acuática, 30 pp. Ministerio de Defensa Nacional, Santiago.

⁶BEAM. 2015. Boletín Estadístico Marítimo. Armada de Chile, DIRECTEMAR, 227 pp. DIRECTEMAR, Armada de Chile, Valparaíso. <<http://web.directemar.cl/estadisticas/maritimo/2016/BEAM2016.pdf>>

con el fin de apoyar a los países interesados en reducir la transferencia de organismos bioinvasores transportados en las aguas de lastre. El riesgo potencial de la descarga de agua de lastre en un determinado puerto receptor es proporcional al aumento de cada factor de riesgo (Mallmann & Asmus 2006), siendo sin embargo la frecuencia de la descarga y la similitud ambiental entre el puerto de origen y el puerto de destino los más importantes (FMAM-PNUD-OMI 2009). Es importante tener una comprensión de todos los factores (Tamelander *et al.* 2010), por lo que a continuación se presentan los fundamentos teóricos que explican el riesgo potencial implícito en cada uno de ellos:

El *Volumen y Frecuencia de la descarga del agua de lastre* inciden mayormente en la ‘presión de propágulos’ o ‘esfuerzo de introducción’, conceptos importantes en el manejo del agua de lastre (Ruiz *et al.* 2000, Minton *et al.* 2005, Verling *et al.* 2005, Costello *et al.* 2007) y que representan una medida del número de individuos no nativos liberados en una región (Lockwood *et al.* 2005, Lee *et al.* 2013). El número total o abundancia de individuos en cada invasión se denomina ‘tamaño del propágulo’ y el número o frecuencia de eventos de liberación, desde un mismo origen se denomina ‘número de propágulos’, (Verling *et al.* 2005, Johnston *et al.* 2009, Ricciardi *et al.* 2010). En el caso del agua de lastre, el tamaño del propágulo corresponde al volumen de la descarga, y el número de propágulo a la frecuencia de la descarga o de inoculación desde un mismo puerto donador (Clarke *et al.* 2003). Al incrementarse cualquiera de estos componentes, aumenta la presión de propágulo (Lockwood *et al.* 2005, Mendoza-Alfaro & Koleff-Osorio 2014), aumentando por consiguiente la probabilidad de éxito de la invasión (Ruiz *et al.* 2000, Leung *et al.* 2004, Van Holle & Simberloff 2005, Ruesink 2005, Colautti *et al.* 2006), puesto que la probabilidad de establecimiento de una especie incrementa en función del tamaño de la inoculación (Ruiz *et al.* 2000).

El *Tamaño del tanque de agua de lastre* influye en el éxito de la invasión biológica (Minchin & Gollasch 2003, Verling *et al.* 2005). En tanques de lastre de mayor tamaño la disminución de los niveles de oxígeno y la calidad del agua ocurre a tasas más lentas (Oemcke 1998). Por lo tanto, mientras menor sea el tamaño del tanque de lastre, menor será el riesgo potencial de invasión biológica.

La *Duración del viaje* influye en la sobrevivencia de los organismos, pues luego de viajes largos, la variedad de especies sobrevivientes que se pueden encontrar en el tanque de lastre es baja (Gollasch & Leppäkoski 2007), debido a la ausencia de luz y la pérdida de la calidad de agua, especialmente por la disminución de los niveles de oxígeno y pH, por el efecto de la respiración biológica y la oxidación de hierro (Clarke *et al.* 2003). El efecto del tiempo de viaje se evidencia incluso en periodos de viaje relativamente cortos (5 días), en los cuales declina notoriamente la

densidad planctónica (Oemcke 1998). Periodos de viaje más largos (> 20 días) causan la mortalidad de diversos estados planctónicos de distintas especies (Clarke *et al.* 2003).

La *Similitud ambiental entre región donadora y región receptora* ayuda a aumentar la probabilidad de éxito de una invasión biológica en nuevos ambientes (FMAM-PNUD-OMI 2009) traspasando barreras geográficas y provocando una homogenización de la biota del planeta (Sala *et al.* 2000, Mendoza-Alfaro & Koleff-Osorio 2014). En general, mientras mayor sea la similitud ambiental entre el puerto donador y el receptor, mayor será la probabilidad de éxito de la invasión biológica (Carlton 1985, Carlton & Geller 1993, Hedgpeth 1993, Gollasch 1996).

Los organismos que pueden sobrevivir en un nuevo ambiente acuático son relativamente pocos, ya que la temperatura, el alimento o la salinidad suelen resultar limitantes (Carlton & Geller 1993). En el caso del agua de lastre los principales factores ambientales que determinan el éxito de la invasión biológica son: los límites superior e inferior de su temperatura y la tolerancia a la salinidad en relación con las del puerto, el período de tiempo en el que la temperatura ambiente es favorable para la reproducción, la presencia de otras condiciones ecológicas adecuadas, por ejemplo, el hábitat, los depredadores y las fuentes de alimentos (Tamelander *et al.* 2010). Cabe destacar que los ambientes estresados por acción antrópica son más fácilmente colonizados por especies exóticas (Occhipinti & Savini 2003). En este contexto, comprender la relación entre los efectos antrópicos y/o las perturbaciones naturales con el desarrollo masivo de especies no autóctonas, ayudará a prevenir invasiones biológicas marinas favorecidas por el transporte de especies incrustadas en los cascos de los buques o vía agua de lastre (Carlton 1985, Carlton & Geller 1993, Wonham *et al.* 2000, Whitman *et al.* 2011, Ruiz *et al.* 2013).

De acuerdo a las diferentes características ambientales, geográficas y ecológicas, las costas del mundo se pueden dividir en ecorregiones, que corresponden a ensamblajes geográficos definidos, constituidos por comunidades naturales que comparten la mayoría de sus especies, la dinámica ecológica de las condiciones ambientales y cuyas interacciones ecológicas son típicas para su persistencia a largo plazo (Dinerstein *et al.* 1995). En el presente estudio se ha definido como región receptora de agua de lastre a la zona costera frente a la ciudad de Coquimbo, zona de aguas frías, pero que recibe una alta radiación solar, tiene marcadas fluctuaciones de temperatura invierno-verano y día-noche, las precipitaciones son escasas y predominan los vientos del suroeste que provocan surgencias costeras (CONAMA 2008). Esta zona es denominada Ecorregión Marina de Chile Central, se extiende desde Antofagasta (25°S) a Valparaíso (33°S) (Valenzuela 2013). Para definir las zonas costeras similares a Coquimbo se utilizó el mapa

de ecorregiones de Spalding *et al.* (2007), donde clasifican a las distintas regiones costeras del mundo en diferentes 'reinos', los que están divididos en 'provincias' y estas a su vez en 'ecorregiones marinas', estando la Ecorregión Marina de Chile Central dentro de la provincia marina del Pacífico Sureste Templado Cálido, reino Sur América Templado. De acuerdo a Spalding *et al.* (2007) en el mundo existen 232 ecorregiones marinas, distribuidas en 25 provincias y 5 reinos, de las cuales 80 son de características templadas, que por lo tanto, tendrían características similares a la Ecorregión Marina de Chile Central, por lo que el agua de lastre proveniente de todas ellas representaría un mayor peligro potencial de éxito de la invasión biológica para la zona costera de Coquimbo.

PRESENCIA DE ESPECIES NOCIVAS EN LA REGIÓN DONADORA Y QUE PUDIERAN TENER POTENCIAL INVASOR

Las especies invasoras pueden ser clasificadas según el impacto que causan, en especies no nocivas, potencialmente nocivas y reconocidamente nocivas (Mallmann & Asmus 2006). Dentro de las especies reconocidamente nocivas están las llamadas Floraciones Algales Nocivas (FAN). La mayoría de los organismos causantes de FAN pueden formar quistes (Sar *et al.* 2002). Avaria *et al.* (1999) estiman que el transporte de quistes de dinoflagelados en aguas de lastre de los buques, entre otros, podría haber provocado un incremento en la frecuencia, intensidad y permanencia de las FAN en diversas áreas costeras, así como también un incremento en su cobertura geográfica y distribución mundial.

El riesgo de que una invasión genere impacto en el lugar receptor, es más alto, mientras más especies potencial o reconocidamente nocivas hay en la región donadora. Cuando esa especie nociva se ha catalogado como invasora en el lugar donante, el riesgo resulta mayor (BWRA 2003, Clarke *et al.* 2003, Mallmann & Asmus 2006).

En el Programa Globallast (<<http://globallast.imo.org/>>) existen bases de datos de especies invasoras en el Mar Báltico, Mar Mediterráneo, Australia, aguas Británicas y algunas áreas de Estados Unidos. Además, se encuentra un resumen de la distribución de las diez especies invasoras más temidas a nivel global, ya que han invadido las seis áreas monitoreadas por el Programa Globallast y que por lo tanto podrían considerarse como especies con un alto grado de adaptación a cualquier medio ambiente marino al cual lleguen (Ubilla 2011). Como las FAN están definidas como especies reconocidamente nocivas, su distribución global se investigó en más detalle en la página web del programa GEOHAB (Global Ecology and Oceanography

of Harmful Algal Blooms)⁷ de la UNESCO, que presenta la distribución global de diferentes venenos o toxinas provenientes de las FAN.

ZONAS POTENCIALMENTE PELIGROSAS (ZPP)

Puesto que en las zonas costeras de características templadas, es frecuente la presencia de FAN (Taylor *et al.* 2007) y que el número de especies invasoras marinas aumenta con la latitud, es decir, es mayor en zonas templadas (Tamelander *et al.* 2010), se identificó en el mapa de ecorregiones marinas de Spalding *et al.* (2007) aquellas zonas con presencia de especies de riesgo y que además presentan similitud ambiental con la Ecorregión Marina de Chile Central (Fig. 1). La descarga de agua de lastre en la Ecorregión Marina de Chile Central desde cualquiera de estas zonas representa un mayor riesgo, por lo que se denominaron como Zonas Potencialmente Peligrosas (ZPP).

CUANTIFICACIÓN DEL RIESGO ASOCIADO A CADA DESCARGA DE AGUA DE LASTRE

El Programa Global de Manejo de Agua de Lastre (Programa Globallast) propone cuantificar el riesgo asociado a la descarga de agua de lastre, calculando el Riesgo Relativo Global (ROR *por sus siglas en inglés*) (BWRA 2003). Esta es la medida combinada de cada uno de los factores de riesgo asociados a la descarga de agua de lastre. En este trabajo se reemplazará la sigla ROR por CRG, que significa Coeficiente de Riesgo Global.

Cuatro de los factores de riesgo asociados al agua de lastre, son denominados como coeficientes primarios (C1, C2, C3 y C4). En términos biológicos, C1 y C2 representan la frecuencia y el tamaño de la inoculación, respectivamente, C3 proporciona una medida de la probabilidad de sobrevivencia de estos organismos inoculados, y C4 la amenaza relativa planteada por los organismos dentro de cada inoculación (BWRA 2003, Clarke *et al.* 2003).

Esta metodología fue desarrollada por Clarke *et al.* (2003) y por Mallmann & Asmus (2006), tal como lo establece el Programa Globallast y con algunas modificaciones por Brickman (2006) y por Brickman & Smith (2007).

⁷<http://www.whoi.edu/redtide/>

CÁLCULO DE COEFICIENTES DE RIESGO PRIMARIO

Los coeficientes primarios C1 y C2 se calculan de acuerdo a las indicaciones del Programa Globalballast. Los coeficientes primarios C3 y C4 fueron adaptados para aprovechar la información existente.

C1: frecuencia relativa del número de tanques de lastre provenientes de un mismo puerto (f_i) en relación al número total de tanques descargados en un año (N). Valor de 0 a 1.

$$C1 = \frac{f_i}{N}$$

C2: proporción del volumen de agua de lastre de un determinado puerto de origen (A) en relación al volumen total descargado en un año (B). Su valor va de 0 a 1.

$$C2 = \frac{A}{B}$$

C3: este coeficiente se refiere a la similitud ambiental entre los puertos donadores y el receptor. El programa Globalballast realiza un cálculo de matrices ambientales para determinar la similitud entre puertos. La magnitud de este

factor varía entre 0,05 a 1. No se considera el 0 como valor mínimo ya que no se puede asumir que un puerto es completamente diferente de otro. En esta propuesta, se realizó una adaptación con la información existente sobre la similitud ambiental entre diferentes ecorregiones marinas del mundo, jerarquizando las zonas globales en: Zonas muy similares ambientalmente (C3= 1), Zonas similares ambientalmente (C3= 0,5) y Zonas sin similitud ambiental conocida (C3= 0,05). Estas zonas fueron definidas de acuerdo al mapa de ecorregiones marinas de Spalding *et al.* (2007). Como la ecorregión marina de Chile Central se ubica en la provincia marina Cálida Templada del Pacífico Sureste, se definen como ecorregiones ‘muy similares’ todas aquellas que se encuentran en provincias marinas cálidas templadas y como ‘similares’ a todas aquellas que se encuentran en reinos de características templadas, pero que no están en una provincia cálida. En la Figura 2 se resume la información para determinar el valor de C3.

C4: medida de riesgo presentado por cada puerto donador debido al número de especies presentes en la biorregión categorizadas como introducidas (I), potencialmente nocivas (P) o reconocidamente nocivas (N). De acuerdo

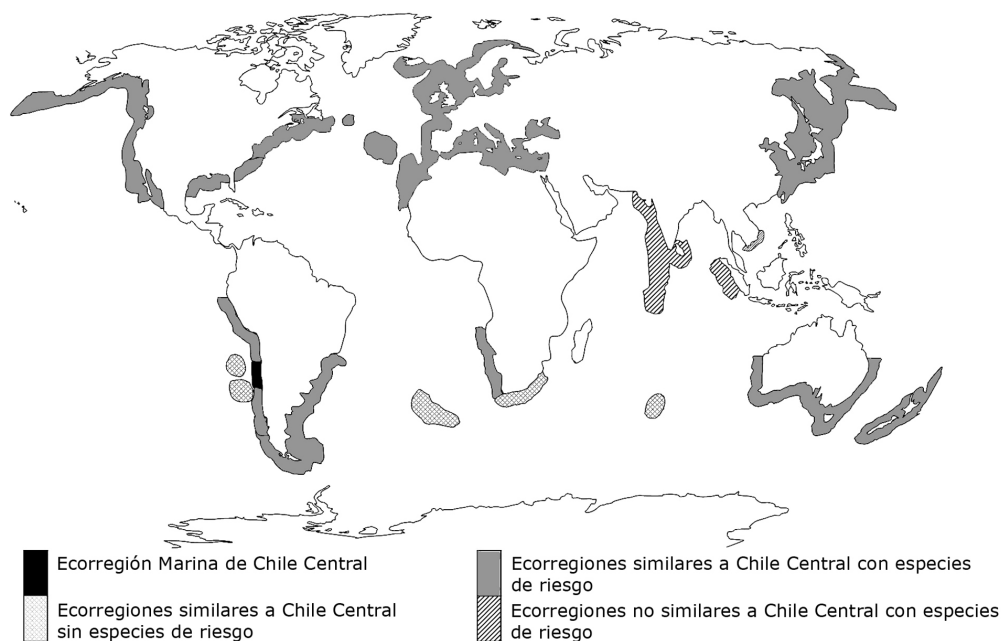


Figura 1. Zonas de procedencia de agua de lastre Potencialmente Peligrosas (ZPP) para la ecorregión marina de Chile Central. Información basada en la similitud ambiental y en la presencia de especies de riesgo. Figura modificada de Spalding *et al.* (2007) / Areas of origin of Potentially Dangerous ballast water (ZPP) for marine ecoregion of central Chile. Information based on environmental similarity and the presence of species at risk. Modified figure of Spalding *et al.* (2007)

al Programa Globallast, cada categoría tiene un peso diferente en el cálculo de este coeficiente. La sumatoria de todas estas especies se divide por número total de especies de riesgo en las biorregiones de todos los puertos donadores (NT), obteniendo un valor entre 0 a 1. Para calcular C4, en la presente propuesta, se asume que no hay especies potencialmente nocivas, sino que solo hay especies introducidas y reconocidamente nocivas, con esto se disminuye el error de clasificación de las especies. De esta manera, la fórmula para calcular este coeficiente es:

$$C4 = \frac{[I+10N]}{NT}$$

Para esta propuesta, el riesgo se acotó a la presencia de las diez especies mencionadas por el Programa Globallast como reconocidamente nocivas y a la información sobre especies alienígenas proporcionada en un censo de la biodiversidad marina realizado por Costello *et al.* (2010). Esta información se resume en la Tabla 1.

CUANTIFICACIÓN DEL RIESGO POTENCIAL DE UNA DESCARGA DE AGUA DE LASTRE A PARTIR DEL COEFICIENTE DE RIESGO GLOBAL

Una vez que han sido calculados los coeficientes de riesgo primario se traspasan los valores a la ecuación para el cálculo del Coeficiente de Riesgo Global (CRG) o *Relative Overall Risk* (ROR), que considera dos factores de reducción de riesgo: tamaño del tanque de lastre (R1) y tiempo de navegación (R2) (BWRA 2003, Clarke *et al.* 2003). Estos dos valores deben ser obtenidos del Reporte de Agua de Lastre, además el tiempo de navegación (R2) puede ser corroborado revisando el 'Port of Call List'. Estos documentos deben ser proporcionados por el capitán del buque al administrador del puerto.

En términos biológicos, R1 es el efecto del tamaño del tanque de lastre sobre el volumen de la descarga (C2), de la cual depende la calidad del agua en cuanto a oxígeno, pH, entre otros parámetros físico-químicos. R2 es el efecto del tiempo de almacenamiento en el tanque sobre la sobrevivencia de los organismos, y actúa sobre C4. La magnitud de ambos factores fue predefinida en BWRA (2003) (Tabla 2).

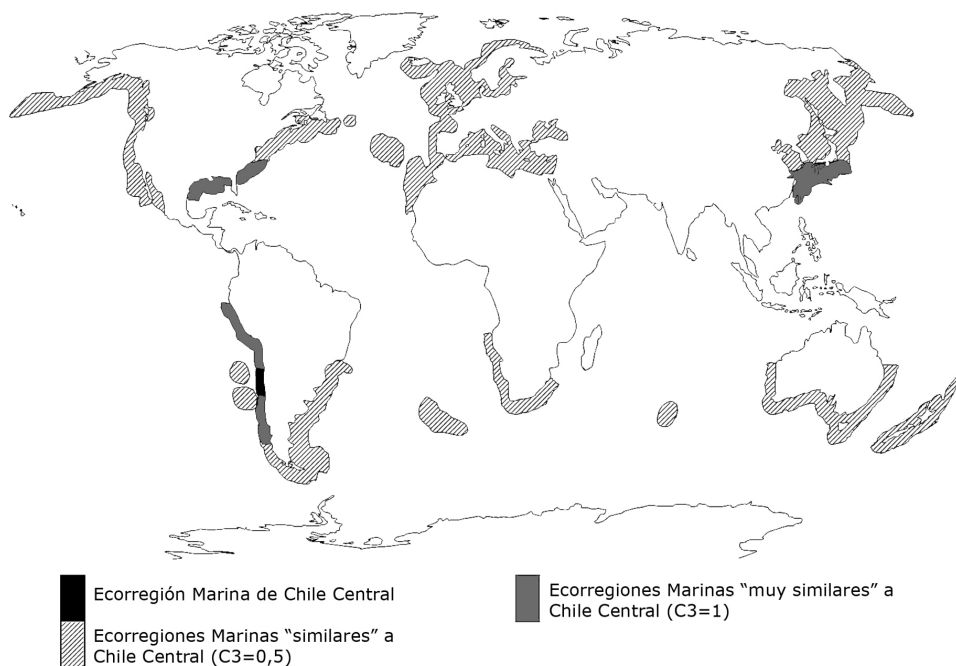


Figura 2. Esquema de jerarquización de riesgo de las zonas de procedencia de agua de lastre de acuerdo al grado de similitud ambiental con la zona costera de Coquimbo. Aquellas ecorregiones coloreadas en gris tienen un C3= 1 y aquellas achuradas con blanco y negro tienen un C3= 0,5. Las ecorregiones no coloreadas en este mapa tienen un C3= 0,05. Figura modificada de Spalding *et al.* (2007) / Prioritization scheme risk areas of origin of ballast water according to the degree of environmental similarity to the coastal area of Coquimbo. Those ecoregions colored in gray have a C3= 1 and those with black and white have a C3= 0.5. The uncolored ecoregions on this map have a C3= 0.05. Modified figure of Spalding *et al.* (2007)

Tabla 1. Número de especies de introducidas por región marina (Fuente Costello *et al.* 2010) y número de especies reconocidamente nocivas (Programa Globallast). La presencia de FAN es considerada como una única especie / Number of species introduced by marine region (Costello *et al.* 2010) and number of recognizably harmful species (Globallast Program). The presence of FAN is considered a single species

Región marina	Categoría de especie		
	Introducidas (I)	Nocivas (N)	
		Nº	Especies
Mediterráneo	637	2	FAN, abeto marino
Europa atlántica	245	4	Mejillón zebra, abeto marino, cangrejo verde europeo, FAN
Nueva Zelanda	157	2	FAN, abeto marino
Australia	128	4	Abeto marino, cangrejo verde europeo, estrella de mar del Pacífico norte, FAN
Báltico	117	5	Mejillón zebra, abeto marino, cangrejo verde europeo, gobio redondo, FAN
Sur África	83	2	FAN, cangrejo verde europeo
Corriente de Humbolt	77	2	FAN, cólera
Caribe	45	0	---
Japón	36	2	FAN, cangrejo verde europeo
Plataforma patagónica	33	2	Cólera, abeto marino
China	16	1	FAN
Pacífico este tropical	15	0	---
Pacífico oeste tropical	11	0	---
Alaska	0	1	FAN
Oeste de Canadá	0	1	FAN
California	0	1	FAN
Total (NT)	1577		

Tabla 2. Magnitud de los factores de reducción de riesgo. Fuente BWRA User Guide (2003) / Magnitude of risk reduction factors. Source BWRA User Guide (2003)

Tamaño del tanque de lastre (R1)					
Capacidad del tanque de lastre (ton)	<100	100-500	500-1.000	1.000	
R1	0,4	0,6	0,8	1,0	
Tiempo de viaje (R2)					
T (días)	<5	5-10	10-20	20-50	>50
R2	1	0,8	0,6	0,4	0,2

Conociendo entonces la magnitud de los coeficientes primarios y de los factores de reducción de riesgo, se puede calcular el coeficiente de riesgo global (CRG) asociado a la descarga de agua de lastre de cada buque que arriba al puerto receptor. Se divide por 4 para mantener el resultado en un rango entre 0 y 1, luego se multiplica por 100, para expresar el CRG como una tasa o porcentaje del riesgo. De esta manera se conoce el porcentaje de riesgo asociado a la descarga de agua de lastre (%R):

$$CRG = \frac{C1 + (C2 * R1) + C3 + (C4 * R2)}{4}$$

$$\%R = CRG * 100$$

Este porcentaje se compara con los porcentajes de probabilidad de ocurrencia del riesgo, propuestos por Tapia *et al.* 2013 (Tabla 3). Si %R es mayor a 16% la descarga de agua de lastre representa un peligro potencial para el puerto receptor. Para todos aquellos barcos que arriban al puerto que tengan un %R sobre 16% se debe verificar si efectivamente se realizó el recambio de agua en mar abierto.

Tabla 3. Escala de Probabilidades de Ocurrencia del Riesgo, según Distribución Normal. (Fuente: Tapia *et al.* 2013) / Occurrence Probability Scale Risk, according to Normal Distribution. (Source: Tapia *et al.* 2013)

		Ocurrencia			
Probabilidad	Improbable	Poco probable	Probable	Muy probable	Certeza
Porcentaje	≤ 2%	2,1 - 16%	16,1 - 50%	50,1 - 85%	> 85%

PROCEDIMIENTO PARA VERIFICAR EL RECAMBIO DE AGUA DE LASTRE

Las principales investigaciones respecto a la verificación del cumplimiento del recambio del agua de lastre han sido realizadas por el Laboratorio de Investigación de Invasiones Marinas del Centro Smithsoniano de Investigación Ambiental (SERC, por sus siglas en inglés)⁸, siendo la materia orgánica cromofórica disuelta (CDOM) el parámetro que mejor se ajusta a esta propuesta. Al respecto, Murphy *et al.* (2013) señalan que la medición de CDOM es un buen indicador del recambio de agua de lastre, pudiéndose relacionar directamente con la salinidad. Los niveles de CDOM son menores en aguas oceánicas (>100 nmi = <0,6 QSE), respecto a aguas costeras (<0,2 nmi = >0,8 QSE), esta diferencia permitiría verificar la ocurrencia del recambio de agua de lastre, mediante un muestreo.

PROPUESTA PLAN DE GESTIÓN PREVENTIVO

El riesgo potencial asociado a la descarga de agua de lastre es diferente en cada buque que arriba a un puerto receptor, ya que está sujeto a la variación de los factores de riesgo asociados al agua de lastre, por lo tanto, se propone la implementación del siguiente plan de Gestión de agua de lastre por parte de los buques que arriben a Puerto:

1. CONFORMIDAD CON EL REPORTE DE AGUA DE LASTRE

-Cuando el buque arriba al Puerto debe traer consigo un Libro de Agua de Lastre y un Reporte de Agua de Lastre. El Reporte de Agua de Lastre debe ser llenado y firmado por el capitán del buque y se debe verificar, tal como se señala en la Figura 3, que contenga la información que solicita en la Tabla 4.

-Si la información contenida en estos documentos es inexistente, poco clara o no conforme, el buque no podrá realizar la operación de deslastre y deberá volver a aguas oceánicas a realizar la operación de recambio (Fig. 3).

-Si la información contenida en estos documentos es clara o conforme, se verifica si el Reporte de Agua de Lastre señala que se efectuó el Recambio de Agua de Lastre (BWE).

-Si esto no está señalado, se verificara si se señala haber efectuado algún tratamiento biocida a bordo. Si no existe recambio de agua de lastre, ni tratamiento de esta, el buque no puede deslastre y deberá volver a aguas oceánicas a realizar la operación de recambio (Fig. 3).

-Si el Reporte de Agua de Lastre indica que se efectuó el recambio de agua de lastre y/o un tratamiento biocida a bordo, se debe continuar con la siguiente etapa del plan de gestión (Fig. 3).

2. PRIMERA EVALUACIÓN DE RIESGO: VERIFICAR LA(S) ZONA(S) DE PROCEDENCIA DEL AGUA DE LASTRE

-Se solicitará al capitán del buque el documento 'Port of Call List', donde se identifica el último puerto donde el buque realizó maniobras de descarga de material, ya que en este puerto el buque debió obligatoriamente cargar agua de lastre. Como medida precautoria se asume como procedencia del agua de lastre al puerto donador previo a la etapa de recambio de agua de lastre, por lo que la estimación de cada factor de riesgo se basa en la información sobre el agua de lastre de estos puertos. La información de este documento debe también señalar las fechas de carga y descarga de material, información necesaria para determinar el tiempo de viaje o de confinamiento del agua de lastre.

-Si la información del 'Port of Call List' señala que el último puerto de descarga de material está fuera de los sectores costeros definidos previamente, en la Fig. 1, como Zonas Potencialmente Peligrosa (ZPP), el buque puede deslastre. Este buque puede también pasar a un sistema de muestreo al azar, que se puede realizar en forma paralela al deslastre, donde se medirá el contenido de sustancias contaminantes (por ej. sustancias oleosas) en el agua de lastre. Los resultados de este muestreo serán contrastados

⁸<<http://www.serc.si.edu/labs/>>

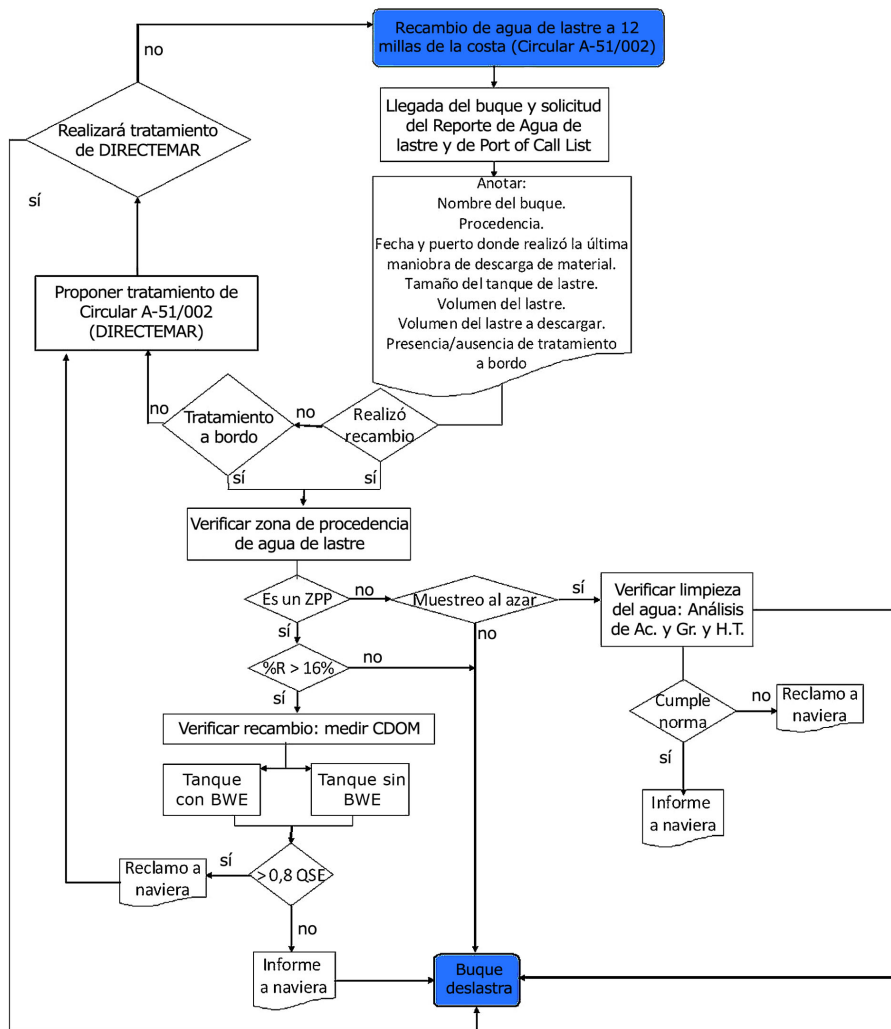


Figura 3. Diagrama de flujo: Plan de gestión preventivo para el riesgo de contaminación biológica vía agua de lastre. CDOM y BWE son abreviaciones en inglés de Materia Orgánica Cromofórica Disuelta y Recambio de Agua de Lastre, respectivamente / Flowchart: preventive management plan for the risk of biological contamination via ballast water. CDOM and BWE correspond to the abbreviations of Chromophoric Dissolved Organic Matter and Ballasts Water Exchange, respectively

Tabla 4. Información que se debe obtener del reporte de agua de lastre / Information to be obtained from the ballast water report

Información que debe estar presente en el reporte de agua de lastre
Nombre de buque
Procedencia
Puertos o coordenadas de carga de agua de lastre
Identificación (con número, nombre o letra) de los tanques de lastre o de bodegas cargados con lastre en cada puerto donador
Volumen cargado en cada tanque o bodega en cada puerto donador
Identificación (con número, nombre o letra) de los tanques de lastre o de bodegas que serán deslastradas en el puerto receptor
Volumen que será deslastrado desde cada tanque o bodega en el puerto receptor
Tamaño o capacidad del/los tanques de lastre que se descargarán
Presencia y ejecución de tratamiento biocida a bordo para el agua de lastre

con la normativa nacional vigente (D.S. 1/1992)⁵ y serán informados a la empresa portuaria (Fig. 3).

-Si la información del 'Port of Call List' señala que el último puerto de descarga de material está en algún sector costero señalado en Fig. 1 como una ZPP se continúa con la segunda evaluación de riesgo del plan de gestión (Fig. 3).

3. SEGUNDA EVALUACIÓN DE RIESGO: CUANTIFICAR EL RIESGO ASOCIADO A LA DESCARGA DEL AGUA DE LASTRE

-Con la información del Reporte de Agua de Lastre y el Port of Call List, se debe calcular los Coeficientes de Riesgo Primario C1 y C2, y se debe determinar la magnitud de los Factores de Reducción de Riesgo R1 y R2. Con la información proporcionada en la Fig. 2 se estimará el Coeficiente de Riesgo Primario C3. Con la información proporcionada en la Tabla 1 se estimará el Coeficiente de Riesgo Primario C4. Con la información de la Tabla 2 se estiman R1 y R2.

-Una vez conocida la magnitud de cada Coeficiente de Riesgo Primario y de cada Factor de Reducción de Riesgo, se reemplazarán los valores en la fórmula de Coeficiente de Riesgo Global (CRG), que será multiplicado por 100 para obtener un Porcentaje de Riesgo (%R) que se asociará la descarga de agua de lastre:

-Si $\%R \leq 16$, el riesgo es poco probable y el buque puede deslastrar (Tabla 3, Fig. 3). Si $\%R > 16\%$, la ocurrencia de riesgo comienza a ser probable, por lo que se debe continuar con la siguiente etapa de evaluación de riesgo (Tabla 3; Fig. 3).

4. TERCERA EVALUACIÓN DE RIESGO: CHEQUEAR EL RECAMBIO DE AGUA DE LASTRE

Una vez que se determina que la descarga de agua de lastre representa un riesgo para el puerto receptor, se deberá realizar un muestreo para verificar que se haya efectuado el del agua de lastre en aguas oceánicas. Esto se llevará a cabo siguiendo las Directrices Para el Muestreo de Aguas de Lastre (D2) de la Resolución MECP 173(58)/2008⁹. Se utilizará un fluorómetro portátil para medir la cantidad de Materia Orgánica Cromofórica Disuelta (CDOM).

-Si el resultado de la medición es $< 0,8$ QSE, indica que el agua de lastre tiene características oceánicas, lo que implica que se efectuó el recambio de agua de lastre, dando cumplimiento a la regla B-4 de la directriz internacional (Fig. 3).

-Si el resultado de la medición es $> 0,8$ QSE, indica que el agua de lastre tiene características portuarias o cercanas a un puerto, lo que implica que no se efectuó el recambio de agua de lastre, por lo que el buque debería realizar el tratamiento que especifica la Circular A-51/002¹¹. Esto significa que se deben aplicar 11 g de Hipoclorito de Sodio en polvo o 14 g de Hipoclorito de Calcio en polvo por tonelada de agua de lastre a cada tanque que deslastrará. Este proceso debe ser realizado a lo menos 4 horas antes de iniciar el deslastrado (Fig. 3).

-Si el buque realiza el tratamiento puede deslastrar (Fig. 3).

-Si el buque no realiza el tratamiento debe regresar a aguas oceánicas a realizar la maniobra de recambio de agua lastre (Fig. 3).

-Los resultados de esta medición serán comunicados a la empresa portuaria mediante un informe escrito (Fig. 3). Si existiesen dudas respecto a los resultados, estos podrán ser corroborados (de ser posible) tomando muestras de agua desde estanques en los que no se haya efectuado el recambio de agua de lastre. En los que se deberían detectar niveles de CDOM $> 0,8$ QSE. Si los niveles detectados no son los esperados se deberá repetir la 3ª Etapa de Evaluación de Riesgo.

DISCUSIÓN

El manejo del agua de lastre es un tema complejo que plantea como desafío fusionar regulaciones internacionales, soluciones técnicas y la conservación ecológica (Endresen *et al.* 2004). En ese contexto se requiere de una propuesta simple, como la que plantea este trabajo, como aporte. La lentitud de la entrada en vigor de las regulaciones internacionales, promueve el desarrollo de propuestas regionales para cumplir demandas locales (Endresen *et al.* 2004). En Chile, la normativa referente al tema se restringe a la Circular A 51/002¹¹, instrumento de baja jerarquía, incapaz de otorgar una protección adecuada al respecto (Bermúdez 2011)¹⁰. Esta circular considera el recambio de agua de lastre para naves extranjeras y nacionales, pero excluye a las naves de cabotaje (DGMT. Y MM. ORDINARIO N° 12.600/98 2012)¹, probablemente debido a las limitaciones operacionales que impiden realizar el recambio en cortos períodos de viaje y/o con mar agitado (Lee *et al.* 2013). A la vez, excluye también a aquellos buques graneleros, quimiqueros y gaseros que provengan de puertos nacionales libres de FAN. Los buques graneleros son los que predominan en el país (BEAM 2015)⁶, por lo tanto, al excluir a estas naves se deja de considerar un gran volumen de agua de lastre. A continuación se analizan las implicancias de cada etapa propuesta para el desarrollo de este plan de gestión propuesto. Existen diversos tratamientos para minimizar el riesgo de introducción de especies en el proceso de deslastrado (Matheickal *et al.* 2004, Bellefontaine *et al.* 2010, Ubilla 2011). No obstante, aún con múltiples tratamientos, la eliminación completa de la biota en el agua

⁹RESOLUCIÓN MEPC. 173 (58). 2008. Directrices para el muestreo del agua DE (D2) con fecha 10 de Octubre de 2008 'Adopta las Directrices para el muestreo del agua de lastre', 16 pp.

¹⁰Bermúdez J. 2011. Análisis de la legislación internacional y chilena Sobre gestión de las aguas de lastre y propuesta de modificación. Informe Consultor Jurídico, Valparaíso, 44 pp.

de lastre en un futuro próximo es improbable, por lo que la principal medida continua siendo el recambio de agua de lastre en el océano abierto (Murphy *et al.* 2004, Dobbs & Rogerson 2005). En ese contexto este plan de gestión considera como primer paso la revisión del reporte de agua de lastre. La tasa de invasión es mayor cuando los buques declaran no haber realizado el recambio de agua de lastre (Holeck *et al.* 2004), en cambio, cuando este se ejecuta, se logra reducir la concentración de zooplancton en un orden de magnitud, cambiando la dosis media de propágulos de 10^7 a 10^6 (Minton *et al.* 2005). Por tanto, es una práctica probada en la mitigación de la transferencia y potencial introducción de especies (Albert *et al.* 2013) y hasta el momento la opción preferida por quienes toman decisiones al respecto (Yang & Perakis 2004), puesto que no requiere el uso de nuevas tecnologías (Minton *et al.* 2005). Además algunos métodos de tratamientos de agua para eliminar potenciales propágulos, pueden causar daños a las paredes del tanque de lastre (Dobbs & Rogerson 2005), disminuyendo la vida útil de las embarcaciones. Por lo tanto, un enfoque simple debería centrarse en el recambio de agua de lastre (Minton *et al.* 2005, Brickman & Smith 2007).

Las estrategias de manejo de agua de lastre se centran más en el vector que en las especies individuales (Minton *et al.* 2005). Así este plan de gestión preventivo considera como primera evaluación de riesgo, verificar la zona de procedencia del agua que será deslastrada en el puerto, por lo que requiere que se identifiquen previamente el o los puertos donadores de agua de lastre. Esta es una operación simple cuando se trata de buques graneleros, que cargan o descargan todo el cargamento en un puerto único, ya que es probable que el agua de lastre proceda de un puerto donador único. En contraste, los buques que transportan carga general, tienden a detenerse en numerosos puertos, cargando y descargando parcialmente su carga, y por ende también el agua de lastre. Como resultado de ello la composición de especies en el agua de lastre es probablemente mucho más compleja, haciendo el proceso de evaluación de riesgos más complicado (FMAM-PNUD-OMI 2009). No obstante, esta complejidad no impediría que se ejecute el plan de gestión, solo es necesario tener clara la procedencia del agua de lastre de cada tanque que será deslastrado y aplicar el procedimiento a cada tanque de lastre por separado. Así, en los 43 puertos (principales y secundarios) localizados en la Ecorregión Marina de Chile Central (BEAM 2015)⁶ esta propuesta sería replicable, sin embargo, requiere adaptar la información referente a la similitud ambiental entre el puerto receptor y el puerto donador de agua de lastre. Aunque para mayor certeza, se sugiere investigar las características particulares de cada puerto (David *et al.* 2013).

La segunda evaluación de riesgo de este plan de gestión preventivo utiliza un Coeficiente de Riesgo Global (CRG) como una herramienta predictiva para estimar cuantitativamente el riesgo potencial de la descarga de agua de lastre de un buque. El CRG fue seleccionado debido a

la factibilidad de obtener la información de cada uno de los factores necesarios para su estimación. Existen otros modelos, como el propuesto por Reuser *et al.* (2013) que se basa en la probabilidad de invasión *per cápita* (PCIP), es decir, la probabilidad de que un organismo individual logre establecerse luego del deslastre. Para esto se requiere conocer la tasa de invasión histórica anual asociada al agua de lastre para una zona costera (nuevas especies invasoras por año) y el número total de organismos descargados en todos los puertos de una zona costera (organismos por año). Este modelo predictivo aún no es aplicable para la costa chilena, debido a la falta de información sobre las especies invasoras. Los autores se basan en la información proporcionada por la base de datos online del SERC, que hasta el momento solo cuenta con datos de las costas de Estados Unidos.

Para ejecutar la tercera evaluación de riesgo propuesta en este plan de gestión, se debe necesariamente realizar un muestreo, que permita verificar el recambio de agua de lastre. Se han realizado diversos estudios de la composición de especies planctónicas (Hallegraeff 1998, David *et al.* 2007, McCollin *et al.* 2008), virus y bacterias (Joachimsthal *et al.* 2002, 2004; Soto *et al.* 2005, Doblin & Dobbs 2006, David *et al.* 2007) en el agua de lastre, lo que permitiría pensar en utilizar alguno de estos organismos como indicador del recambio. Al respecto, Soto *et al.* (2005) señalan que el tipo de bacterias que se pueden encontrar en el agua de lastre varía con el tiempo de confinamiento, por lo que estas servirían para determinar si se realizó o no el recambio del agua de lastre. Sin embargo, los métodos convencionales de pruebas microbiológicas son inapropiados para la evaluación del agua de lastre, ya que exigen un análisis que es demoroso (Joachimsthal *et al.* 2004), siendo que no se dispone de mucho tiempo entre la llegada, el deslastre y la partida de cada buque. Además, el muestreo de organismos en aguas de lastre es muy complejo debido a las diferencias en las dimensiones y comportamiento de estos organismos (David & Perković 2004, Frazier *et al.* 2013) (bacterias, fitoplancton, zooplancton, ictioplancton) que van desde nanómetros a centímetros y que exhiben una migración activa y una serie de comportamientos de flotabilidad: neutral, no neutral y ajustable (Brickman & Smith 2007). Otra dificultad está dada por las diferencias en la construcción de los barcos y la disponibilidad de los puntos de muestreo. Todo esto complica la selección de los métodos de muestreo, no existiendo una metodología uniforme a nivel mundial (David & Perković 2004). Por estos motivos, se han propuesto parámetros para verificar el recambio de agua de lastre, que requieren un menor tiempo de análisis y una menor complejidad de muestreo. Sin embargo, todos ellos presentan diversos inconvenientes: Murphy *et al.* (2004) utilizaron elementos traza (Ba, Mo, V, U, Mn y P), Salinidad, Radio/Torio (^{223}Ra ^{226}Ra ^{228}Ra y ^{228}Th) y CDOM (materia orgánica cromofórica disuelta). Los autores determinaron que si bien la proporción Radio/Torio es un buen indicador, se requiere un gran volumen de

muestra (300 L), lo que hace que el proceso de muestreo sea lento, tardando aproximadamente dos horas por muestra. Esto hace poco factible su utilización. Respecto a la salinidad, Murphy *et al.* (2006) señalan que no es un buen parámetro por sí sólo, ya que no todos los puertos presentan grandes diferencias de salinidad con aguas oceánicas. En cuanto al uso de elementos traza, Murphy *et al.* (2008) determinaron que metales como Fe, Cu y Zn no son útiles debido a la contaminación por el material del barco. En tanto, la factibilidad de la medición *in situ* (utilizando un fluorómetro portátil), la inmediatez del resultado de la medición y las diferencias en las concentraciones de CDOM entre zonas costeras y oceánicas (Murphy *et al.* 2013), hacen que este parámetro sea el seleccionado en este plan de gestión preventivo. No obstante, la medición de CDOM representa un desafío, puesto que permite diferenciar entre aguas distantes a 0,2 mn y agua distantes a 100 mn. Como en Chile el recambio de agua de lastre se puede realizar a 12 mn (DGT.M. YMM. ORDINARIO N° 12.600/98)¹, la diferencia en la concentración de CDOM podría ser menor. Por ello se requiere, antes de establecer este plan de gestión, calibrar la medición, mediante muestreos, ajustando las diferencias de concentración entre agua costera y agua oceánica a la distancia de recambio que normalmente se usa en Chile.

La principal fortaleza de este plan de gestión está en su aplicabilidad. Los procedimientos de muestreo de agua de lastre pueden ser uniformes o selectivos (Mallman & Asmus 2006). En los muestreos uniformes todos los barcos son sometidos a los mismos procedimientos estandarizados, lo que los hace costosos y técnicamente poco prácticos (Ta-Kang *et al.* 2014). En cambio en los procedimientos selectivos, como el propuesto en el presente trabajo, se considera el riesgo que cada buque representa para el puerto, por lo que pese a que requieren un gran volumen de información, es información de fácil obtención y análisis.

Los países miembros de la OMI son 171, incluido Chile, más 3 países como miembros asociados. Países como Venezuela, Panamá, Colombia, Brasil, Argentina, Australia, Nueva Zelanda, Canadá y Estados Unidos han implementado planes de gestión para las aguas de lastre y/o han delineado directrices al respecto.

En Chile, no existe una mención expresa respecto a un plan de gestión de agua de lastre entre los órganos del Estado que deben resguardar el medio marino (Bermúdez 2011⁸). Chile como nación en vías de desarrollo debe abordar la problemática del agua de lastre desde un enfoque precautorio, adoptando medidas como las del plan de gestión propuesto que facilitan una fiscalización eficiente del recambio de agua de lastre. Esta es una propuesta viable técnica y económicamente, que permitiría reducir los riesgos para el patrimonio natural de Chile.

CONCLUSIONES

Esta propuesta de gestión es factible de aplicar técnica y económicamente. Solo se necesita capacitar a personal técnico para que ejecute paso a paso el procedimiento. No requiere de muestreos caros y de largos tiempos de análisis.

Hacen falta investigaciones que permitan incrementar el conocimiento respecto a la distribución de especies con potencial invasor en el mundo y las zonas marinas de Chile con mayor grado de vulnerabilidad a estas especies.

Para mejorar el grado de certeza de la etapa de verificación de esta propuesta de gestión se deberían realizar mediciones en terreno que permitan establecer los rangos CDOM en aguas costeras y oceánicas del territorio marítimo chileno.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Profesor Wolfgang Stotz, que me incentivó a escribir esta revisión. Se agradece también a quienes contribuyeron con sus correcciones y comentarios a materializar esta publicación.

LITERATURA CITADA

- Albert R, J Lishman & J Saxena. 2013.** Ballast water regulations and the move toward concentration-based numeric discharge limits. *Ecological Applications* 23(2): 289-300.
- Avaria S, M Cáceres, P Muñoz, S Palma & P Vera. 1999.** Plan nacional sobre floraciones de algas nocivas en Chile, 31 pp. Comité Oceanográfico Nacional, Valparaíso. <<http://www.cona.cl/descargas/planfan.pdf>>
- Bellefontaine N, F Haag, O Lindén & O Matheickal. 2010.** Emerging ballast water management systems. *Proceedings of the IMO-WNU Research and Development Forum, Malmö, Sweden, WNU Publications*, 305 pp.
- Brickman D. 2006.** Risk assessment model for dispersion of ballast water organisms in shelf seas areas. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 2748-2759.
- Brickman D & P Smith. 2007.** Variability in invasion risk for ballast water exchange on the Scotian Shelf of eastern Canada. *Marine Pollution Bulletin* 54: 863-874.
- BWRA. 2003.** Ballast water risk assessment (Activity 3.1). BWRA User Guide (v1.4) for the BWRA Database / GIS System. GEF/UNDP/IMO, Global Ballast Water Management Programme, 89 pp. International Maritime Organization (IMO), London.
- Carlton JT. 1985.** Transoceanics and interoceanics dispersal of coastal marine organisms: the biology of ballast water. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 23: 313-374.
- Carlton JT. 1996.** Patterns, process and predictions in marine invasion ecology. *Biological Conservation* 78: 97-106.
- Carlton JT. 1999.** The scale and ecological consequences of biological invasions in the world's oceans. In: Sandlund OT, PJ Schei & A Viken (eds). *Invasive species and biodiversity management*, pp. 195-112. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

- Carlton JT. 2001.** Introduced species in US Coastal Waters: Environmental Impacts and Management Priorities, 36 pp. Pew Oceans Commission, Arlington.
- Carlton JT & JB Geller. 1993.** Ecological roulette: The global transport of nonindigenous marine organisms. *Science* 261(5117): 78-82.
- Clarke C, T Hayes, R Hilliard, N Kayvanrad, H Taymourash, A Parhizi, V Yavari & S Raaymakers. 2003.** Ballast water risk assessment, Port of Khark Island, Islamic Republic of Iran. *GloBallast Monograph Series* 8: 1-115. OMI, London.
- Colautti R, I Grigorovich & H MacIsaac. 2006.** Propagule pressure: a null model for biological invasions. *Biological Invasions* 8: 1023-1037.
- CONAMA. 2008.** Biodiversidad de Chile: Patrimonios y desafíos, 640 pp. Ocho Libros Editores, Santiago.
- Costello C, J Drake & D Lodge. 2007.** Evaluating an invasive species policy: ballast water exchange in the Great Lakes. *Ecological Applications* 17: 655-662.
- Costello M, M Coll, R Danovaro, P Halpin, H Ojaveer & P Miloslavich. 2010.** A census of marine biodiversity knowledge, Resources, and Future Challenges. *PLoS ONE* 5(8): e12110. <doi:10.1371/journal.pone.0012110>
- David M & M Perkoviè. 2004.** Ballast water sampling as a critical component of biological invasions risk management. *Marine Pollution Bulletin* 49: 313-318.
- David M, S Gollasch, M Cabrini, M Perkovic, D Bosnjak & D Virgilio. 2007.** Results from the first ballast water sampling study in the Mediterranean Sea - the Port of Koper study. *Marine Pollution Bulletin* 54: 53-65.
- David M, S Gollasch & M Pavliha. 2013.** Global ballast water management and the 'same location' concept: a clear term or a clear issue? *Ecological Applications* 23(2): 331-338.
- Dinerstein E, D Olson, D Graham, A Webster, S Primm, M Bookbinder & G Ledec. 1995.** A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean, 174 pp. Documents & Reports, The World Bank, Washington.
- Dobbs F & A Rogerson. 2005.** Ridding ships' ballast water of microorganisms. Is it even possible to remove, kill, or 'inactivate' all of them -and if so, should we try? *Environmental Science & Technology* 39(12): 259-264.
- Doblin MA & FC Dobbs. 2006.** Setting a size-exclusion limit to remove toxic dinoflagellate cysts from ships' ballast water. *Marine Pollution Bulletin* 52: 259-263.
- Drake JM & DM Lodge. 2004.** Global hot spots of biological invasions: evaluating options for ballast-water management. *Proceedings of the Royal Society* 271: 575-580.
- Endresen Ø, H Behrens, S Brynstad, A Andersen & R Skjong. 2004.** Challenges in global ballast water management. *Marine Pollution Bulletin* 48: 615-623.
- FMAM-PNUD-OMI Asociaciones GloBallast y el IIO. 2009.** Directrices para la evaluación de la condición jurídica y social nacional del agua de lastre. Monografía GloBallast, Series 17: 1-28. Unidad de Coordinación del Programa de las Asociaciones GloBallast / Organización Marítima Internacional, Londres.
- Frazier M, A Whitman, H Lee & D Reusser. 2013.** Counting at low concentrations: the statistical challenges of verifying ballast water discharge standards. *Ecological Applications* 23(2): 339-351.
- García M & C Fernández. 2002.** La introducción por mar de especies exóticas invasoras a través del agua de lastre de los barcos. El caso de Doñana, 111 pp. Universidad de Córdoba, Córdoba.
- Gollasch S & E Leppäkoski. 2007.** Risk assessment of ballast water mediated species introductions - a Baltic Sea approach. *Aquatic Invasion* 2: 313-340.
- Hallegraeff G. 1998.** Transport of toxic dinoflagellates via ships' ballast water: bioeconomic risk assessment and efficacy of possible ballast water management strategies. *Marine Ecology Progress Series* 168: 297-309.
- Hay C, S Handley, T Dodgshun, M Taylor & W Gibbs. 1997.** Cawthron's Ballast Water Research Programme Final Report 1996-1997, Cawthron Institute, Nelson. Report 417: 1-136.
- Hayes K & C Sliwa. 2003.** Identifying potential marine pests - a deductive approach applied to Australia. *Marine Pollution Bulletin* 46: 91-98.
- Hedgpeth JW. 1993.** Foreign invaders. *Science* 261(6): 34-35.
- Hewitt C & M Campbell. 2007.** Mechanisms for the prevention of marine bioinvasions for better biosecurity. *Marine Pollution Bulletin* 55: 395-401.
- Holeck K, E Mills, H MacIsaac, M Dochoda, R Colautti & A Ricciardi. 2004.** Bridging troubled waters: Biological invasions, transoceanic shipping, and the Laurentian Great Lakes. *BioScience* 54(10): 919-929.
- Hua J & S Liu. 2008.** Ballasting outside port to prevent spread of butyltin from merchant ships. *Ocean Engineering* 35: 1505-1511.
- Hülsmann N & B Galil. 2001.** The effects of freshwater flushing on marine heterotrophic protists - Implications for ballast water management. *Marine Pollution Bulletin* 42: 1082-1086.
- Joachimsthal E, V Ivanov, J-H Tay & S Tay. 2002.** Flow cytometry and conventional enumeration of microorganisms in ships' ballast water and marine samples. *Marine Pollution Bulletin* 46: 308-313.
- Joachimsthal E, V Ivanov, S Tay & J-H Tay. 2004.** Bacteriological examination of ballast water in Singapore Harbour by flow cytometry with FISH. *Marine Pollution Bulletin* 49: 334-343.
- Johnston E, R Piola & G Clark. 2009.** The role of propagule pressure in invasion success. *Biological Invasions in marine ecosystems. Ecological Studies* 204: 133-151.
- Keller R, J Drake, M Drew & D Lodge. 2013.** Linking environmental conditions and ship movements to estimate invasive species transport across the global shipping network. *Diversity and Distributions* 17: 93-102.
- Lee H, D Reusser & M Frazier. 2013.** Approaches to setting organism-based ballast water discharge standards. *Ecological Applications* 23(2): 301-310.
- Leung B, J Drake & D Lodge. 2004.** Predicting invasions: Propagule pressure and the gravity of Allee effects. *Ecology* 85(6): 1651-1660.
- Locke A, D Reid, W Sprules, J Carlton & H van Leeuwen. 1991.** Effectiveness of mid-ocean exchange in controlling freshwater and coastal zooplankton in ballast water. *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 1822: 1-93.
- Lockwood J, P Cassey & T Blackburn. 2005.** The role of propagule pressure in explaining species invasions. *TRENDS in Ecology and Evolution* 20(5): 223-228.

- Mallman D & M Asmus. 2006.** Implementación de un modelo de evaluación de riesgo del agua de lastre en el puerto de Río Grande, Brasil. *Investigaciones Marinas, Valparaíso* 34(2): 205-210.
- Matheickal J, S Raaymakers & R Tandon. 2004.** Ballast water treatment R&D directory, 119 pp. International Maritime Organization, London.
- Mendoza-Alfaro R & P Koleff-Osorio. 2014.** Introducción de especies exóticas acuáticas en México y en el mundo. En: Mendoza-Alfaro R & P Koleff-Osorio (coord). *Especies acuáticas invasoras en México*, pp. 17-41. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, México
- McCollin T, A Shanks & J Dunn. 2008.** Changes in zooplankton abundance and diversity after ballastwater exchange in regional seas *Marine Pollution Bulletin* 56: 834-844.
- Minchin D & S Gollasch. 2003.** Fouling and ships hulls: how changing circumstances and spawning events may result in the spread of exotic species. *Biofouling* 19: 111-122.
- Minton M, E Verling, M Whitman & G Ruiz. 2005.** Reducing propagule supply and coastal invasions via ships: effects of emerging strategies. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3: 304-308.
- Molnar J, R Gamboa, C Revenga & M Spalding. 2008.** Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 485-492.
- Murphy K, G Ruiz, P Coble, J Boehme, P Field, J Cullen & W Moore. 2002.** Mid-ocean ballast water exchange: approach and methods for verification. Final Report to the US Coast Guard, Research and Development Center, 124 pp. Smithsonian Environmental Research Center, Edgewater.
- Murphy K, J Boehme, P Coble, J Cullen, P Field, W Moore, E Perry, R Sherrell & G Ruiz. 2004.** Verification of mid-ocean ballast water exchange using naturally occurring coastal tracers. *Marine Pollution Bulletin* 48: 711-730.
- Murphy K, G Ruiz, W Dunsmuir & T Waite. 2006.** Optimized parameters for fluorescence-based verification of ballast water exchange by ships. *Environmental Science & Technology* 40: 2357-2362.
- Murphy K, P Field, T Waite & G Ruiz. 2008.** Trace elements in ships' ballast water as tracers of mid-ocean exchange. *Science of Total Environment* 393: 11-26.
- Murphy K, J Boehme, C Brown, M Noble, G Smith, D Sparks & G Ruiz. 2013.** Exploring the limits of dissolved organic matter fluorescence for determining seawater sources and ballast water exchange on the US Pacific coast. *Journal of Marine Systems* 111/112: 157-166.
- Oemcke D. 1998.** The treatment of ship's ballast water. *EcoPorts Monograph Series* 18: 1-98. Ports Corporation of Queensland, Brisbane.
- Ojaveer H, B Galil, D Minchin, S Olenin, A Amorim, J Canning-Clode, P Chainho, G Copp, S Gollasch, A Jelmert, M Lehtiniemi, C McKenzie, J Mikušm, L Miossec, A Occhipinti-Ambrogi, M Peareviäm, J Pederson, G Quilez-Badia, J Wijsman & A Zenetos. 2014.** Ten recommendations for advancing the assessment and management of non-indigenous species in marine ecosystems. *Marine Policy* 44: 160-165.
- OMI. 2004.** Convenio internacional para el control y la gestión del agua de lastre y los sedimentos de los buques, 38 pp. Organización Marítima Internacional, Londres
- Ramírez F. 2008.** La bioseguridad marina en el régimen internacional de agua de lastre: amenazas, riesgos e intereses. X Coloquio Internacional de Geocrítica: Diez años de cambios en el mundo, en la geografía y en las ciencias sociales 1999-2008, 7 pp. Universidad de Barcelona, Barcelona.
- Reuser D, H Lee, M Frazier, G Ruiz, P Fofonoff, M Minton & A Miller. 2013.** *Per capita* invasion probabilities: an empirical model to predict rates of invasion via ballast water. *Ecological Applications* 23(2): 321-330.
- Ricciardi A, L Jones, A Kestrup & J Ward. 2010.** Expanding the propagule pressure concept to understand the impact of biological invasions. In: Richardson DM (ed). *Fifty years of invasion ecology: The legacy of Charles Elton* 7: 225-235. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Ruesink J. 2005.** Global analysis of factors affecting the outcome of freshwater fish introductions. *Conservation Biology* 19: 1883-1893.
- Ruiz G, P Fofonoff, G Ashton, M Minton & A Whitman. 2013.** Geographic variation in marine invasions among large estuaries: effects of ships and time. *Ecological Applications* 23(2): 311-320.
- Ruiz GM, PW Fofonoff, JT Carlton, MJ Wonham & AH Hines. 2000.** Invasion of coastal marine communities in North America: Apparent Patterns, Processes, and Biases. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 31: 481-531.
- Ryan JA, JM Lishman & JR Saxena. 2013.** Ballast water regulations and the move toward concentration-based numeric discharge limits. *Ecological Applications* 23(2): 289-300.
- Sala O, F Stuart, J Armesto, E Berlow, J Bloomfeld, R Dirzo, E Huber-Sanwald, L Huenneke, R Jackson, A Kinzig, R Leemans, D Lodge, H Mooney, M Oesterheld, N LeRoy, M Sykes, B Walker, M Walker & D Wall. 2000.** Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- Sar E, M Ferrario & R Reguera. 2002.** Floraciones algales nocivas en el Cono Sur Americano, 311 pp. Instituto Nacional de Oceanografía, Madrid.
- Seguí JM & MR Martínez. 2004.** Geografía de los transportes, 444 pp. Universitat de les Illes Balears, Palma de Mallorca.
- Soto K, R Durán & J Kuznar. 2005.** Rapid examination of microorganisms in ballast waters. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 40(1): 77-82.
- Spalding M, E Helen, R Gerald, N Davidson, Z Ferdaña, M Finlayson, B Halpern, M Jorge, A Lombana, S Lourie, K Martin, E McManus, J Molnar, Ch Recchia & J Robertson. 2007.** Marine ecoregions of the world: A bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience* 57(7): 573-583.
- Subba Rao D, W Sprules, A Locke & J Carlton. 1994.** Exotic phytoplankton from ships ballast waters: risk of potential spread to mariculture sites on Canada East coast. *Canadian Data Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 937: 1-51.
- Ta-Kang L, Ch-H Chang & M LiChou. 2014.** Management strategies to prevent the introduction of non-indigenous aquatic species in response to the Ballast Water Convention in Taiwan. *Marine Policy* 44: 187-195.

- Tamelander J, L Riddering, F Haag & J Matheickal. 2010.** Guidelines for development of national ballast water management strategies. *GloBallast Monographs* 18: 1-52.
- Tapia C, K Vargas, C Muñoz, C Zepeda, I Núñez & F Inostrosa. 2013.** Gestión de recursos financieros para investigación, en base a riesgo, para la sustentabilidad de las pesquerías y la acuicultura. Informe Final Gestión de Riesgo CESSO, 102 pp. <http://www.subpesca.cl/portal/618/articles-84758_documento.pdf>
- Taylor F, J Hoppenrath & J Saldarriaga. 2007.** Dinoflagellate diversity and distribution. *Biodiversity and Conservation* 17: 407-418.
- UNCTAD. 2008.** Review of maritime transport. UNCTAD Report, 181 pp. United Nations, New York and Geneva. <http://unctad.org/en/Docs/rmt2008_en.pdf>
- Ubilla R. 2011.** Problemática sobre el intercambio de agua de lastre y nuevas tecnologías para el tratamiento de esta. Tesis de Ingeniero Naval, Mención Máquinas Marinas, Escuela de Ingeniería Naval, Facultad de Ciencias de la Ingeniería, Universidad Austral de Chile, Valdivia, 88 pp.
- Valenzuela J. 2013.** Propuesta de criterios a considerar en la planificación de la fiscalización de resoluciones de calificación ambiental de proyectos incidentes en áreas silvestres protegidas del estado. Memoria de Ingeniero en Recursos Naturales Renovables, Escuela de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile, Santiago, 91 pp.
- Van Holle B & D Simberloff. 2005.** Ecological resistance to biological invasion overwhelmed by propagule pressure. *Ecology* 86(12): 3212-3218.
- Verling E, G Ruiz, L Smith, B Galil, A Miller & K Murphy. 2005.** Supply-side invasion ecology: characterizing propagule pressure in coastal ecosystems. *Proceeding of The Royal Society B* 272: 1249-1257.
- Whitman M, M Minton & G Ruiz. 2011.** Geographic limitations and regional differences in ships' ballast water management to reduce marine invasions in the contiguous United States. *BioScience* 61(11): 880-887.
- Wonham M, J Byers, E Grosholz & B Leung. 2013.** Modeling the relationship between propagule pressure and invasion risk to inform policy and management. *Ecological Applications* 23(7): 1691-1706.
- Wonham MJ, JT Carlton, GM Ruiz & LD Smith. 2000.** Fish and ships: relating dispersal frequency to success in biological invasions. *Marine Biology* 136: 1111-1121.
- Yang Z & A Perakis. 2004.** Multiattribute decision analysis of mandatory ballast water treatment measures in the US Great Lakes. *Transportation Research Part D* 9: 81-86.
- Ziller S, S Zalba & R Dudeque. 2007.** Modelo para el desarrollo de una estrategia nacional para el manejo de especies exóticas invasoras, 56 pp. Programa de Especies Exóticas Invasoras para Sudamérica, The Nature Conservancy - Programa Global de Especies Invasoras (GISP), Curitiba.

Recibido el 28 de noviembre de 2017 y aceptado el 31 de julio de 2018

Editor: Claudia Bustos D.