Universidad de Oviedo

Programa de Doctorado en Ingeniería Náutica, Marina y Radioelectrónica Naval

Tesis Doctoral

Análisis de riesgos de especies invasoras por agua de lastre en el puerto de Gijón.

Autora: Verónica Soto López

Gijón, 2023

Universidad de Oviedo

Programa de Doctorado en Ingeniería Náutica, Marina y Radioelectrónica Naval

Tesis Doctoral

Análisis de riesgos de especies invasoras por agua de lastre en el puerto de Gijón.

Por:

Verónica Soto López

Presentada en cumplimiento de los requisitos para la obtención del Grado de Doctor

Directora de Tesis:

Prof. Dra. Dña. Marlene Bartolomé Sáez

Gijón, 2023

A mis padres, gracias por todo vuestro apoyo.

A mi esposo por tu consejo, paciencia y ayuda incondicional.

A mis hijas, Nora y Deva por comprender todo este proceso. Sois los motores de mi mundo.

Y en especial a Horacio, que se quedó por el camino.

Agradecimientos

Este trabajo de tesis no hubiera sido posible sin el apoyo de tantas personas que me rodean y gracias a ellos hoy puedo escribir estas líneas.

En primer lugar, a mi directora de Tesis la Doctora Dña. Marlene Bartolomé Sáez, de la que en todo momento he recibido apoyo, consejo y ayuda. A D. Horacio Montes Coto que fue el percusor de que me animase a realizar esta tesis. Aunque no estás físicamente con nosotros te llevamos todos los días en nuestro corazón. Sin vosotros, este trabajo me hubiese sido imposible de realizar.

Al Departamento de Ciencia y Tecnología Náutica de la Universidad de Oviedo y a la Escuela Superior de Marina Civil y en especial, a Jesús Ángel García Maza y José Manuel Cuetos Megido por todo su apoyo en el proceso de realizar esta tesis.

También al resto del Equipo de Investigación que en todo momento me han hecho sentirme arropada.

Al Ministerio de Economía y Competitividad de España por la financiación del Proyecto BLUEPORTS (Estrategias científicas y educativas para una actividad portuaria sostenible ante invasiones Biológicas). Éste es un Proyecto de la Universidad de Oviedo, financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (CGL22016-79209-R) que cuenta con el apoyo de la Autoridad Portuaria de Gijón y la Fundación Municipal de Cultura, Educación y Universidad Popular a través del programa" Gijón conciencia") y en el que se enmarca mi tesis.

A Deva, compañera incansable en este largo camino de la investigación. Tu apoyo incondicional ha sido clave para la realización de esta tesis.

A mis padres Carlos y Mercedes, sin vuestra ayuda constante no podría haber realizado esta tesis.

A mi marido y mis hijas, gracias por la paciencia y el tiempo robado para poder desarrollar esta tesis, sois el motor que me mueve cada día.

A todos y cada uno de vosotros nunca podré agradeceros lo suficiente todo vuestro apoyo, entendimiento y cariño.

Verónica

RESUMEN

El agua de lastre es un medio ideal para mantener la capacidad de maniobra y la estabilidad de los buques sin carga. Este sistema consiste en bombear agua de mar tomada directamente en el puerto de origen o en sus proximidades para almacenarlo en los tanques de lastre. Dicha agua se descargará cuando el buque llegue a su puerto de destino para embarcar las distintas mercancías. El lastre permite compensar la capacidad de carga del navío con su estructura y así garantizar la seguridad del buque durante la navegación. Pero este procedimiento también puede generar un peligro para el medio marino, ya que algunas especies pueden ser transportadas de forma accidental en sus tanques y ser descargadas en puertos distintos a su origen. Si estas especies sobreviven en el nuevo medio pueden llegar a desplazar a las especies autóctonas produciendo importantes consecuencias para el medio, la economía local e incluso la salud.

Expertos en invasiones marinas como el investigador del centro de la Comisión Europea en Italia, Tsiamis asegura que se podría lograr una prevención eficaz gestionando adecuadamente el transporte marítimo y aplicando la erradicación temprana en los puertos. La prevención debería ser el núcleo de las políticas medioambientales de los puertos basándose en estrategias de control del origen y volumen del tráfico, así como una revisión importante de las políticas de inspecciones portuarias.

Este trabajo se fundamenta en la necesidad de desarrollar estrategias para la evaluación de los riesgos asociados al transporte marítimo y en especial al agua de lastre, como es el caso del puerto de Gijón.

El Puerto de Gijón es uno de los principales puertos marítimos del Arco Atlántico, con un movimiento anual de más de 20 millones de toneladas provenientes de una gran cantidad de rincones del globo, por lo que dicho movimiento podría ser uno de los causantes de la introducción de especies invasoras en nuestras costas.

El desarrollo de este estudio pretende realizar un análisis de riesgos de introducción de especies invasoras basado en el puerto de procedencia de un buque, en el volumen de agua de lastre manejada y en la frecuencia con la que llega al puerto de Gijón. Por otro lado, intenta estimar la posibilidad de aparición de especies no autóctonas en las aguas del puerto; contrastar dicho marco teórico con datos recogidos por buzos en diferentes zonas del puerto; así como implementar estrategias para incorporar la bioseguridad y planes de gestión portuaria sostenible (azul). Para la realización de esta tesis se ha contado con datos de buques que han llegado al puerto del Musel durante el periodo 2004-2017.

La metodología de este estudio puede ser trasladada a cualquier otro puerto a nivel nacional e internacional para generar una herramienta de detección temprana de especies transportadas en los buques por agua de lastre y así minimizar el impacto que dichas especies podría causar si llegasen a establecerse en la zona.

La presente tesis titulada” Análisis de riesgos de especies invasoras por agua de lastre en el puerto de Gijón”, comenzó en el último periodo de ejecución del proyecto de la Universidad de Oviedo,

BLUEPORTS (Estrategias científicas y educativas para una actividad portuaria sostenible ante invasiones Biológicas), financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad de España (CGL22016-79209-R) que cuenta también con el apoyo de la Autoridad Portuaria de Gijón y la Fundación Municipal de Cultura, Educación y Universidad Popular a través del programa “Gijón conciencia”.

La tesis se ha realizado en la Escuela Superior de Marina Civil y se contó con la inestimable colaboración del Departamento de Ciencia y Tecnología Náutica y del Departamento de Biología Funcional, de la Universidad de Oviedo.

Abstract

Ballast water is an ideal means of maintaining the manoeuvrability and stability of cargo-free ships. This system consists of transferring seawater taken directly from the port of origin or in its proximity to be stored in ballast tanks. This water will be discharged when the ship arrives at its port of destination to load the various goods. Ballasting makes it possible to compensate the ship's load capacity with its structure and thus ensure the safety of the ship during navigation. But this procedure can also create a danger for the marine environment, as some species can be accidentally transported in their tanks and discharged in ports other than their origin. If these species survive in the new environment, they may displace native species, with significant consequences for the environment, the local economy and even health.

Marine invasion experts such as Tsiamis, a researcher at the European Commission's centre in Italy, argue that effective prevention could be achieved through proper management of shipping and early eradication in ports. Prevention should be at the heart of port environmental policies based on strategies to control the origin and volume of traffic, as well as a major overhaul of port inspection policies.

This work is based on the need to develop strategies for the evaluation of the risks associated with maritime transport and especially ballast water, as is the case of the port of Gijón.

The Port of Gijón is one of the main maritime ports of the Atlantic Arc, with an annual movement of more than 20 million tonnes from a large number of corners of the globe, which is why this movement could be one of the causes of the introduction of invasive species to our coasts.

The aim of this study is to carry out a risk analysis of the introduction of invasive species based on the port of origin of a ship, the volume of ballast water handled and the frequency with which it arrives at the port of Gijón. On the other hand, it attempts to estimate the possibility of the appearance of non-native species in the waters of the port; to contrast this theoretical framework with data collected by divers in different areas of the port; and to implement strategies to incorporate biosecurity and sustainable port management plans (blue). In order to carry out this thesis, data from ships that have arrived at the port of El Musel during the period 2004-2017 have been used.

The methodology of this study can be transferred to any other port at national and international level to generate a tool for the early detection of species transported in ships by ballast water and thus minimise the impact that these species could cause if they were to become established in the area.

The present thesis entitled "Risk analysis of invasive species by ballast water in the port of Gijón", began in the last period of execution of the University of Oviedo project, BLUEPORTS

(Scientific and educational strategies for a sustainable port activity in the face of biological invasions), funded by the Spanish Ministry of Economy and Competitiveness (CGL22016-79209-R) which is also supported by the Port Authority of Gijón and the Municipal Foundation of Culture, Education and Popular University through the programme "Gijón conscience".

The thesis was carried out at the Escuela Superior de Marina Civil with the invaluable collaboration of the Department of Nautical Science and Technology and the Department of Functional Biology of the University of Oviedo.

Índice

1 . Estado del arte 1

1.1 Influencia del transporte marítimo en la introducción de especies. 1

1.2 Definición y antecedentes del agua de lastre. 6

1.3 Organismos acuáticos perjudiciales y agentes patógenos. 11

1.3.1 Transporte e introducción de especies exóticas invasoras por agua de lastre. 11

1.3.2 Determinantes del éxito de las introducciones. 14

1.3.3 Erradicación 16

1.4 Normativa nacional e internacional relacionada con las invasiones biológicas marinas transmitidas por el tráfico marítimo. 20

1.4.1 Convenio internacional para prevenir la contaminación por los buques. Convenio MARPOL. 21

1.4.2 Programa 21 adoptado por la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo. 23

1.4.3 Directiva Marco del Agua, Directiva 2000/60/CE. 24

1.4.4 Directiva Marco sobre Estrategia Marina, Directiva 2008/56/CE. 25

1.4.5 Programa Globallast. 28

1.4.6 Real Decreto 630/2013, que regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras 31

1.4.7 El Reglamento de UE Nº 1143/2014 sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras 34

1.4.8 Convenio Internacional para el Control y Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos de los Buques. Convenio BWM. 37

1.4.8.1 Plan de gestión del agua de lastre 45

1.4.8.2 Libro de registro del agua de lastre 47

1.4.8.3 Certificado Internacional de gestión del agua de lastre. 48

1.4.8.4 Sistemas de gestión del agua de lastre 50

1.5 Estudios de evaluaciones de riesgos de agua de lastre. 66

2 . Objetivos de la tesis 72

Objetivo General. 73

Objetivos Específicos. 73
3 . Metodología 74
3.1 Área de estudio. 78
3.2 Tráfico marítimo del puerto de Gijón. 79
3.3 Base de datos generada para la toma de información de los buques. 82
3.4 Bases de datos para la comprobación de la existencia de especies exóticas invasoras en los puertos de origen. 89
3.4.1 Global Invasive Species Database, GISD. 89
3.4.2 WORMS. 94
3.4.3 OBIS. 98
3.4.4 Información sobre la salinidad y la temperatura del puerto de Gijón mediante la herramienta PORTUS. 102
3.5 Mapa de riesgos para la comparativa ambiental. 104
3.6 Análisis de especies encontradas en el puerto de Gijón. 105
4 . Discusión de los resultados 109
4.1 Análisis del tráfico marítimo del puerto de Gijón. 111
4.2 Países que generan más riesgo según el tráfico marítimo que llega al puerto del Musel. 113
4.3 Análisis de riesgo por muelles. 118
4.3.1 Ribera 2ª Alineación. 119
4.3.2 Muelle Norte. 121
4.3.3 Espigón I Sur. 124
4.3.4 Ingeniero Olano Tramo 1 y 2. 127
4.3.5 Ingeniero Olano Terminal Butano. 129
4.3.6 Espigón II Sur. 131
4.3.7 Contradique Príncipe de Asturias. 134
4.3.8 La Osa 9ª Alineación. 136
4.3.9 Ingeniero Moliner. 138
4.3.10 Espigón II Norte. 140
4.3.11 La Osa rampa RO/RO. 142

4.3.12 La Osa 7ª Alineación. Portacontenedores. 144
4.3.13 Ribera 1ª Alineación. 147
4.3.14 Ingeniero Marcelino León. 149
4.3.15 La Osa 8ª Alineación. 151
4.3.16 Espigón I Norte. 153
4.3.17 Pantalán Norte. 155
4.3.18 Ribera 5ª Alineación. 157
4.3.19 La Osa 7ª Alineación. Petroleros. 159
4.4 Base de datos GISD, Global Invasive Species Database. 161
4.5 Base de datos biológica WORMS, World Register of Marine Species. 163
4.6 Base de datos OBIS, Ocean Biodiversity Information Systems. 167
4.7 Salinidad y temperatura según Portus. 169
4.8 Mapa de riesgos utilizada para la comparativa ambiental. 172
4.9 Especies exóticas invasoras ya presentes en el puerto de Gijón derivadas del tráfico marítimo. 173
4.10 Recomendaciones a seguir por los países para disminuir la introducción de especies invasoras. 175
5 . Conclusiones y Líneas Futuras 178
5.1 Conclusiones. 179
5.2 Líneas futuras. 181
5.2.1 Proyecto Aquasafe. 181
5.2.2 Herramienta para la comprobación preliminar del cumplimiento de la norma D-2 del Convenio BWM. 181
5.2.3 Estudio de las incrustaciones como vector secundario de dispersión de especies invasoras en los puertos asturianos. 182
6 . Bibliografía 184
Bibliografía 185
7 . Producción Científica 202
7.1 Artículo 1: Building on gAMBI in ports for a challenging biological invasions scenario: Blue-gNIS as a proof of concept. 203

7.2 Artículo 2: Implicación del Transporte Marítimo en la Contaminación de los Mares, desde el Mar Caribe hasta el Puerto de Gijón. 215

7.3 Capítulo libro: “Implicación del transporte marítimo en la contaminación de los mares. Desde el mar Caribe hasta el puerto de Gijón. 229

7.4 Trabajos presentados en congresos. 246

Índice de Figuras

Figura 1: Esquema sobre el proceso de introducción de una especie y sus etapas. Fuente: Elaboración propia. 19
Figura 2: Marco legislativo Internacional sobre invasiones marinas cuyo origen es el transporte marítimo. 20
Figura 3: Estructura de la gestión del programa Globallast. 30
Figura 4: Procedimiento en caso de que se produzca una detección de una nueva EEI. Fuente: RD 630/2013. 33
Figura 5: Secciones en las que se divide el BWM. Fuente: Elaboración propia. 40
Figura 6 :Partes más importantes para el éxito de las medidas de gestión de agua de lastre en España. Fuente: Globallast Partnerships, OMI. 42
Figura 7: Calendario de introducción de las normas del Convenio BWM. 44
Figura 8: Sistemas de Gestión de Agua de Lastre. Fuente: Convenio BWM. 53
Figura 9: Esquema de la metodología utilizada en este estudio. Fuente: Elaboración propia.: 77
Figura 10: Secuencia del procedimiento seguido para la obtención de los datos de los diferentes puertos. 81
Figura 11: Explicación gráfica del término GT. Fuente: Seacareer.com 83
Figura 12: Parámetros utilizados en la base de datos GISD para este estudio. Fuente: Elaboración propia. 91
Figura 13: Secuencia de búsqueda en GISD para el muelle Ingeniero Olano.:. 93
Figura 14: Secuencia de búsqueda de la especie Bugula neritina en el WoRMS. 97
Figura 15: Procedimiento a realizar en OBIS para la especie Bugula neritina. 101
Figura 16: Periodos de falta de información de salinidad. 171

Índice de Tablas

Tabla 1:. Vectores de dispersión más importantes en el medio marino. Modificado de Carlton 2001 3
Tabla 2: Volúmenes de lastre dependiendo del tipo de buque. Fuente: Modificado de Programa GloBallast Partnerships, OMI. 10
Tabla 3: Requisitos Específicos para Control y Gestión del Agua de Lastre y Sedimentos de los buques Bajo la Regulación B-3. 38
Tabla 4:. Requisitos de la OMI que debe cumplir el agua de lastre. 50
Tabla 5 : Código de países según la ISO 3166. 85
Tabla 6 : Distribución inicial y final de los muelles. 86
Tabla 7: Suma de GTs de los países de los que provienen buques que arribaron con agua de lastre al Musel entre 2004 a 2017. 116
Tabla 8:Especies encontradas en la base de datos biológica GISD por puertos. 162
Tabla 9: Especies encontradas en la base de datos biológica WORMS por países. 163
Tabla 10: Salinidad y temperatura obtenida en OBIS. 169
Tabla 11: Mapa de riesgos de especies exóticas que llegan al puerto de Gijón. 173

Índice de Imágenes

Imagen 1: Tráfico marítimo mundial. Fuente: Página Marine Traffic en abril de 2023. 5
Imagen 2: Esquema de un buque mercante con diferente estabilidad debido al agua de lastre..... 8
Imagen 3: Ciclo de las aguas de lastre. Fuente: Adaptado del Programa Globallast 2016 por Drillet 2018. 8
Imagen 4: Disposiciones de los tanques de lastre de diferentes tipos de buques Fuente: Programa GloBallast Partnerships, OMI. 9
Imagen 5: Tanque de agua de lastre con sedimentos. 13
Imagen 6: Secuencia de imágenes del accidente del Urquiola. 21
Imagen 7: Ejemplo de Certificado Internacional de Gestión del Agua de lastre. Fuente: DNV.GL [94]. 45
Imagen 8: Libro Registro del Agua de Lastre. Fuente: Ministerio de Fomento. 48
Imagen 9: Filtro para la retención de partículas de la marca Esva solutions. Fuente: www.esvasolutions.com..... 55
Imagen 10: Diagrama de la instalación de ensayo utilizada por Waite y otro. 56
Imagen 11: Sistema de ultrasonidos de la empresa Hielscher. Fuente: www.hielscher.com 57
Imagen 12: Circuito de tratamiento térmico. Fuente: Rigby y otros [113] 59
Imagen 13: Sistema de tratamiento UV Wärtsilä. Fuente: www.wärtsilä.com..... 60
Imagen 14: Sistema de microondas utilizado por Boldor y otros. 62
Imagen 15: Sistema de tratamiento de Ozono. Fuente: www.mellifiq.com 64
Imagen 16: Base de datos con toda la información de la APG. Fuente: Elaboración propia. 82
Imagen 17: Referencia de los muelles geoposicionados con la aplicación Google maps..... 87
Imagen 18: Página de inicio de la base de datos GISD. 90
Imagen 19: Página de inicio de la base de datos WoRMS. 94
Imagen 20: Salinidad a tiempo real de la zona del puerto de Gijón, cabo Peñas y sus cercanías con la herramienta PORTUS. 102
Imagen 21: Datos personales para dar de alta la petición de datos históricos a Portus. 103
Imagen 22: Puntos de tomas de muestras biológicas en el Musel. 106
Imagen 23: Muelle Ribera 2ª alineación y su situación. Fuente: Autoridad Portuaria Gijón y Google maps. 119
Imagen 24: Muelle Norte o Ampliación y su localización. Fuente: Autoridad Portuaria Gijón y Google maps. 121
Imagen 25: Mercancías distribuidas en el muelle Norte. Fuente: Google maps. 122
Imagen 26: Espigón I Sur, rollos de alambrón almacenados y su situación en el muelle. Fuente: Autoridad Portuaria Gijón y Google maps. 124

Imagen 27: Muelle Ingeniero Olano tramo 1 y 2. Fuente: Autoridad Portuaria Gijón 127
Imagen 28: Muelle Ingeniero Olano Terminal de Butano. Fuente: Google maps. 129
Imagen 29: Espigón II Sur. Fuente: Google maps. 131
Imagen 30: Contradique Príncipe de Asturias. Fuente: Google maps. 134
Imagen 31: Muelle la Osa 9ª Alineación. Fuente: Google maps. 136
Imagen 32: Muelle Ingeniero Moliner. Fuente: Autoridad Portuaria Gijón y Google maps. . 138
Imagen 33: Muelle Espigón II Norte. Fuente: Autoridad Portuaria Gijón y Google maps. ... 140
Imagen 34: Muelle Osa rampa Ro/Ro. Fuente: Autoridad Portuaria Gijón y google maps. 142
Imagen 35: Muelle Osa 7ª Alineación, portacontenedores. Fuente: Autoridad Portuaria Gijón y Google maps. 144
Imagen 36: Muelle Ribera 1ª Alineación. Fuente: Google maps. 147
Imagen 37: Muelle Ingeniero Marcelino Moliner. Fuente: Google maps. 149
Imagen 38: Muelle la Osa 8ª Alineación. Fuente: Google maps. 151
Imagen 39: Muelle Espigón I Norte. Fuente: Google maps. 153
Imagen 40: Pantalán Norte. Fuente: Google maps 155
Imagen 41: Muelle Ribera 5ª alineación. Fuente: Google maps. 157
Imagen 42: Muelle la Osa 7ª Alineación. Petroleros. Fuente: Google maps. 159
Imagen 43: Bugula neritina. Fuente: www.marinespecies.org 174
Imagen 44: Mytilus galloprovincialis. Fuente: www.marinespecies.org 175

Abreviaturas

AIS	Automatic Identification System (Sistema de Identificación Automático)
APG	Autoridad portuaria de Gijón
BOE	Boletín Oficial del Estado
BWM	Ballast Water Managment Convention (Convenio Internacional para el Control y Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos de los Buques)
BWMP	Ballast Water Management Plan (Plan de gestión del agua de lastre)
BWMS	Ballast Water Management Systems (Código para la aprobación de los sistemas de gestión del agua de lastre)
CIEM	Comisión Interministerial de Estrategias Marinas
CFR	Calidad de Fondos Rocosos
CNUMAD	Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo
CPMM	Comité de Protección del Medio Ambiente
EEI	Especies Exóticas Invasoras
EQR	Ratio de Calidad Ecológica.
ERMS	European Register of Marine Species (Registro Europeo de Especies Marinas)
FMAM	Fondo para el Medio Ambiente Mundial
GISD	Global Invasive Species Database
GISP	Global Invasive Species Programme (Programa Global de Especies Invasoras)
GLOBALLAST	Global Ballast Water Management Program
GPTF	Global Project Task Force (Grupo de Trabajo del Proyecto Global)
HAOP	Harmful Aquatic Organisms and Pathogens (Organismos acuáticos perjudiciales y agentes patógenos)
IAS	Invasive Alien Species (Especies exóticas invasoras)
ICTV	International Committee on Taxonomy of Viruses (Comité Internacional de Taxonomía de Virus)

IODE	International Oceanographic Data and Information Exchange (Programa Internacional de Datos e Información Oceanográfica)
IOPP	International Oil Pollution Prevention Certificate (Certificado internacional de prevención de la contaminación por hidrocarburos)
ISSG	Invasive Species Specialist Group (Grupo de especialistas de especies invasoras)
MARPOL	International Convention for the Prevention of Pollution from Ships (Convenio Internacional para Prevenir la Contaminación por los Buques)
MED	Marine Environment Division (División de Medio Ambiente Marino)
MEPC	Marine Environment Protection Committee (Comité de Protección del Medio Ambiente)
MSC	Maritime Safety Committee (Comité de Seguridad Marítimo)
NFP	National Focal Points (Centro de referencia nacional)
NIS	Non-Indigenous Species (Especies no indigenas)
NPC	National Project Coordinators (Coordinadores Nacionales de Proyectos)
NTF	National Task Forces (Grupos de trabajo nacionales)
OBIS	Ocean Biodiversity Information System (Sistema de información sobre la biodiversidad oceánica)
ODS	Objetivos de Desarrollo Sostenible
OMI	Organización Marítima Internacional
OSPAR	Convenio sobre la protección del medio marino del Atlántico Nordeste
PCU	Project Coordination Unit (Unidad de Coordinación del Proyecto)
RTF	Regional Task Force (Grupo de trabajo regional)
SBT	Segregated Ballast Tank (Tanques de agua segregada)
UFC	Unidad formadora de colonias
UICN	International Union for Conservation of Nature. (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza)
UNCTAD	United Nations Conference on Trade and Development (Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo)
UNPD	United Nations Development Programme (Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo)
PSU	Practical Salinity Unit (Unidad Práctica de Salinidad)

WORMS	World Register of Marine Species (Registro Mundial de Especies Marinas)

1. Estado del arte

"Nosotros pusimos en movimiento al mundo biológico de los océanos hace mucho tiempo

y continuamos haciéndolo hoy día"

James T. Carlton,

En esta primera parte del trabajo, se lleva a cabo una revisión bibliográfica sobre la evolución del agua de lastre en la historia, sus orígenes, desarrollo y estado actual. También, se describen los organismos acuáticos perjudiciales y agentes patógenos y su relación con este. Posteriormente, se realiza un análisis de la normativa tanto nacional como internacional relacionada con el agua de lastre y con los organismos que pueden ser transportados en él. Por último, se analizan estudios desarrollados a nivel tanto nacional como internacional sobre el tema.

1.1 Influencia del transporte marítimo en la introducción de especies.

Los animales y plantas marinas siempre han viajado de un lugar a otro movidos por las corrientes o pegados a objetos susceptibles de desplazarse a través del agua: troncos, embarcaciones, etc. Un ejemplo de ello se encuentra en documentos históricos que avalan el traslado por parte de los vikingos de la almeja (*Mya arenaria*), probablemente como alimento, desde América del Norte [1] . La almeja está ahora extendida por todo el norte de Europa. La diferencia es que en los últimos años con el aumento del comercio y la apertura de nuevas vías marítimas de comunicación como el canal de Panamá o de Suez se ha incrementado la velocidad de dispersión [2].

La transmisión de especies de manera accidental fue lenta al principio, pero tras la Revolución Industrial y el comienzo de la economía global sufrió un aumento exponencial. Citando a James T. Carlton, experto en especies marinas invasoras: “nosotros pusimos en movimiento al mundo biológico de los océanos hace mucho tiempo y continuamos haciéndolo hoy día” [3].

El alga unicelular *Odontella Sinesis*, de origen asiático, fue la primera en ser reconocida como un problema tras su invasión de las costas de Dinamarca, Noruega y Suecia, en 1903, tras ser transportada en el agua de lastre [4]. A esta le sucedieron otras especies como el alga *Caulerpa taxifolia,* introducida de manera accidental por el Museo Oceanográfico de Mónaco en las costas francesas y que conllevaría la invasión tanto de las costas francesas, como italianas y españolas. La medusa americana *Mnemiopsis leidyi* también fue introducida a principios de 1980 en el mar Negro, el mar Carpio y el mar de Azov por buques provenientes de América. Esto ocasionó el deterioro de la pesca en el mar Negro y en el de Azov produciendo grandes pérdidas económicas y sociales en la zona.

A mediados del siglo XX se constató la evidencia de que el agua de lastre utilizada por los buques era uno de los principales vectores en la transmisión de especies en todo el mundo, siendo un vector cualquier elemento que transporta a un organismo vivo. Por ello, el Comité de Protección del Medio Ambiente (Marine Environment Protection Committee [MEPC], por sus siglas en inglés), perteneciente a la Organización Marítima Internacional (OMI) puso su

atención en los problemas que generan las especies exóticas tras las quejas de Canadá y Australia [5].

Posteriormente, el Comité de Protección del Medio Marino, publicó en julio de 1991 las Directrices internacionales para prevenir la introducción de organismos acuáticos no deseados y de agentes patógenos procedentes de los vertidos de agua de lastre y sedimentos de los buques [6]. Mediante las directrices del MEPC se iniciaron una serie de esfuerzos internacionales para gestionar el agua de lastre, pero tendrían que pasar 13 años para que el Convenio internacional para el control y gestión del agua de lastre y sedimentos en 2004 (Ballast Water Management [Convenio BWM] por sus siglas en inglés) viera la luz, aunque no fue ratificado hasta septiembre de 2017.

Las especies exóticas invasoras se consideran actualmente una de las mayores amenazas para los ecosistemas marinos mundiales y la biodiversidad. Esta biodiversidad, influye directamente en la calidad de vida del ser humano y si se produce una reducción del número de especies puede llegar incluso a modificar el clima de una zona [7]. Las actividades humanas, como la agricultura, la pesca o la industria, sobreexplotan los recursos naturales y, como resultado, las tasas de extinción de especies son ahora entre 100 y 1000 veces mayores que antes de la influencia humana [4].

Hoy en día, existen muchas formas de transportar o acoger bioinvasiones marinas como comenta Carlton [8] y estas generan el desplazamiento global de organismos costeros provenientes de aguas superficiales a nuevos ambientes marinos [9]. Dicho movimiento se considera como un traslado de especies exóticas en todo el mundo. Si estas especies llegan a otras aguas y encuentran las condiciones adecuadas para sobrevivir y proliferar se convertirán en especies exóticas invasoras. Aunque no todas las especies introducidas llegarán a establecerse en un nuevo entorno.

A escala mundial, los barcos han sido reconocidos como el principal vector de invasiones biológicas acuáticas [3],[10]-[11]. Todos los buques son diferentes en términos de transferencia de especies y esto depende del tipo de barco que sea y de sus características específicas. Variará en función de la estructura del mismo, el tiempo utilizado para la carga/descarga e incluso las aguas por las que navegua dulces, saladas o salobres [12]. Los barcos contienen subvectores como el agua de lastre [3], los sedimentos en los tanques de lastre [13], incrustaciones del casco [14] o los sistemas internos de tuberías de agua de mar (como las del sistema del agua de lastre o de refrigeración de la máquina) [15].

El agua de lastre está considerada entre las 12 vías principales de entrada y distribución no intencionada de especies según la normativa europea [16]. El problema del agua de lastre se

centra en que las especies y organismos marinos exóticos transferidos no se pueden limpiar utilizando medios físicos artificiales, ni ser absorbidos o eliminados de forma natural por los océanos. Una vez asentados son casi imposibles de erradicar y pueden causar daños muy graves tanto ecológicos, como económicos [17]. En Estados Unidos en el año 2004 ya se destinaban más de 120 billones de dólares al año para controlar nuevos colonizadores de peces, crustáceos, moluscos, plantas, aves e insectos [18]. A continuación, en la Tabla 1 se muestran algunos de los vectores de dispersión más importantes en el medio marino y el tipo de organismo transportado.

Tabla 1:. Vectores de dispersión más importantes en el medio marino. Modificado de Carlton 2001

Vector de dispersión		**Organismos Transferidos**
Buques	Agua de lastre	Plancton; organismos adheridos; bentos (especies que habitan en el fondo marino).
	Incrustaciones (biofouling)	Organismos incrustantes adheridos y de vida libre. Algas, bivalvos.
Plataforma Petrolífera	Parte sumergida de las plataformas petrolíferas mediante incrustaciones	Organismos incrustantes adheridos y de vida libre. Algas, bivalvos.
Investigación	Movimiento y liberación de invertebrados, peces, algas y pastos marinos utilizados en la investigación. Escape accidental o intencionado.	Organismos asociados a los equipos de investigación y muestreo, incluidos los equipos de buceo o equipos de natación.
Acuarios Públicos	Liberación accidental o intencionada de organismos en exposición o en su traslado.	Especies en exposición en el acuario.
Desechos marinos flotantes	Transporte de especies en desechos generados por el hombre, como redes flotantes, plásticos, o latas.	Algas, bivalvos.

Cerca de 100.000 buques mercantes navegan por todo el mundo, con un arqueo bruto igual o superior a 100 toneladas. En enero de 2021, la capacidad de la flota mundial era de 2.130 millones de toneladas de peso muerto [19]. El transporte marítimo es esencial para la economía mundial teniendo en cuenta que alrededor del 90% de las mercancías que se transportan a nivel mundial lo hacen por mar. La Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo (United Nations Conference on Trade and Development [UNCTAD], por sus siglas en inglés) espera que en el periodo 2022-2026 la tasa compuesta de crecimiento anual del comercio marítimo pase a ser de un 2,4 % [19]. Este medio de transporte ha incrementado la velocidad de dispersión de especies exóticas y eso conlleva también un aumento de los costes económicos del impacto que estas especies tienen sobre todo en la pesca, la acuicultura y la economía local que los países receptores deben de afrontar [18], [20]

Se ha estimado que, anualmente, se transfieren de tres a cinco billones de toneladas de agua de lastre a nivel global y eso conlleva que se transmitan alrededor de 7.000 especies acuáticas a la hora todos los días en el mundo [6].Con tanto transporte involuntario a través de las aguas de lastre e incrustaciones, es primordial desarrollar mecanismos de control de los vectores provenientes del tráfico marítimo.

El problema se ha acentuado más en las últimas décadas debido al incremento del transporte marítimo internacional. El aumento de tráfico genera mayor número de buques y de mayor tamaño [21]. El transporte marítimo internacional actualmente mueve alrededor de 11.000 millones de toneladas de mercancías al año y se espera que en el periodo 2019-2024 tenga un promedio de crecimiento anual del 3,4 % [21].

A continuación, en la Imagen 1 se puede observar el flujo de tráfico marítimo mundial obtenido de la página web Marine Traffic en abril de 2022. Dicha página surgió de un proyecto basado en la colaboración de universidades de todo el mundo y se basa en la señal emitida por el Sistema de Identificación Automático (Automatic Identification System [AIS], por sus siglas en inglés). En esta figura, se muestra no solo el tráfico marítimo a tiempo real, sino que también permite acceder a una base de datos sobre un buque en concreto y obtener información como su localización, puerto de carga o descarga, dimensiones, toneladas brutas o el número de Organización Marítima Internacional (IMO), entre otros datos.

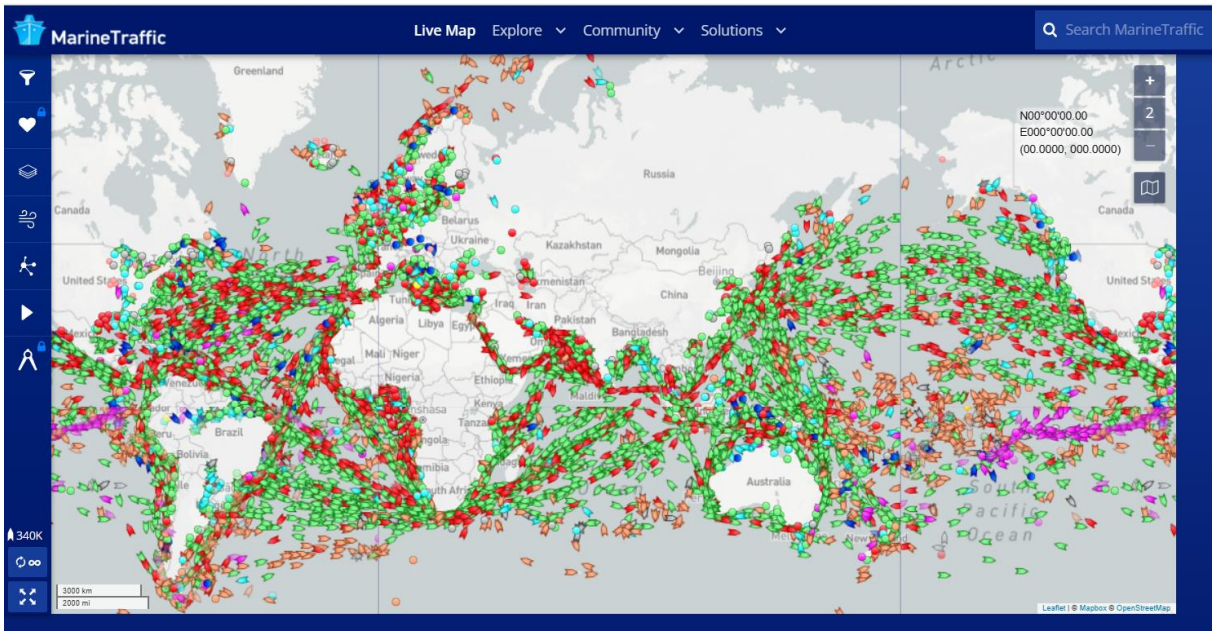


Imagen 1: Tráfico marítimo mundial. Fuente: Página Marine Traffic en abril de 2023.

En las últimas décadas, la globalización en el comercio marítimo, la modificación y la ampliación de las rutas de navegación han acentuado la problemática y han traído como consecuencia un aumento del número de especies que aparecen en ecosistemas que no les eran propios.

Aunque la distribución de especies ha estado limitada durante muchos siglos por barreras naturales [22] en los últimos años con la apertura del canal de Suez, en el año 1869 ,y el canal de Panamá, en 1904, se ha producido un cambio en las rutas transoceánicas de los buques mercantes y eso conlleva que se produzcan nuevas áreas de distribución de especies adheridas a los cascos o en el agua de lastre a nivel mundial [23].

La mayoría de las especies introducidas a través del Canal de Suez han establecido poblaciones prósperas a lo largo del Levante, desde Libia hasta Grecia, y varias se han extendido por las costas españolas bañadas por el mar Mediterráneo. Esto se ha generado, en su mayor parte, por agua de lastre y afecta negativamente al estado de conservación de determinadas especies y hábitats e incluso amenazan a la salud humana por su potencial nocivo o venenoso [24]. La Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (CNUMAD) celebrada en Río de Janeiro en 1992, valoró el hecho de la transmisión de especies debido al transporte marítimo como “un problema internacional de la mayor importancia” [25].

Por ello, la OMI, organismo especializado de las Naciones Unidas que se ocupa de la seguridad y la protección del transporte marítimo internacional y de la prevención de la contaminación del medio ambiente, ha aumentado las políticas para intentar mitigar los

efectos del transporte marítimo a nivel mundial, mediante diferentes normativas relacionadas con el agua de lastre y las incrustaciones. Se estableció la necesidad de una regulación a nivel internacional que sirviera como compromiso ante un problema de alcance global. Entre los instrumentos utilizados a nivel global para el agua de lastre se encuentra el Convenio BWM, que es el convenio por excelencia relacionado con el control y la gestión del agua de lastre [26].

Con relación a las incrustaciones en los buques, la normativa internacional relacionada es el Convenio internacional sobre el control de los sistemas antiincrustantes perjudiciales en los buques 2001, (Convention on the Control of Harmful Anti-fouling Systems on Ships [Convenio AFS], por sus siglas en inglés) [27], que regula y prohíbe el uso de determinados componentes de las pinturas antifouling. Al principio, las pinturas estaban compuestas de cal y arsénico, más tarde se aplicaron compuestos de mercurio y en los años 70 se implantaron los compuestos orgánicos del estaño, en particular un compuesto denominado Tributylin, conocido por su acrónimo TBT. A finales de los años 80, se produjo una contaminación masiva de moluscos en la zona del paso de Dover, en la costa francesa, producida principalmente por el elevado flujo de buques y la gran cantidad de astilleros que vertían residuos de las pinturas al mar. Esto propicia un deterioro muy importante de la industria mariscadora de la zona y puso en evidencia lo contaminante que son estos productos para el medio marino.

Tras este desastre la OMI reaccionó y generó el Convenio AFS. Esta normativa entró en vigor el 17 de septiembre de 2008 y se centra en la lucha contra aquellas pinturas tóxicas cuyo uso constituye un peligro para el medioambiente. Este convenio pretende un equilibrio entre evitar las incrustaciones en los buques y las consecuencias negativas que pueden generar los productos que para ello se utilizan [28].

La Comisión Europea, en 2009, publicó también una comunicación llamada “Objetivos estratégicos y recomendaciones para la política de transporte marítimo de la UE hasta 2018”, en la que una de las conclusiones que establecía era que el transporte marítimo debía de mejorar en lo concerniente a la calidad medioambiental [29].

1.2 Definición y antecedentes del agua de lastre.

Históricamente, las embarcaciones de vela o remo utilizaban arena y piedras para conseguir estabilidad, siendo esta la propiedad que tiene un barco de recuperar su posición inicial de equilibrio cuando un elemento interno o externo hace que la pierda. Si el centro de gravedad de la nave se bajaba, con mal tiempo la embarcación se defendía mejor ante los envites del

mar y la influencia del viento. En realidad, con ello se conseguía bajar su centro de gravedad, hasta donde fuera necesario dependiendo de las necesidades del viaje.

Los buques que regresaban de Europa a América llevaban en el fondo de su embarcación, piedras, arena y otros objetos pesados, primordialmente, para aumentar su calado y mejorar su estabilidad. Gran parte de este material fue utilizado para construir ciudades como Montreal o Manila. Para conseguir la estabilidad de las naves se terminó por utilizar solamente piedras, ya que la arena era difícil de sacar del fondo de la mar o de los ríos cercanos. Por ello, gran parte de los puertos construidos en aquella época están adoquinados con las piedras utilizadas anteriormente como lastre.

En el siglo XIX, el transporte marítimo sufrió un gran cambio. Los buques de casco de acero sustituyeron a los cascos de madera y los motores sustituyeron a las velas. Ante el tamaño de estos buques las piedras eran inoperativas por lo que el lastre sólido fue sustituido por la utilización del agua de mar. Así, hacia 1880, se empezó a utilizar la propia agua de mar como lastre. Esto facilitaba el procedimiento, ya que el agua es un recurso abundante, sin coste y se adapta a la forma del tanque destinado para ello [30].

El agua de lastre es, por tanto, un medio ideal para mantener la capacidad de maniobra (capacidad que permite a un barco moverse en el plano horizontal de forma rápida) y la estabilidad de los buques sin carga [31]. Este sistema consiste en bombear agua de mar tomada directamente en el puerto de origen o en sus proximidades para almacenarlo en los tanques de lastre. Dicha agua se descargará cuando el buque llegue a su puerto de destino para embarcar las distintas mercancías. El lastre permite compensar la capacidad de carga del navío con su estructura y así garantizar la seguridad del buque durante la navegación [32].

En sus inicios el agua de lastre en los buques tanque era introducido en tanques de carga, muchas veces sin limpiar, y poco antes de llegar al puerto de destino era expulsada directamente al mar (lastre sucio). Posteriormente, aunque se utilizaban tanques de carga como tanques de agua de lastre estos se limpiaban antes de la introducción del agua (lastre limpio). Hoy en día el lastre se carga en tanques especialmente diseñados para ello, llamados tanques de lastre segregado o separado (segregated ballast tank [SBT], por sus siglas en inglés) que normalmente se encuentran ubicados en el fondo y en los laterales del casco. Estos tanques deben están destinados exclusivamente al transporte de lastre como marca el MARPOL [33]. En la Imagen 2 se puede observar la diferencia de estabilidad en un buque cargado que utiliza agua de lastre representado en la imagen de la izquierda y un buque sin carga y poca estabilidad como se puede ver en la imagen de la derecha.

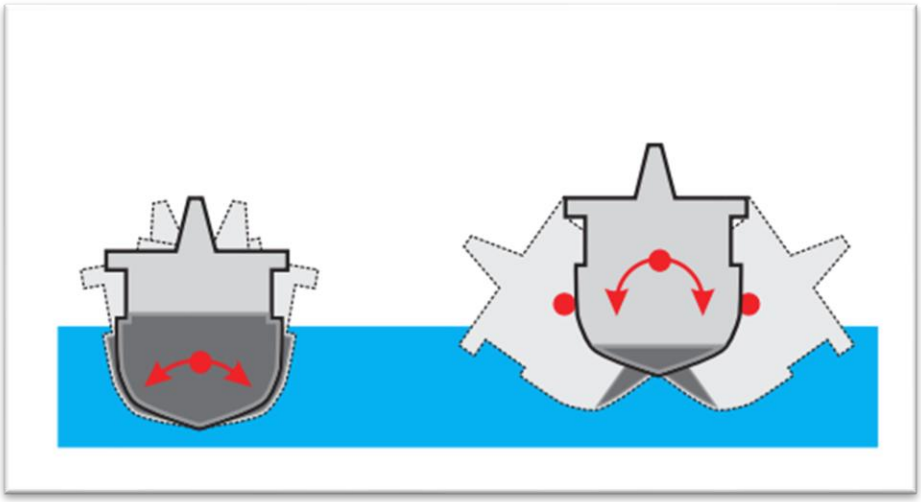


Imagen 2: Esquema de un buque mercante con diferente estabilidad debido al agua de lastre.

En la Imagen 3 se puede observar el ciclo que seguiría el agua de lastre en un buque mercante. En el puerto de descarga, el buque desembarcaría la mercancía prevista y en el caso de que no tuviera carga a realizar tomaría agua de lastre en el mismo puerto o en las cercanías, absorbiendo las especies acuáticas del lugar e introduciéndolas en sus tanques de lastre. Cuando el buque llegue al próximo puerto a cargar, al comenzar las operaciones, desembarcará el agua de lastre, con las posibles especies exóticas introducidas en sus tanques en el puerto de descarga anterior. En este caso el buque introduciría nuevas especies exóticas en el lugar de carga con el consiguiente peligro para el puerto y sus cercanías.

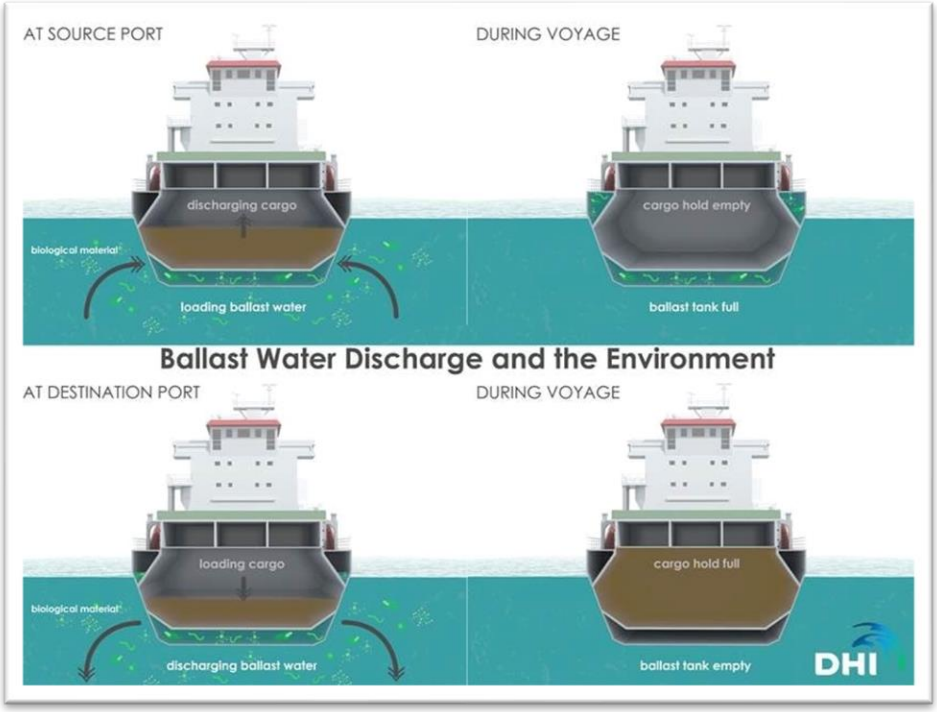


Imagen 3: Ciclo de las aguas de lastre. Fuente: Adaptado del Programa Globallast 2016 por Drillet 2018.

Por otro lado, en la Imagen 4 se pueden ver diferentes formas de tanques de lastre dependiendo del tipo de buque. A la izquierda se pueden observar los tanques de un gasero, arriba a la derecha los de un petrolero, en el centro de las imágenes de la derecha un mineralero y abajo a la derecha un portacontenedores. Esta imagen proporciona una idea de la capacidad de carga de agua de lastre de las diferentes clases de buques, así como la estabilidad que se le atribuye al lastre.

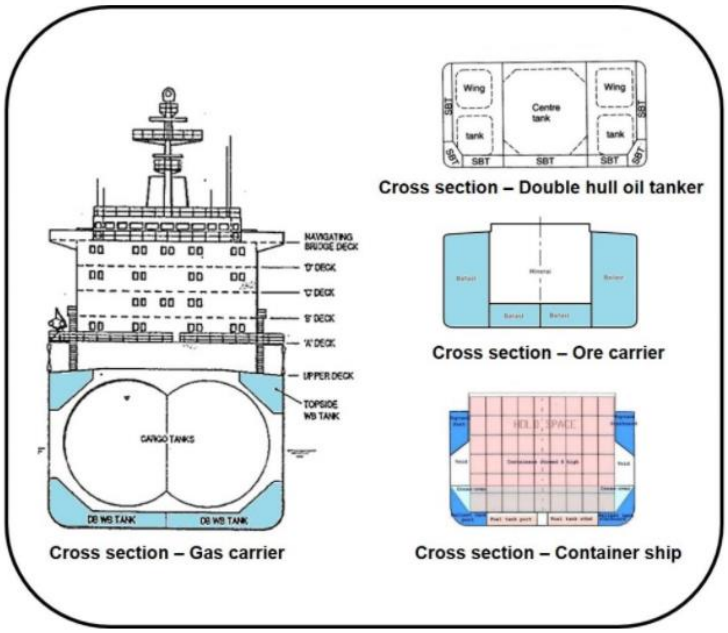


Imagen 4: Disposiciones de los tanques de lastre de diferentes tipos de buques Fuente: Programa GloBallast Partnerships, OMI.

La cantidad transportada de agua de lastre puede llegar a alcanzar las 113.000 toneladas en cierto tipo de buques como son los graneleros, 45.000 toneladas en los buques tanque o 6.000 en buques de carga general [34]. Con esas cantidades es fácil imaginar la cantidad de organismos, desde peces, a crustáceos, algas e incluso organismos diminutos o microscópicos que pueden ser patógenos con la consiguiente problemática que acarrean. A continuación, en la Tabla 2, se muestran los volúmenes de agua de lastre que transportan los buques dependiendo del tamaño y el tipo. Por otro lado, se pueden observar diferentes tipos de buques y los compara con el caudal necesario para bombear los tanques de lastre de estos medido en m^3/hora.

Tabla 2: Volúmenes de lastre dependiendo del tipo de buque. Fuente: Modificado de Programa GloBallast Partnerships, OMI.

Tipo de buque	**Peso muerto (Tm)**	**Agua de lastre (Tm)** **Ligero/Mal tiempo**	**% Lastre**	**Bombeo Normal × Hora(m^3/h)**
Bulkcarrier	250.000	75.000 - 125.000	30 – 50	5.000 – 20.000
“	150.000	45.000 – 67.000	30 – 45	
“	70.000	25.000 – 40.000	36 – 57	
“	35.000	10.000 – 17.000	30 – 49	
Buque petrolero	250.000	100.000 – 120.000	40 – 45	5.000 – 15.000
	100.000	40.000 – 45.000	40 – 45	
	80.000	30.000 – 34.000	38 – 42	
	40.000	12.000 – 15.000	30 – 38	
Portacontenedores	40.000	12.000 – 15.000	30 – 38	1.000 – 2.000
	15.000	5.000 – depende	33	
Buque carga general	17.000	6.000 - depende	35	1.000 – 2.000
	8.000	3.000 - depende	37	
Buque de pasaje y RO-Ros	3.000	1.000 - depende	33	200 – 500 1.000 – 2.000

1.3 Organismos acuáticos perjudiciales y agentes patógenos.

Según la OMI, se define a los organismos acuáticos perjudiciales y agentes patógenos (Harmful Aquatic Organisms and Pathogens [HAOP], por sus siglas en inglés) como

> Aquellos organismos o agentes patógenos que, al ser introducidos en el mar, estuarios o cursos de agua dulce, generen un riesgo para el medio ambiente, la salud de los seres humanos, los bienes o recursos, así como deteriorar la diversidad biológica o entorpecer otros usos legítimos de la zona [35].

Si estos organismos se introducen fuera de su área de distribución geográfica natural la especie pasa a nombrarse comúnmente especie exótica, especies no nativa o no indígena. En mucha de la bibliografía se le da el nombre en inglés de Non-indigenous species (NIS) [36]-[37].

Si estas especies exóticas se introducen en un nuevo medio, se establecen y se propagan, pasan a convertirse en especies exóticas invasoras y causan trastornos muy graves en los ecosistemas e incluso en la economía local. Este tipo de especies se le denomina en inglés Invasive Alien species (IAS). Existen otros términos para denominar a las invasiones marinas como:

- Plagas marinas introducidas (IMP) en Australia y Nueva Zelanda.
- Especies acuáticas molestas (ANS) en Estados Unidos.

Aunque para este estudio se va a utilizar el término especie exótica invasora nombrada en inglés como Invasive Alien Species (IAS) [38].

1.3.1 Transporte e introducción de especies exóticas invasoras por agua de lastre.

La introducción de especies exóticas ha aumentado en los últimos años debido a la globalización y al aumento del tráfico marítimo mundial [36]. La transferencia de agua de lastre se considera, en la actualidad, una de las causas principales de la introducción de especies en hábitats nuevos [16].

Los tanques de lastre de los buques mercantes se llenan con agua cercana a la costa del puerto de origen para dar estabilidad al buque, normalmente en caso de no tener carga o ser mínima. Esta agua podría ser vertida en el próximo puerto de escala, liberando con ella cualquier organismo que haya sobrevivido a la travesía realizada por el buque. Dependiendo de las condiciones de carga, se puede lastrar más agua en diferentes áreas, por lo que el agua de cualquier tanque de lastre de un buque puede proceder de varios lugares.

El agua utilizada para las operaciones de lastre contiene organismos y sedimentos propios de cada zona, de modo que, entre 7.000 y 10.000 especies diferentes son transferidas diariamente entre áreas geográficas diferentes por este medio [39]. Teniendo en cuenta que un solo metro cúbico de agua de lastre puede contener hasta 50.000 especímenes de zooplancton y / o 10 millones de células de fitoplancton [40] hay miles de especies marinas diferentes que pueden transportarse en el agua de lastre de los buques. Toda especie que sea suficientemente pequeña para pasar por los filtros previos a las bombas de toma de agua de lastre de los barcos podría llegar a ser una posible especie exótica invasora en los puertos de recepción o en sus cercanías.

El Convenio BWM intenta solucionar o al menos disminuir la problemática del agua de lastre y sedimentos mediante una serie de procedimientos. Establece la transferencia del agua de lastre en mar abierto hasta completar el equivalente a un intercambio volumétrico del 95% (Regla D-1 del Convenio BWM) a 200 millas de la costa más cercana y con una profundidad de más de 200 metros, antes de que el buque llegue a su puerto de destino. Si esto no fuera posible, el cambio del agua de lastre debería realizarse al menos a 50 millas de la tierra más cercana, en aguas que tengan una profundidad de más de 200 metros, según lo establecido en la regla B4 del Convenio. Este procedimiento se realiza debido a que los organismos recogidos con el agua de lastre en un puerto es más probable que estén adaptados a condiciones de estuario o río, por lo que es poco probable que sean capaces de sobrevivir en mar abierto si se liberan allí, por lo que generarían un riesgo menor.

A partir del 8 de septiembre de 2024 todos los buques deben de estar provistos de un sistema de limpieza de agua de lastre que impida que cualquiera especie sobreviva en dichos tanques. Aquellos buques que ya posean a día de hoy una planta de tratamiento no necesitan hacer el cambio de agua de lastre. Durante el estudio que se ha realizado entre 2004 y 2017 en el puerto de Gijón, llamado también puerto del Musel, dicha normativa todavía no había entrado en vigor.

Otro punto a tener en cuenta en la introducción de especies por agua de lastre es que al vaciar el agua no se elimina la capa de sedimentos del fondo o de los mamparos de los tanques donde tantos organismos sobreviven pese a la transferencia del agua de lastre. Los tanques de lastre normalmente tienen una capa de sedimento en la base colonizada por organismos, al igual que los mamparos como se puede observar en la Imagen 5, en dicha imagen también se puede observar una escalera de acceso al tanque [41]. Las condiciones dentro de los tanques de lastre no son ideales para muchas especies, pero algunas de ellas son capaces de sobrevivir y pueden llegar a ocasionar problemas en el futuro.

Imagen 5: Tanque de agua de lastre con sedimentos.

La investigación de Gollasch [42] expone que las condiciones de oscuridad, cambios de temperatura, salinidad y turbidez variable hacen que el número de organismos vivos disminuya bruscamente tras el lastrado, pero existen organismos que sobreviven a largos viajes transoceánicos. Es por ello que, aunque la transferencia de agua puede contribuir de manera significativa a la prevención de las invasiones marinas, no se puede confiar en ella como la única medida.

Aunque muchos estudios se centran en la propagación de especies en agua de lastre en viajes transoceánicos, el transporte dentro de un mismo país también puede causar problemas graves. En países, como es el caso de España, que tienen un alto porcentaje de costa, y que las condiciones y especies marinas son muy diversas dependiendo de la fachada oceánica, existen diferentes especies que podrían ser transportadas en agua de lastre a lo largo de la costa española sin ser exigidos unos requisitos tan rigurosos como a los buques procedentes de viajes internacionales y con el consiguiente riesgo que eso conlleva. El convenio BWM solo es aplicable para buques que realicen viajes internacionales y excluye en la normativa los viajes dentro del mismo país con la problemática que esto puede llegar a suponer.

El vector de transmisión, en este caso el agua de lastre, puede propiciar o dificultar las invasiones en un determinado momento [43]-[44]. Dependiendo, entre otros, de los siguientes parámetros: tamaño del buque, la frecuencia con la que los buques viajan entre lugares infectados y no infectados por especies invasoras, distancia del puerto de origen al puerto de destino, tratamiento del agua de lastre utilizado y existencia de sedimentos en los tanques de lastre.

Otros factores a tener en cuenta según el estudio de Mestres y otros [45] son el viento, la corriente y la velocidad del vertido del agua de lastre. Sostienen que existe una importante relación entre el viento, la corriente producida por ríos cercanos a los puertos de descarga y la velocidad de vertido para la llegada del vertido a la costa. El papel de la fuerza del viento consiste básicamente en el desplazamiento de la mancha producida por la descarga en la dirección correspondiente. Si el vertido se realiza con vientos predominantes hacia la costa el contaminante tendrá más probabilidad de llegar al litoral y producir la invasión, mientras que si el viento es en sentido contrario lo alejará. También puede darse el caso de que gracias al viento el vertido pueda dispersarse. Las corrientes predominantes en la zona de descarga producidas por los ríos cercanos también son un punto interesante, aunque de menor relevancia que el viento en la dispersión.

También se ha podido demostrar que los vertidos producidos cerca de la costa son influenciados por la velocidad del buque al verter el agua en el mar. Además la presencia de una descarga fluvial no modifica la distribución de la concentración de forma significativa, independientemente de la velocidad del buque, excepto en el caso de grandes salidas de agua dulce proveniente de un rio muy caudaloso [45].

1.3.2 Determinantes del éxito de las introducciones.

Si el transporte resulta exitoso, y la especie sobrevive, será liberada en la región receptora. La evolución de las especies descargadas por los buques en el agua de lastre y su desarrollo en áreas distintas a las de su origen depende de varios factores. Por un lado, se ha de tener en cuenta que cuanto mayor sea la semejanza entre ambas áreas, especialmente en las condiciones de temperatura, salinidad y disponibilidad de alimento, existe más probabilidad de supervivencia de la especie introducida. Por otro lado, no siempre es posible crear una nueva población de un solo individuo, por lo tanto, la presencia de otros individuos de la misma especie es normalmente necesaria para la proliferación de la especie que puede llegar a ser exótica invasora. Por último, para que una especie se establezca a largo plazo tiene que competir por los recursos y el espacio con las nativas. Si esta es capaz de coexistir o desplazar a las nativas y propagarse puede llegar a convertirse en una plaga o molestia [46].

Las especies que sobrevivan a largas travesías tendrán más posibilidades de sobrevivir en el nuevo entorno y desplazar a las nativas por lo que se ha de tener un especial cuidado con ellas. La tasa de éxito de las introducciones depende en gran medida de las características de las especies, y de las características de la región receptora. También se ha de tener en cuenta que las introducciones son más exitosas en ambientes disturbados [47] y en zonas donde no existían especies anteriormente como puede ser un muelle o dique nuevo.

Los principales factores ambientales a observar y que determinan la supervivencia y la posterior creación y difusión de especies transportadas por el agua de lastre son los siguientes:

- Los límites superior e inferior de su temperatura y la tolerancia a la salinidad en relación con las del puerto de destino.
- 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 que se encontrará en las aguas de destino [26].

Otros factores que también se deberán de tener en cuenta y que determinarán en muchos casos el éxito o fracaso de la invasión son el momento del evento de inoculación en relación con la historia de vida de la especie; y la disponibilidad de recursos limitantes en lugares no infectados [48]-[49].

Por otro lado, una vez que una especie se ha introducido en una nueva zona un factor que se introduce es el tiempo que tarda dicha especie en asentarse en su nuevo hábitat, el cual variará mucho en función del tráfico que tenga dicha zona. Un estudio de Drake y Lodge determinó que reducir la probabilidad de que un barco provoque una invasión es más eficaz para reducir la tasa de propagación y que ciertos puertos clave son los epicentros de la propagación mundial [50].

En el estudio desarrollado por Floerl y otros, se puede observar que los tiempos que tarda una especie invasora en establecer una nueva población lejos del lugar de origen varían en función del tipo de tráfico y la conectividad de la zona. Los tiempos son más cortos cuando el asentamiento se produce en lugares con una alta conectividad y tráfico de diversos vectores, y oscilan entre 0 a 16 años, frente a las situaciones de tráfico y conectividad media, que pueden variar de 0 a 21 años, o situaciones de tráfico y conectividad bajos, donde los tiempos se pueden alargar de 0 a 28 años. Los resultados del estudio establecieron que fueron las áreas con altos niveles de tráfico y conectividad las que tuvieron una media de entre 2,4 y 4 veces más probabilidades de ser infectadas por una especie exótica, que puede ser invasora, que aquellas localizaciones con un tráfico y conectividad medios o bajos [51].

Los principales lugares de asentamiento de una especie marina, que puede llegar a ser NIS, suelen ser los puertos, en contrapartida con zonas rocosas costeras. Estos son seguros para las embarcaciones y sus características de refugio contribuyen a generar hábitats óptimos para que las especies introducidas puedan sobrevivir y desarrollarse. Los puertos son lugares con aguas que tienen menores velocidades en comparación con las aguas costeras

adyacentes, permitiendo una mejor proliferación de la especie. Por otro lado, la gran cantidad de estructuras artificiales que conforman los puertos, tales como pilotes, muelles y muros de escollera, generan excelentes bases de asentamiento verticales y horizontales [52].
Y por último, se ha de tener en cuenta también la navegación durante las estaciones más cálidas, ya que es la época del año en las que las NIS son más abundantes y la introducción se ve aumentada [53]. Todos los factores anteriormente nombrados, convierten a la propagación y éxito de una NIS en un proceso estocástico e imprevisible, lo cual hace que sea necesario estudiarlos tanto individualmente como interactuando con ellos.

1.3.3 Erradicación.

La erradicación es más difícil en etapas tardías que en etapas tempranas, por lo tanto, se necesitan estrategias para la prevención eficaz y la detección temprana de estos organismos [54]. EL Reglamento de UE nº 1143/2014 sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras establece en su artículo 24 que

> Tras la introducción de una especie exótica invasora, las medidas de detección temprana y erradicación rápida resultan esenciales para evitar su establecimiento y propagación. La respuesta más eficaz y rentable suele ser erradicar la población tan pronto como sea posible mientras que el número de ejemplares sea aún reducido. En el caso de que la erradicación no resulte factible o su coste no compense los beneficios medioambientales, sociales y económicos a largo plazo, se deben aplicar medidas de contención y control. Las medidas de gestión deben ser proporcionadas al impacto sobre el medio ambiente y tener debidamente en cuenta las condiciones biogeográficas y climáticas del Estado miembro de que se trate.

En la mayoría de los casos falta una evaluación precisa de dicho impacto ecológico y económico de las especies exóticas invasoras. En el medio marino es más difícil realizar metodologías cuantitativas e incluso muchas veces no están disponibles o se encuentran en fases iniciales [55]. Una vez que la especie está asentada es prácticamente imposible erradicarla y la prevención de la dispersión puede suponer un coste económico muy elevado y muchas veces inasumible por parte de los estados implicados.

Existen pocos ejemplos de erradicación de plagas en el medio marino que hayan tenido éxito. Entre ellos se encuentra el alga marina *Caulerpa taxifolia* que se erradicó con éxito del sur de California, donde solo estaba presente localmente y fue quitado y tratado de forma manualmente con clorina [56]. Otro caso es el del mejillón *Dreissenid Mytilopsissallei*, que fue erradicado en diferentes puertos deportivos australianos. La gestión de la eliminación de este

espécimen fue realizada erróneamente, ya que se hizo mediante el vertido de cloro y este procedimiento hizo que no solo se erradicase la especie de mejillón introducida, sino también todos los organismos que estaban presentes en las aguas [57].

Por lo tanto, como apunta Ardura y otros [58] la identificación temprana de las especies es crucial para llevar a cabo un análisis de riesgo fiable, prevenir expansiones y desarrollar métodos de control eficaces y respetuosos con el medio marino.

Por todo lo anteriormente descrito, desde la OMI se alienta a la aplicación de metodologías de seguimiento estandarizadas para facilitar la detección temprana de pequeñas invasoras móviles [59].

A continuación, en la Figura 1 se puede observar el proceso de introducción de una especie transportada por agua de lastre desde un puerto de origen a un puerto de destino y el proceso posterior. Se indican que opciones de gestión se tiene en cada etapa y las posibles actividades a realizar en las distintas fases, para que esta especie no llegue a convertirse en una especie exotica invasora desplazando a especies nativas de la zona.

En la primera fase o pre-introducción de la especies (de color verde en la figura), estas pueden propagarse de muchas maneras diferentes: agua de lastre, biofouling, acuicultura, desechos marinos flotantes, etc. Este estudio se centra en el agua de lastre. Una vez que esta especie es introducida en el vector de transporte, en este caso el buque, la supervivencia dependerá de la adaptación de la especie al nuevo medio. En esta primera fase las opciones de gestión de la futura invasión dependen de los sistemas de agua de lastre que llevan a bordo los buques siguiendo las reglas del Convenio BWM. En este momento las posibilidades de bloqueo de la posible invasión son muy elevadas así como más económicas que en fases posteriores.

En la segunda fase o fase de introducción (de color amarillo en la figura), la especie es librerada junto con el agua de lastre. Si el proceso de intercambio de agua de lastre se ha producido adecuadamente en alta mar y los sistemas de gestión del buque han funcionado correctamente, las posibilidades de que la especie sobreviva son pocas. Pero si alguno de los dos procedimientos no ha funcionado y la especie es liberada en las inmediaciones del puerto de destino existen posibilidades de supervivencia si las condiciones ambientales son las adecuadas. En esta fase, se deberá de realizar una monitorización de la especie para ver si sobreviven a su nuevo medio.

En la tercera fase o pos-introdución (de color rojo en la figura), la especie ha conseguido sobrevivir en la nueva zona, se ha estabilizado y ha conseguido desplazar o incluso eliminar

a las especies nativas que competían con ella en el medio. En los primeros momentos de esta fase la detección temprana y la respuesta rápida por parte de las autoridades competentes en el puerto facilitarán la eliminición de la especie. Pero si la especie se reproduce rápidamente y se expande a zonas aledañas, la eliminación será muy difícil por lo que la gestión del país irá hacia intentar contenerla y controlarla. La monitorización de la especie será fundamental y se deberá de hacer un análisis profundo de los costes-beneficios de la eliminación de la especie.

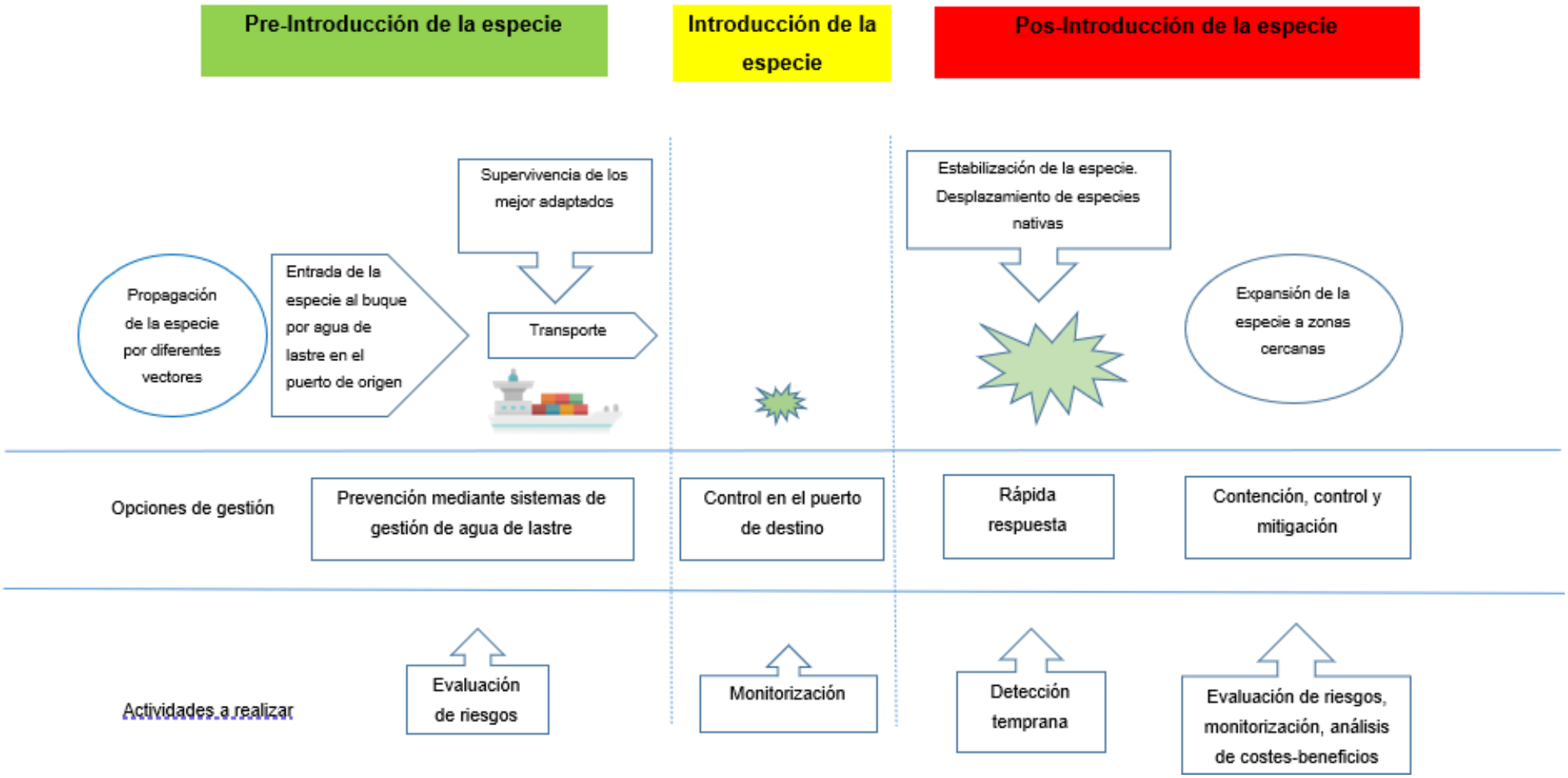


Figura 1: Esquema sobre el proceso de introducción de una especie y sus etapas. Fuente: Elaboración propia.

1.4 Normativa nacional e internacional relacionada con las invasiones biológicas marinas transmitidas por el tráfico marítimo.

Existen varios marcos legislativos tanto nacionales como internacionales que se centran en la introducción, propagación y control de especies invasoras biológicas marinas. Teniendo en cuenta que estas son una importante amenaza para la biodiversidad [2] y que los puertos están reconocidos como una de las mayores puertas de entrada de especies exóticas invasoras producidas principalmente por el tráfico marítimo mediante agua de lastre y biofouling [9], [15], los organismos internacionales como la OMI han articulado políticas orientadas a disminuir este fenómeno. Un ejemplo, es el Convenio de las Naciones Unidas sobre la Diversidad Biológica, ratificado en 1993, mediante el cual se establecían medidas que impedían la introducción de especies invasoras que amenazaban los ecosistemas, aunque todavía en esa década el problema no se relacionaría directamente con la gestión a bordo de los buques.

La Unión Europea en los últimos años ha apostado por impulsar diferentes políticas de protección del medio marino. Dichas políticas se centran en la gestión de la introducción y propagación de posibles especies exóticas invasoras en el medio marino y fundamentalmente las debidas al tráfico marítimo. A continuación, en la Figura 2 , se nombran las políticas más importantes relacionadas con el agua de lastre por orden cronológico que serán desarrolladas en los siguientes apartados.

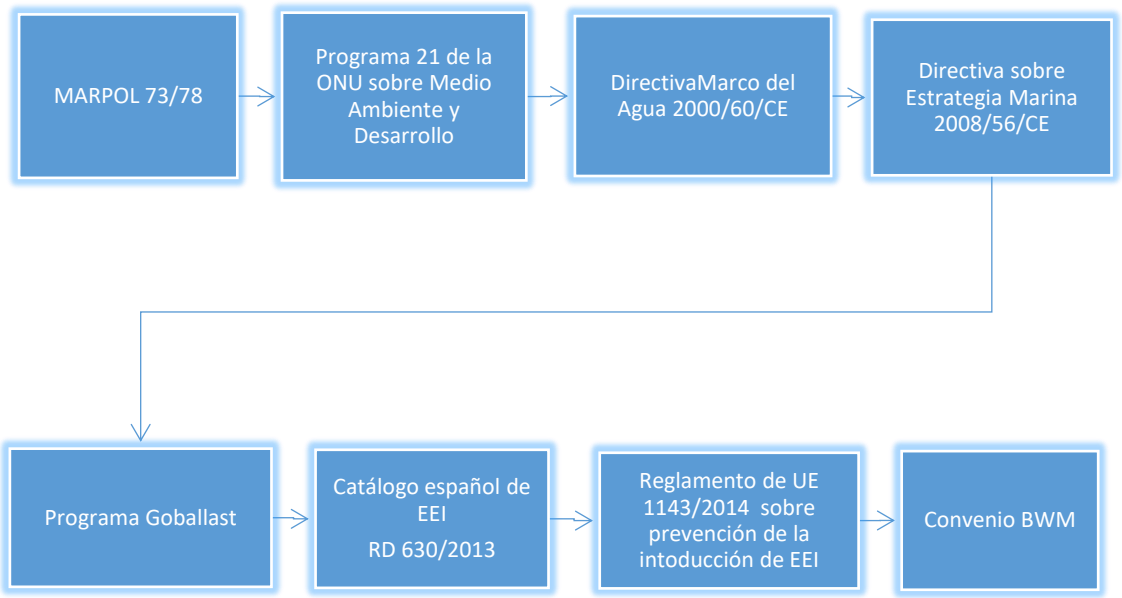


Figura 2: Marco legislativo Internacional sobre invasiones marinas cuyo origen es el transporte marítimo.

1.4.1 Convenio internacional para prevenir la contaminación por los buques. Convenio MARPOL.

El Convenio internacional para prevenir la contaminación por los buques, (International Convention for the Prevention of Pollution from Ships [MARPOL], por sus siglas en inglés), es el principal convenio internacional dedicado a la prevención de la contaminación del medio marino por los barcos a causa de factores de funcionamiento o accidentales. Este convenio también pone su mirada en la problemática del tráfico marítimo, incluyendo derrames de petróleo, el transporte de productos químicos, las basuras, las emisiones producidas por los buques, los sistemas antiincrustaciones y la gestión del agua de lastre [60].

El Convenio MARPOL fue adoptado el 2 de noviembre de 1973 en la sede de la OMI. Una serie de accidentes de buques tanque ocurridos entre 1976 y 1977 como los del petrolero liberiano “Olimpyc Bravery”, frente a la costa norte de Quessant, en Francia; el petrolero liberiano “Saint Peter”, en la bahía Ancón de Sardinas, Ecuador; el petrolero “Urquiola” en el canal de entrada al puerto de A Coruña; el petrolero alemán “Boehlen”, a lo largo de la Isla de Sein; el petrolero “Argo Merchant” en Nantucket Island, Massachusetts y el petrolero liberiano ”Hawaiian Patriot” a 300 millas de la costa de Honolulú, ocasionaron grandes vertidos al mar e hicieron que la OMI adoptase rápidamente el Protocolo de 1978 absorbiendo el Convenio original. Dicho instrumento entró en vigor el 2 de octubre de 1983.

En la secuencia de la Imagen 6 se puede ver, a la izquierda, la humareda producida por el buque Urquiola tras la explosión y vertido de alrededor de 100.000 toneladas de crudo a las rías de Betanzos, Ferrol y Ares. A la derecha, el buque ya fuera de la ría de A Coruña con la mancha producida por el vertido, tras la toma de la decisión de sacarlo a alta mar para alejarlo a 200 millas de la costa.

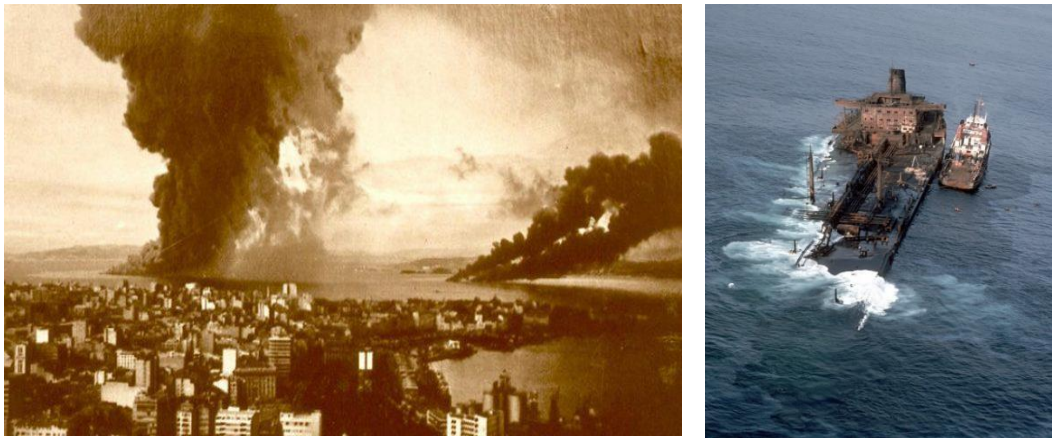


Imagen 6: Secuencia de imágenes del accidente del Urquiola.

En España, el convenio MARPOL entró en vigor el 22 de junio de 1994 mediante un instrumento de ratificación. En él se menciona el agua de lastre, pero siempre refiriéndose a la estabilidad del buque y nunca al posible transporte accidental de especies marinas. En 1997, se adoptó un Protocolo para introducir enmiendas en el Convenio y se añadió un nuevo Anexo VI, que entró en vigor el 19 de mayo de 2005. Dicho anexo establece reglas para prevenir la contaminación atmosférica ocasionada por los buques. Este incorpora límites de emisiones de óxido de azufre y de nitrógeno de los escapes de los buques y la prohibición de emisiones voluntarias de sustancias que agotan el ozono. Para zonas de especial sensibilidad ambiental como el mar del Norte o mar Báltico se establecen normas más estrictas con relación a las emisiones de SOx, NOx y de materias particuladas.

A lo largo de los años, el Convenio MARPOL ha sido objeto de diversas actualizaciones mediante la incorporación de enmiendas como la MEPC.51(32) la cual modifica en el anexo I las reglas 9,10,16, 21 del convenio e introduce, entre otras, las características de los tanques de retención de hidrocarburos o mezclas oleosas [61]; la MEPC.57(33) en la que se designa a la Antártida como una zona especial e introduce un listado de sustancias líquidas en el Anexo II [62] o la MEPC.59(33) en el que se hace una revisión de las directrices para la introducción del Anexo V [63]. En julio de 2005 se produce la primera enmienda relacionada con agua de lastre y las especies invasoras. Sería la resolución MEPC.123(53) para el cumplimiento equivalente de la gestión del agua de Lastre (D3) [64].

Actualmente, el Convenio incluye seis anexos técnicos que abordan la contaminación por los hidrocarburos, sustancias nocivas líquidas transportadas a granel, sustancias perjudiciales transportadas por vía marítima, aguas negras, basura, y finalmente, la prevención de la contaminación atmosférica ocasionada por los buques. En la mayoría de estos anexos se establecen zonas especiales en las que se realizan controles estrictos de las descargas operacionales de los buques como por ejemplo la zona del Ártico Canadiense. Esta zona ya ha sido estudiada en relación a las posibles invasiones biológicas que se podrían dar en un futuro, ya que se espera un aumento elevado del transporte marítimo en la zona debido al calentamiento global del planeta [65], [66].

Este Convenio también especifica requisitos de diseño, equipos y procedimientos para evitar la contaminación de los mares por petróleo, productos químicos transportados a granel, sustancias nocivas transportadas en paquetes, aguas residuales y basura.

1.4.2 Programa 21 adoptado por la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo.

La Agenda 21, más conocido como la Cumbre para la Tierra, es un programa de acción encabezado por la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (CNUMD) que presentó un anteproyecto de medidas que deberían adoptar los estados miembros relacionados con el desarrollo sostenible del planeta desde principios de 1993 hasta el año 2000. El documento está dividido en 4 secciones. La sección I está dedicada a las dimensiones sociales y económicas; la sección II se centra en la conservación y gestión de los recursos para el desarrollo; la sección III trata sobre el fortalecimiento del papel de los grupos principales y por último, la sección VI desarrolla los medios de ejecución [67]

En el capítulo 17 de la sección II de la Agenda se hace referencia a la protección de los recursos oceánicos. Este capítulo se refiere a la “Protección de los océanos y de los mares de todo tipo, incluidos los mares cerrados y semicerrados, y de las zonas costeras, y protección, utilización racional y desarrollo de sus recursos vivos”. En él se establece la necesidad de una mejora en la vigilancia y cumplimiento de protocolos y acuerdos relacionados con la lucha contra la contaminación derivada del sector marítimo.

Tras varios informes realizados por un grupo de trabajo que se generó en el programa de acción integrado por Estados Unidos, Canadá, Reino Unido, Nueva Zelanda, Japón y Australia (como país líder) se observó que se debería de “procurar que las Directrices sobre el agua de lastre sean aplicadas por el mayor número posible de Estados Miembro*”* y “proseguir con las investigaciones sobre prácticas de manejo y procesos de tratamiento del agua de lastre”.

El resultado fue la adopción en 1993 de la resolución A.774(18) de la OMI sobre las “Directrices internacionales para impedir la introducción de organismos acuáticos y agentes patógenos indeseados que pueda haber en el agua de lastre y los sedimentos descargados por los buques” [68]. Dicha resolución sería revocada en 1997 por la Resolución A.868(20), “Directrices para el control y la gestión del agua de lastre de los buques a fin de reducir al mínimo la transferencia de organismos acuáticos perjudiciales y agentes patógenos” de la OMI aprobada por el Comité de Protección del Medio Ambiente (CPMM). En esta resolución se hacen recomendaciones, entre otras, sobre la forma de reducir las posibilidades de introducción de organismos patógenos en el agua de lastre. También sobre como informar a los agentes locales de los buques acerca de

las zonas o situaciones en que debe minimizarse la toma de agua de lastre. En las zonas en las que se conoce la existencia de agentes patógenos y las cercanas a las descargas de aguas residuales los buques deberían de tener la precaución de no tomar agua de lastre. Tampoco es conveniente en aguas poco profundas o en zonas en que las hélices puedan agitar los sedimentos y en la medida de lo posible se debe de evitar las descargas innecesarias de agua de lastre [69].

Por otro lado, se hacen recomendaciones sobre los procedimientos adecuados para el cambio de agua de lastre en alta mar como pueden ser el vaciado y llenado de los tanques en alta mar con la costa más cercana a más de 200 millas; el procediendo de rebose durante el tiempo estimado necesario para conseguir que se reemplace, prácticamente, el total del lastre transportado; o que el lastre que se encuentra a bordo, sino se dan los casos anteriores, debe de ser descargado en instalaciones de recepción y tratamiento especiales que los Estados Rectores de los Puertos deberían disponer para ello.

En los casos anteriores, se ha de tener en cuenta que la seguridad del buque es el principal factor a tener presente en todo momento y que el cambio de lastre en alta mar no debe implicar la pérdida de seguridad ni de estabilidad del buque en ningún momento.

1.4.3 Directiva Marco del Agua, Directiva 2000/60/CE.

La Directiva 2000/60/CE, denominada Directiva Marco del Agua, fue desarrollada por la Unión Europea ante la necesidad de generar una respuesta política en materia de gestión del agua en su territorio. En palabras de la Unión Europea “Establece un marco legislativo que antes no se había alcanzado dentro de la gestión de los recursos hídricos y los ecosistemas relacionados” [70].

Entró en vigor el 22 de diciembre de 2000 en la Unión Europea y dentro del ordenamiento jurídico español se traspone mediante la Ley 62/2003, de 30 de diciembre [71]. Esta ley modificaba el texto refundido de la Ley de Aguas (Decreto Legislativo 10/2001) mediante el artículo 129.

Esta Directiva tiene en cuenta la creciente demanda del agua a nivel comunitario y la necesidad de que dicha agua sea de óptima calidad. Esta calidad se ha visto amenazada estos últimos siglos por muchos factores [11]. Entre los factores destacados en este estudio están los relacionados con la navegación, los usos recreativos y la descarga de aguas residuales. Se ha de tener en cuenta que el agua es un recurso que

regula los ecosistemas y el clima. Por lo que, mediante esta directiva, se intenta introducir medidas para protegerla y garantizar la sostenibilidad del sistema marino.

Aunque la Directiva 2000/600/CE se centra en las aguas dulces de la Comunidad Europea y la gestión de los recursos hídricos también hace hincapié en la necesidad de conservar nuestras costas. Es importante destacar que la cantidad de población humana en un radio de 100 km del mar es aproximadamente tres veces superior a la media mundial. Los habitantes de estas zonas costeras se agrupan en ciudades que son principales núcleos de transporte y comercio marítimo, lo que transforma el entorno marino [72].

Un aspecto innovador, y que hasta este momento no se tenía muy en cuenta en la normativa de la Unión, es la implicación directa de los ciudadanos en la protección del agua. La actuación de las personas de a pie es fundamental para la protección de las aguas porque sin ellas no será eficiente dicha normativa. En la Directiva Marco del Agua se anima a que los miembros consulten con los usuarios del agua para identificar los problemas y posibles soluciones en sus países. Dichas consultas se realizaron de manera exhaustiva para la realización del borrador de los planes de 2015 y tuvieron una duración de seis meses. Cada vez que se realice un nuevo plan, cuya duración es de seis años, se deberá de hacer una nueva consulta al público.

Otro punto fundamental a tener en cuenta con esta directiva es que se establecen unos objetivos medioambientales homogéneos para todos los Estados Miembros con relación a las masas de agua [73]. Hasta el momento, han sido analizados diferentes ecosistemas acuáticos, incluidos ríos, lagos de transición y aguas marinas en los programas de seguimientos desarrollados por la Unión Europea pero solo el 3 % de la información obtenida procede de aguas costeras [74]. Estas aguas contienen hábitats modificados por el hombre, como los puertos, donde la contaminación por agua de lastre o por biofouling está afectando a la biodiversidad local con la consiguiente problemática [75]-[76].

1.4.4 Directiva Marco sobre Estrategia Marina, Directiva 2008/56/CE.

Esta directiva emana del VI Programa de Acción Comunitaria en materia de Medio Ambiente, de la Comunicación de la Comisión de 2002, “Hacia una estrategia de protección y conservación del medio ambiente marino” y de la Comunicación de la Comisión de 2005 “Estrategia temática sobre la protección y la conservación del medio ambiente marino”. Establece en 2008 un marco de acción comunitaria frente a la protección del medio marino (Marine Strategy Framework Directive [MSFD], por sus

siglas en inglés). En esta estrategia destaca la importancia de gestionar las vías de introducción y hace especial hincapié en la disminución del número de nuevas introducciones en países de la Unión Europea [23].

Dicha directiva establece que “los Estados miembros deben adoptar las medidas necesarias para lograr o, sino es posible, mantener un buen estado medioambiental del medio marino como muy tarde para el año 2020” [16]. Se aplica tanto a las aguas, como al lecho marino y al subsuelo situados más allá de la línea de base que sirve para medir la anchura de las aguas territoriales y que se extienden hasta el límite exterior de la zona en que cada estado miembro de la Unión Europea ejerce derechos jurisdiccionales. También se centra en los aspectos del estado medioambiental del medio marino en los que la Directiva 2000/60/CE no haya entrado a valorar.

Cada estado miembro debe de elaborar una estrategia marina para cada región o subregión a la que pertenezca. La directiva se aplica en las zonas marítimas del mar Báltico, el océano Atlántico Nororiental, el mar Mediterráneo, y el mar Negro. En el caso de las costas asturianas, estas forman parte de la región del Océano Atlántico Nororiental y dentro de la subregión Golfo de Vizcaya y las costas ibéricas. En la normativa española, la Directiva 2008/56/CE se hace efectiva a través de la Ley 41/2010, de 29 de diciembre, de protección del medio marino. Posteriormente, esta ley será modificada en el anexo I por el Real Decreto 957/2018, de 27 de julio. Dicha ley incluye aspectos del medio marino que previamente no se habían desarrollado en la legislación española, como la Red de Áreas Marinas Protegidas de España y la regulación de los vertidos en el mar. También se desarrollan políticas de colaboración entre regiones marítimas cercanas [77].

Las acciones que se deberían tomar por parte de los países dentro de la directiva serían las siguientes:

- Realizar de una evaluación inicial del estado ambiental actual de la zona y del impacto de las actividades humanas en el medio marino de cada demarcación marina. En ella se deberían analizar las características de cada zona, los principales impactos que podría tener, y su análisis económico y social.
- Definir el buen estado medioambiental de las aguas marinas.
- Decidir una serie de objetivos medioambientales e indicadores asociados en la zona a estudio.
- Llevar a cabo la elaboración y aplicación de un programa de seguimiento medioambiental marino.

- Realizar un programa de medidas destinado a alcanzar o mantener el buen estado medioambiental.
- Y, por último, dar comienzo al programa de medidas.

En España, se desarrollaron dos convenios marinos regionales para la gestión del medio marino en el amparo de la directiva. En el caso de la protección del medio marino y la región costera del Mediterráneo surgiría el Convenio de Barcelona y, por otro lado, para la región marítima atlántica nacería el Convenio sobre la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste (Convenio OSPAR). Dicho convenio surge de los convenios de Oslo y París, los cuales fueron sustituidos por no combatir algunas de las fuentes de contaminación del medio marino y de los efectos producidos por las actividades humanas sobre este, entraría en vigor en 1998.

En el periodo que se ha realizado este estudio, el OSPAR llevó a cabo una estrategia para prevenir y detener la pérdida de biodiversidad, proteger y conservar los ecosistemas y, si fuese posible, recuperar las zonas marinas que hubiesen padecido efectos nocivos. La estrategia que se siguió fue crear instrumentos como una lista de especies y hábitats amenazados o en declive para los que habría que desarrollar programas y medidas; la creación de una red adecuada de Áreas Marinas Protegidas que incluyera zonas más allá de las aguas jurisdiccionales y la gestión integrada de las actividades humanas para reducir el impacto de estas actividades en el medio marino.

La coordinación nacional se realiza mediante la Comisión Interministerial de Estrategias Marinas (CIEM) según el Real Decreto 715/2012, de 20 de abril [78]. Las principales funciones que tiene la comisión son la elaboración, aplicación y seguimiento de la planificación del medio marino. Esta Comisión tiene 7 grupos de trabajo sobre Biodiversidad marina; Cartografía marina; Datos marinos y un grupo técnico de Ordenación del espacio marítimo.

Por otro lado, teniendo en cuenta lo establecido en el artículo 22 de la Ley 41/2010, se crearon Comités de Seguimiento de las estrategias marinas, mediante Orden AAA/705/2014, de 28 de abril de 2014. En dicha orden se establece la composición, funciones y régimen de funcionamiento, y se genera un Comité para cada una de las demarcaciones marinas. Cada Comité tiene por objeto la coordinación entre la Administración General del Estado y las comunidades autónomas en materia de estrategias marinas. Pero en estos grupos y estrategias no se ve claramente que se realice una política conjunta de análisis de riesgos por agua de lastre de los buques que arriban en los puertos de los países que entran a formar parte del OSPAR. La directiva

marco sobre estrategia marina se modificó en mayo de 2017 mediante la Directiva 2017/845 en lo que se refiere a las listas indicativas de elementos que se deben de tener en cuenta a la hora de elaborar estrategias marinas [79].

1.4.5 Programa Globallast.

Ante el problema del agua de lastre, en el año 2000, la OMI junto con el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM) el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (United Nations Development Programme [UNPD], por sus siglas en inglés), los gobiernos miembros y la industria naviera crearon la fase piloto del conocido Programa Globallast o Programa Mundial de Gestión del Agua de Lastre. El título completo de este proyecto era "Eliminación de los obstáculos a la aplicación efectiva de las medidas de control y gestión del agua de lastre en los países en desarrollo" y tenía como objetivo general ayudar a países menos industrializados a abordar dicha problemática. El desarrollo de este se centró en ayudar a los países en desarrollo a reducir la transferencia de organismos acuáticos perjudiciales y agentes patógenos en el agua de lastre de los buques, así como a implantar el Convenio Internacional para el Control y Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos de los Buques en 2004 (Ballast Water Management [Convenio BWM], por sus siglas en inglés).

Se trataba de un programa inicialmente de tres años, de marzo de 2000 a marzo de 2003, que se prorrogó hasta diciembre de 2004. Tuvo un presupuesto total de 10,2 millones de dólares, de los cuales 7,39 millones fueron aportados por el FMAM y 2,8 millones fueron cofinanciación de los seis países piloto [80]. Esta primera fase se extendió por seis regiones en desarrollo (China, Irán, Ucrania, India, Brasil y Sudáfrica) y ante el éxito obtenido se extendió a otras regiones. El programa prestaba un servicio de asistencia técnica a los países menos industrializados para aplicar el nuevo régimen de aguas de lastre que la OMI introduciría con el Convenio BWM. Dicha ayuda era realizada por la Unidad de Coordinación del Programa de la primera fase. Una parte muy importante del programa fue garantizar la coordinación entre cada región y la coherencia con el régimen internacional. Dado que el transporte marítimo es una industria internacional, la única manera eficaz de solucionar los problemas relacionados con el transporte marítimo es a través de un sistema internacional estandarizado.

Tras la finalización de la fase piloto en 2004, y con el objetivo de aprovechar los progresos realizados en ella, nacería a finales de 2007 el proyecto GloBallast Partnerships 2007-2017, cuyo significado sería la creación de asociaciones para ayudar a los países en desarrollo a reducir la transferencia de organismos acuáticos nocivos en

el agua de lastre de los buques. En su comienzo fue planificado con una duración de cinco años, de octubre de 2007 a octubre de 2012, pero el comité ejecutivo del proyecto acordó finalmente ampliarlo hasta junio de 2017 debido a los resultados más que satisfactorios. Todo ello haciendo hincapié en las reformas políticas, jurídicas e institucionales de dichos países y poniendo un especial énfasis en la gestión integrada.

El Globallast está subvencionado por el FMAM, con cofinanciación de la OMI, los países participantes en el proyecto y el sector privado. Es ejecutado por el UNPD y la OMI a través de la unidad de coordinación del programa (Project Coordination Unit [PCU], por sus siglas en inglés). Por otro lado, existen otros agentes implicados como industrias navieras y portuarias, administraciones nacionales, organizaciones internacionales no gubernamentales de defensa del medio ambiente y otras partes que pueden ir uniéndose a medida que se desarrolla el programa.

Los beneficiarios del programa son 15 países principales, Argentina, Bahamas, Chile, Colombia, Croacia, Egipto, Ghana, Jamaica, Jordania, Nigeria, Panamá, Trinidad y Tobago, Turquía, Venezuela y Yemen. Y más de 70 países asociados con un marco que se reproducirá en todas las regiones.

En la gestión del proyecto se establece una PCU dentro de la división de Medio Ambiente Marino, (Marine Environment Division [MED], por sus siglas en inglés), que está ubicada en la sede de la OMI en Londres. Esta cuenta con el apoyo, las instalaciones y los servicios de la OMI. Uno de los focos más relevantes es la coordinación de las actividades del programa con otras actividades de la OMI, en especial la adopción del convenio de la OMI sobre la gestión del agua de lastre y el Programa Integrado de Cooperación Técnica de la OMI.

En los países principales se establecieron Centros de Referencia Nacional (National Focal Points [NFP], por sus siglas en inglés), y Coordinadores Nacionales de Proyectos (National Project Coordinators [NPC], por sus siglas en inglés). En cada uno de los países asociados se eligieron líderes, apoyados por Grupos de Trabajo Nacionales (National Task Forces [NTF], por sus siglas en inglés), interministeriales/intersectoriales. En general, el Proyecto está asesorado por un Grupo de Trabajo del Proyecto Global (de Global Project Task Force [GPTF], por sus siglas en inglés). Este grupo está formado por representantes del FMAM, el PNUD, la OMI, los países participantes, el sector del transporte marítimo, las ONG medioambientales internacionales y otras posibles partes que puedan contribuir al programa de forma significativa y que se pueden ir uniendo a este según la necesidad.

Una estructura similar funciona a nivel regional y nacional, como se puede ver en la Figura 3: Estructura de la gestión del programa Globallast. con la participación de los Puntos Focales Nacionales y otras partes relevantes en las reuniones del Grupo de Trabajo Regional (Regional Task Force [RTF], por sus siglas en inglés), y de forma similar en las reuniones del Grupo de Trabajo Nacional (National Task Force [NTF], de sus siglas en inglés). Los miembros del NTF informarán al RTF, y a su vez los miembros del RTF informarán al GPTF. Con este mecanismo en marcha, la información se difunde y las actividades se coordinan entre todas las partes, a todos los niveles. Esto permite compartir experiencias y aprender de ellas a nivel mundial, lo que contribuye a alcanzar los principales objetivos del proyecto.

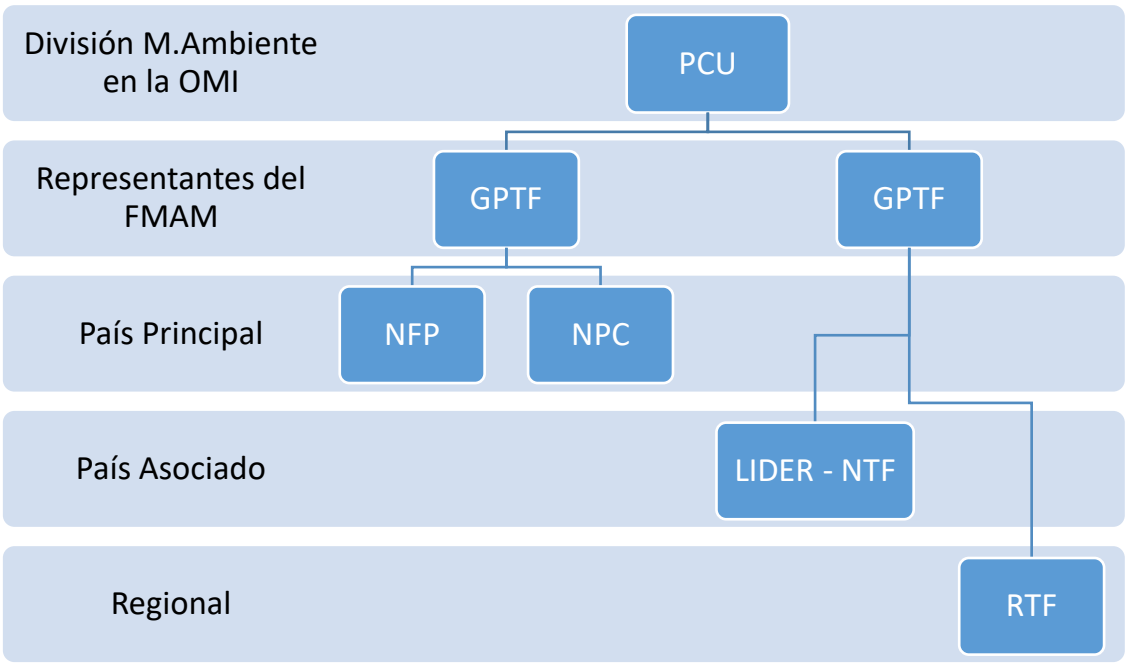


Figura 3: Estructura de la gestión del programa Globallast.

Los resultados obtenidos con este programa han sido muy relevantes en el sector. Se han desarrollado herramientas globales para apoyar las reformas legales, políticas e institucionales relacionadas con la problemática del agua de lastre. También se llevaron a cabo formaciones en los países en desarrollo para la gestión. Se formaron grupos de trabajo regionales en 9 subregiones en desarrollo y se elaboraron estrategias y planes de acción regionales en los que participan más de 100 países. La asistencia en la redacción de legislaciones nacionales también ha impulsado la ratificación del Convenio BWM, ya que más del 75 % de los países que lo han ratificado eran países en desarrollo dentro del programa. Por último, el proyecto desempeñó un papel muy importante en la transformación del mercado en el ámbito de las tecnologías de tratamiento del agua de

lastre, un mercado cuyo valor se prevé en más de 35.000 millones de dólares en los próximos 10 a 15 años [80].

1.4.6 Real Decreto 630/2013, que regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras.

España cuenta con alrededor de 8.000 kilómetros de costa por lo que tiene una gran preocupación por la expansión de especies transportadas por buques de manera involuntaria. En el territorio nacional, desde 1995, la introducción o liberación sin autorización de especies alóctonas perjudiciales para el medio se considera delito. Uno de los objetivos fundamentales en las normativas de protección del medio marino es lograr o mantener su buen estado medioambiental con una fecha límite de 2020 [81]

Para una regulación más eficiente de las especies exóticas invasoras tanto del territorio terrestre como marino se crea el Real Decreto 630/2013 que regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras y que emana del artículo 64 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. En dicho catálogo se establece que especies y subespecies deben de ser incluidas en él teniendo en cuenta su peligrosidad tanto para las especies autóctonas, como para los ecosistemas y para los recursos tanto naturales como económicos de la zona [82].

Las especies exóticas invasoras, a partir de ahora EEI, son definidas por este decreto y por la OMI como

> Aquella que se introduce o establece en un ecosistema o hábitat natural o seminatural y que es un agente de cambio y amenaza para la diversidad biológica nativa, ya sea por su comportamiento invasor, o por el riesgo de contaminación genética [81].

En nuestro país, especies como el Mejillón Cebra o el Caracol Manzana son EEI que causan estragos económicos, pesqueros y en nuestra biodiversidad. Un ejemplo muy claro del peligro de la expansión de EEI y que está asolando las aguas del mar Mediterráneo es el alga *Rugulopteryx okamurae* [83]. Dicha especie se sospecha que llegó a nuestras aguas en los tanques de lastre de buques mercantes hace ya más de cinco años procedentes del pacifico noroccidental. Existen evidencias científicas de que la introducción de esta alga, así como de otras EEI en el mar Mediterráneo surge como consecuencia de nuevos canales construidos por el ser humano, como en este caso el Canal de Suez. Dicho canal fue inaugurado en 1869 y modificó las rutas más habituales tomadas por los buques mercantes hasta esos días. Desde esta fecha ha incrementado

la dispersión de especies marinas debido en gran parte al agua de lastre e incrustaciones transportadas por barcos que utilizan esta vía de tránsito [24]. En el mar Cantábrico especies como la *Styela clava* procedente de la costa del Pacífico crea grave consecuencias en los criaderos de mejillones y ostras ya que pueden alcanzar densidades extremas en poco tiempo y competir con los organismos autóctonos por el alimento [84].

Otros términos importantes definidos en este real decreto a los que se hará referencia más adelante son las especies nativas o autóctonas que son “aquellas que existen dentro de su área de distribución y de dispersión natural”.

La especie naturalizada también está definida y es “aquella especie exótica establecida en el ecosistema con carácter permanente”, introducida legalmente antes de la entrada en vigor de la Ley 42/2007, y respecto de la que “no existan indicios ni evidencias de efectos significativos en el medio natural en que habita, presentando además un especial interés, social o económico”.

La especie exótica o alóctona o no autóctonas también se define como

> Especies y subespecies, incluyendo sus partes, gametos, semillas, huevos o propágulos que pudieran sobrevivir o reproducirse, introducidos fuera de su área de distribución natural y de su área potencial de dispersión, que no hubiera podido ocupar sin la introducción directa o indirecta, o sin el cuidado del hombre [81].

En el real decreto se define también los taxones integrados dentro del catálogo y hace que dicho catálogo sea una herramienta dinámica, con posibilidades de cambio y actualización constante. Se entiende taxón “como grupo de organismos con características comunes”. El procedimiento que se ha de seguir para dicha actualización se establece en el artículo 5 e indica cómo se debe de incluir o expulsar un taxoma. La aprobación final requiere que se realice por orden ministerial y que sea publicado en el Boletín Oficial del Estado, en adelante BOE.

El Real Decreto 216/2019 ha constituido la primera modificación del Catálogo. En él se aprobó la lista de especies exóticas invasoras preocupantes para la región ultraperiférica de las islas Canarias y es un claro ejemplo de la implicación del transporte marítimo en la introducción de EEI en sus aguas [85]-[86].

En el artículo 10 del Real Decreto 630/2013 “medidas de lucha contra las especies exóticas invasoras” se especifica que debe de ser la **Dirección General de la Marina Mercante**, que es el organismo competente de la Administración General del Estado, quien debe de aplicar las medidas de prevención, gestión y control de las especies incluidas en el catálogo en lo que respecta a las actividades recreativas y deportivas desarrolladas en las aguas continentales y marinas. En lo concerniente al agua de lastre este órgano debe de ser también el encargado de que se apliquen las medidas establecidas en el Convenio BWM, así como en los sucesivos convenios regionales relacionados.

En la Figura 4: Procedimiento en caso de que se produzca una detección de una nueva EEI. Fuente: RD 630/2013., se puede ver el procedimiento que se ha de seguir en caso de que se produzca una detección de una nueva EEI y, en especial, si esta está incluida dentro del Catálogo Español de EEI.

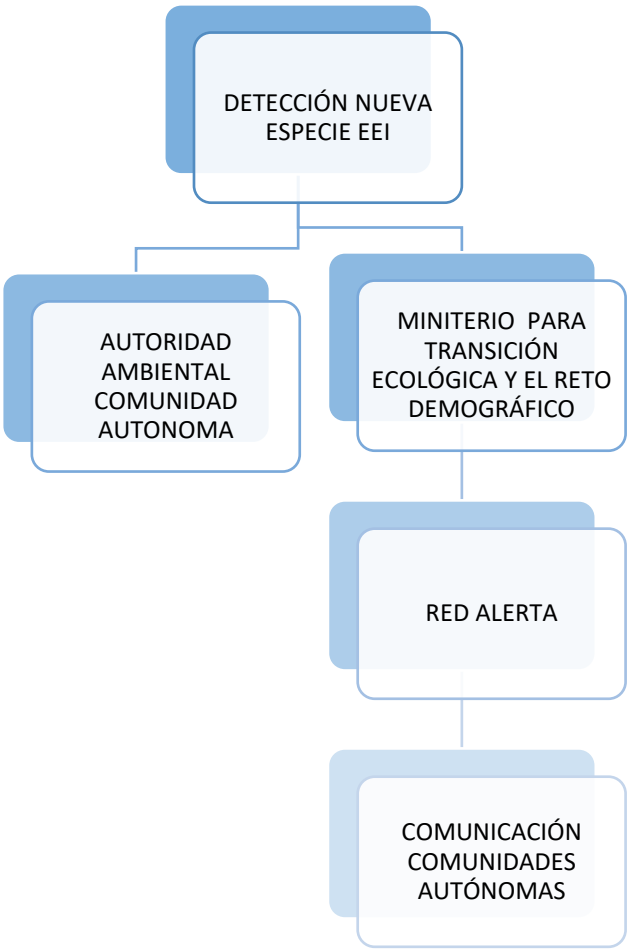


Figura 4: Procedimiento en caso de que se produzca una detección de una nueva EEI. Fuente: RD 630/2013.

Varios apartados de este real decreto fueron modificados con posterioridad. Uno de los cambios más relevantes se introduce en la disposición final 1.3 del Real Decreto 216/2019, de 29 de marzo en la que cualquier persona u organismo podrá pedir a la Dirección General de Biodiversidad y Calidad Ambiental del Ministerio para la Transición Ecológica, la valoración del procedimiento de inclusión o exclusión de una especie en el Catálogo. La solicitud realizada tiene que estar justificada científicamente y habrá un periodo de 6 meses como máximo para que la Dirección tome una decisión también justificada [87].

1.4.7 El Reglamento de UE Nº 1143/2014 sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras.

Una amplia proporción de especies exóticas invasoras se introducen en la Unión Europea de forma no intencionada. Resulta, por tanto, de máxima importancia gestionar con mayor eficacia las vías de introducción accidentales. Ya que dicha introducción constituye una amenaza importante para el medio ambiente desde la Unión Europea se articuló el Reglamento (UE) 1143/2014, del 22 de octubre de 2014. Dicho reglamento se enmarca dentro de la legislación de la Unión Europea que intenta frenar la introducción de EEI tanto de manera accidental como intencionada [88].

Este establece disposiciones para prevenir y gestionar la introducción y propagación de especies exóticas invasoras en la Unión Europea. Tiene como objetivos principales reducir al máximo y mitigar los efectos adversos de las EEI sobre la biodiversidad y los ecosistemas de la Unión Europea, así como sobre la salud de las personas y la economía. El reglamento hace especial hincapié en la necesidad de frenar la introducción en etapas tempranas, ya que si la especie ya está asentada en un territorio será muy difícil su eliminación e incluso, muchas veces, económicamente no será rentable dicha eliminación [88]. Este Reglamento se fundamenta en una lista de especies exóticas invasoras de interés para la Unión.

La primera lista que se realizó entró en vigor el 3 de agosto de 2016. Un año después se actualizó y entró en vigor el 2 de agosto de 2017. La segunda actualización de la lista entró en vigor el 15 de agosto de 2019. Para que una especie sea introducida en la lista del Reglamento tiene que ser propuesta por un Estado miembro o de la Comisión Europea, de acuerdo al artículo 4 del reglamento. El procedimiento a seguir por parte de este país es presentar una evaluación de riesgos que será revisada por el Foro Científico. Este, emitirá una opinión sobre el documento presentado e indicará si es sólido y adecuado. Por otro lado, mientras que el Foro Científico está analizando el texto

se recomienda a las partes interesadas presentar evidencias adicionales para una posible mejora.

Los criterios de la evaluación de riesgos deben basarse según el Artículo 13 del reglamento en

> Normas nacionales e internacionales existentes, y deben incluir diferentes aspectos de las características de las especies, el riesgo y formas de introducción en la Unión, los efectos adversos sociales y económicos, y los relativos al impacto sobre la biodiversidad de las especies, los posibles beneficios de los usos y los costes de la mitigación para sopesarlos con los efectos adversos, así como en una evaluación de los costes potenciales por daños medioambientales, económicos y sociales que demuestre la importancia para la Unión, con objeto de dar una mayor justificación a la acción. A fin de desarrollar el sistema de forma progresiva y de aprovechar la experiencia adquirida, el enfoque global debe evaluarse a más tardar el 1 de junio de 2021 [88].

Una vez que el Foro Científico considera su opinión positiva, la propuesta se trasladará al Comité de Especies Exóticas Invasoras y este emitirá la lista final. Esta lista está sujeta a la opinión positiva del Comité IAS [18]. Tras la publicación de la lista de EEI se traslada a los países de la UE que disponen de tres años para preparar sus propios planes de acción frente a las vías de introducción y prevenir la su propagación no intencionada. Sin embargo, a excepción de *Plotosus lineatus*, que se ha introducido en la lista en 2019, ninguna otra especie marina está incluida entre las EEI que preocupan a la Unión.

Uno de los aspectos relacionado con el agua de lastre se puede ver en el artículo 21 de dicho reglamento donde se expone que

> La acción en este ámbito tiene que ser gradual, dada la relativamente limitada experiencia en este campo. Tal acción debe incluir medidas voluntarias, tales como las propuestas por las directrices de la Organización Marítima Internacional para el control y la gestión de la bioincrustación de los buques, y medidas obligatorias. Esa acción debe aprovechar la experiencia adquirida en la Unión y los Estados miembros a la hora de gestionar determinadas vías de introducción, incluyendo medidas establecidas mediante el Convenio internacional para el control y la gestión del agua de lastre y los sedimentos de los buques adoptado

> en 2004. En consecuencia, la Comisión debe adoptar todas las medidas adecuadas para animar a los Estados miembros a ratificar dicho convenio [88].

También el reglamento habla en el artículo 22 de la necesidad de una detección temprana

> Dado que los sistemas de vigilancia ofrecen el medio más adecuado para una detección temprana de las nuevas especies exóticas invasoras, así como para la determinación de la distribución de las especies ya establecidas, dichos sistemas deben incluir estudios tanto específicos como generales y beneficiarse de la participación de diferentes sectores y partes interesadas, incluyendo las comunidades regionales y locales. Los sistemas de vigilancia deben implicar prestar una atención permanente a cualquier nueva especie exótica invasora en cualquier lugar de la Unión y tener como finalidad ofrecer una visión eficaz y completa a escala de la Unión. En aras de la eficiencia y la rentabilidad, deben aplicarse los actuales sistemas de control, vigilancia y seguimiento aduanero ya establecidos en el Derecho de la Unión, especialmente los recogidos en las Directivas 92/43/CEE, 2000/60/CE, 2008/56/CE y 2009/147/CE [88].

Y, por último, resalta la necesidad de un sistema centralizado de información que se refleja en el artículo 28

> Debe respaldarse un sistema que haga frente a las especies exóticas invasoras con un sistema de información centralizado que recopile la información existente sobre especies exóticas en la Unión y permita acceder a la información sobre la presencia de especies, su propagación, ecología, historial de invasión y cualquier otra información necesaria para respaldar las decisiones políticas y de gestión y permitir también el intercambio de buenas prácticas [88].

Por todo ello, los Estados miembros de la UE deben emprender acciones adecuadas para prevenir la introducción y la propagación de las especies incluidas en la lista, aplicar herramientas eficaces de detección temprana y protocolos de erradicación rápida para las nuevas introducciones, y adoptar medidas de gestión para las que ya están ampliamente extendidas [89]-[90].

1.4.8 Convenio Internacional para el Control y Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos de los Buques. Convenio BWM.

Este convenio es el instrumento utilizado por la OMI para el control y la gestión del agua de lastre. El movimiento de masas de agua a nivel mundial es uno de los vectores reconocidos internacionalmente como culpables de invasiones biológicas acuáticas [4], [19]. La implantación del Convenio BWM contribuye al alcance de varios Objetivos de Desarrollo Sostenible, en adelante ODS, de las Naciones Unidas, en particular, el ODS 14 sobre la vida submarina que trata el uso sostenible de los océanos; y el ODS 15, que incluye objetivos relacionados con la biodiversidad para reducir la propagación de especies invasoras [91].

La OMI antes de la entrada en vigor del Convenio BWM había intentado mediante diversas resoluciones disminuir la problemática que ocasionaba el agua de lastre. En 1991, mediante el MEPC adoptó las directrices internacionales para impedir la introducción de organismos acuáticos y agentes patógenos indeseados que pueda haber en el agua de lastre y en los sedimentos descargados por los buques, resolución 50(31) [20]. En 1993, la Asamblea adoptó la resolución A.774(18), basada en las normas tomadas por el MEPC en 1991 [21]. La resolución solicitaba al MEPC y al Comité de Seguridad Marítima (Maritime Safety Committee [MSC], por sus siglas en inglés), mantener las normas bajo revisión con vistas a desarrollar la aplicación internacional de las disposiciones legales obligatorias.

Posteriormente, en 1997 la Asamblea de la OMI adoptó la resolución A.868(20) en la que se establecían Normas para el Control y Manejo del agua de lastre de los buques para minimizar la transferencia de organismos acuáticos dañinos y patógenos [22]. Consciente de ese grave problema para el medio marino la OMI redactó y aprobó el Convenio BWM para ayudar a detener la propagación de los organismos acuáticos y agentes patógenos potencialmente perjudiciales en el agua de lastre.

Se marcó como objetivo principal “evitar la propagación de organismos acuáticos perjudiciales de una región a otra, estableciendo normas y procedimientos para la gestión y el control del agua de lastre y los sedimentos de los buques”[92].

La Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, en su artículo 196, facilitó, en 1982, el marco por el que se requiere a los Estados que cooperen para prevenir, reducir y controlar la contaminación del medio marino causada por el hombre. En él se incluía la introducción intencionada o accidental en el mar de especies extrañas o nuevas en una zona.

Fue un proceso muy largo debido tanto a los diferentes intereses de los países, como a los problemas económicos y estructurales de la implantación de los equipos que deben de llevar los buques para su cumplimiento, pero el 13 de febrero de 2004 la OMI adoptó en Londres el Convenio. Los Estados Miembros de la OMI adoptaron poco a poco el tratado y en diversas fechas. Esto dependía en gran medida del año de construcción de los buques y su capacidad de agua de lastre. Las fechas clave eran 2009, 2012 y 2016. Pero estas fechas se fueron alcanzando antes de que el tratado consiguiese un número suficiente de ratificaciones para cumplir los criterios de entrada en vigor. La OMI estipuló en el artículo 18 que para la entrada en vigor de este convenio deberían de pasar 12 meses tras la adopción por parte de al menos el 30 % de los estados cuya suma de sus flotas fuese como mínimo el 35 % del tonelaje bruto mundial de la marina mercante.

En la Tabla 3, se pueden ver los requisitos específicos para el Control y Gestión del Agua de Lastre y Sedimentos de los buques, de los Estados que hayan ratificado el Convenio BWM, dependiendo de la fecha de construcción y su capacidad de agua de lastre desarrollados en la Regla B-3 de dicho convenio. En esta regla se habla de la gestión del agua de lastre para los buques y no se aplicará a aquellos que descarguen el agua de lastre en instalaciones en puerto cuyo fin sea recepcionar agua de lastre según las directrices establecidas por la OMI.

Tabla 3: Requisitos Específicos para Control y Gestión del Agua de Lastre y Sedimentos de los buques Bajo la Regulación B-3.

Fecha de Construcción	**Capacidad del Agua de Lastre(m^3)**	**Estándares** **D-1 sobre el cambio de agua de lastre** **D-2 eficacia de la gestión del agua de lastre a bordo**
Antes del 2009	< 1500 ó > 5000	Debe de cumplir por lo menos con la regla D-1 ó la D-2 hasta 2016. Después pasa a ser obligatoria, como mínimo, la D-2
Antes del 2009	1500 – 5000	Debe de cumplir por lo menos con la regla D-1 ó la D-2 hasta 2014. Después pasa a ser obligatoria, como mínimo, la D-2
Durante/Después 2009	<5000	Debe cumplir como mínimo la regla D-2.
Durante/Después 2009 pero antes de 2012	≥ 5000	Debe de cumplir por lo menos con la regla D-1 ó la D-2 hasta 2016. Después pasa a ser obligatoria, como mínimo, la D-2
Durante/Después 2012	≥ 5000	Debe cumplir como mínimo la regla D-2.

Los Gobiernos Miembros de la OMI, reconociendo este hecho, acordaron que “cuando entrase en vigor el tratado se seguiría teniendo en cuenta la introducción gradual, tal y como constaba en el texto original, pero con fechas que no pudiesen quedar obsoletas”.

De esta manera, quedó en evidencia que las ratificaciones necesarias para cumplir lo establecido para la entrada en vigor del Convenio tardaría varios años en llegar y, por lo tanto, irían más allá de las fechas esperadas inicialmente. La puesta en marcha del tratado dependía de sumar suficientes ratificaciones por los Estados Miembro. También, existía la dificultad de que no había sistemas adecuados de gestión del agua de lastre disponibles y se tenían que elaborar todavía directrices para respaldar el Convenio. Sin embargo, estas cuestiones se fueron poco a poco subsanando en el trascurso del tiempo.

El Convenio está estructurado en 5 secciones como se puede observar en la Figura 5. La sección A introduce las disposiciones generales del Convenio y está dividida en 5 reglas. La sección B habla sobre las prescripciones de gestión y control aplicables a los buques, está distribuida en 6 reglas y entre ellas están las concernientes al plan de gestión, el libro de registro, el cambio del agua de lastre y la formación. La sección C con las prescripciones especiales para ciertas zonas esta está dividida en 3 reglas. La sección D sobre normas para la gestión del agua de lastre, aunque está dividida en 5 reglas es la sección a la que más resoluciones de la MEPC hacen referencia. Y, por último, la sección E en la que se especifican las prescripciones sobre reconocimiento y certificación para la gestión del agua de lastre y dicha sección se desarrolla mediante 5 reglas.

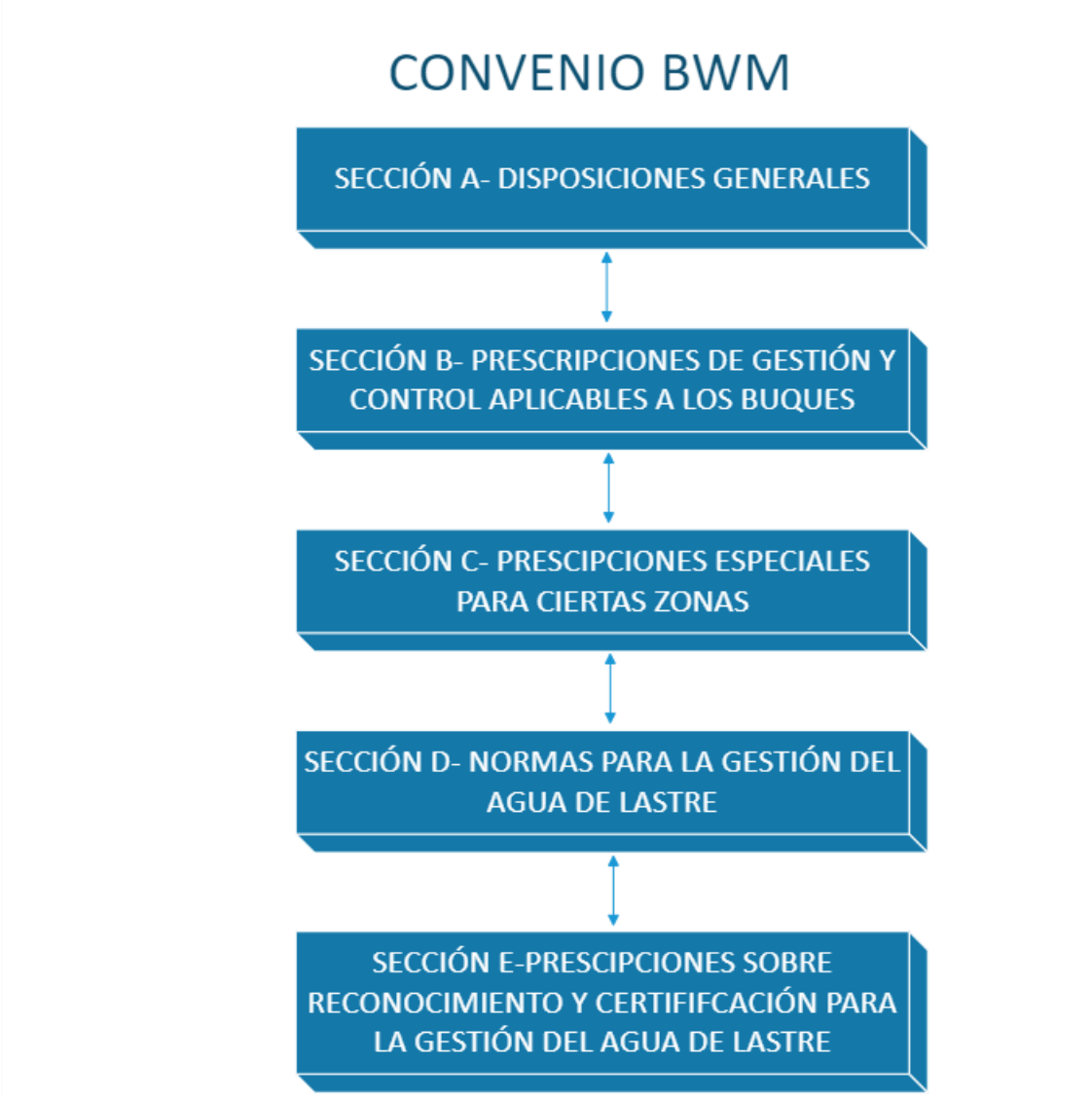


Figura 5: Secciones en las que se divide el BWM. Fuente: Elaboración propia.

Con relación a nuestro país, el Gobierno de España fue uno de los primeros países en interesarse por adherirse al Convenio. Este fue aprobado y ratificado el 20 de julio de 2005, habiendo sido publicado en el BOE núm. 282, de 22 de noviembre de 2016 [24]. Eso implica que los buques que entren en puertos nacionales desde la entrada en vigor sean o no españoles deben de cumplir lo que marca el Plan de Gestión del Agua de Lastre. Por lo que deben de llevar instalado el equipo pertinente, realizar las operaciones que marca el Convenio y anotar dichas operaciones en el Libro de Registro del Agua de Lastre [24].

Aunque España ratificó el convenio en 2004 no fue hasta el 8 de septiembre de 2016 cuando se llegó al porcentaje necesario para su adopción gracias a la firma de Finlandia. Finalmente, el convenio entró en vigor el 8 de septiembre de 2017.

Desde esa fecha los buques deben gestionar su propia agua de lastre para suprimir o neutralizar los organismos acuáticos o patógenos que pudieran viajar en el agua de lastre antes de que sea descargada en un nuevo punto. Con esto, lo que se pretende es prevenir la propagación de los organismos acuáticos y de agentes patógenos potencialmente perjudiciales tanto para el hombre como para el medio. En este convenio se incluyen los procedimientos para minimizar la introducción de especies exóticas por la descarga del agua de lastre, protegiendo a la vez la seguridad de los buques, y proporcionando un régimen igualitario para la gestión del agua de lastre para todos los Estados Miembro.

Para que el Convenio llegue a ser eficaz debe de haber una implicación real de varios actores tanto nacionales como internacionales. A continuación, en la Figura 6, se pueden observar los más importantes que toman parte en las medidas de gestión de agua de lastre en España extrapolables a cualquier país parte, y que sin ellos es poco probable el éxito del Convenio BWM.

Figura 6 :Partes más importantes para el éxito de las medidas de gestión de agua de lastre en España. Fuente: Globallast Partnerships, OMI.

El Convenio se aplica a los buques registrados en Estados Contratantes que toman y utilizan agua de lastre durante viajes internacionales excepto los buques mencionados en el Artículo 3 que se indica a continuación:

a. Buques que no estén diseñados o construidos para transportar agua de lastre.
b. Buques que solo operan en aguas locales de una sola autoridad (parte), o en aguas locales de una sola autoridad y en alta mar.
c. Buques de guerra, auxiliares navales u otros buques de propiedad de un estado y operados por este y utilizados únicamente en servicios gubernamentales no comerciales.
d. Buques con agua de lastre permanente en tanques precintados que no se descarga.

En el caso de los buques que operen normalmente en aguas locales y los que tengan que realizar un viaje entre dos lugares “podrán obtener una exención con arreglo a la regla A-4 siguiendo la circular orientativa de la OMI BWM” [93].

Los buques que enarbolen el pabellón de un Estado que no ha ratificado el convenio BWM no están en la obligación de tener los certificados pertinentes. No obstante, los Estados rectores de Puerto confían en que todo buque cumpla con las normas establecidas por el Convenio. Si no se podría dar una situación más favorable a dichos barcos e injusta para los buques de países firmantes de este. A partir de la fecha de entrada en vigor, los buques en tráfico internacional deben gestionar su propia agua de lastre y los sedimentos, de conformidad con un plan de gestión del agua de lastre específico a cada buque.

Tras la entrada en vigor del Convenio, la OMI estableció un calendario de la entrada en vigor de las normas obligatorias para todos los buques de los países firmantes del Convenio. En la Figura 7 se puede observar dicho cronograma. En él se establece que, tras la entrada en vigor, el 8 de septiembre de 2017, los buques nuevos deben de cumplir con lo establecido en la regla D-2 en la que se habla de la eficacia de la gestión del agua de lastre. Todos los buques están en la obligación de tener un plan de gestión del agua de laste, un libro de registro y un Certificado internacional de gestión de dicha agua. Los buques ya existentes han de cumplir como mínimo la norma D-1, sobre el cambio de agua de lastre, o elegir la instalación en tierra para la gestión del agua de lastre o cumplir con la norma D-2, para la eficacia de la gestión del agua de lastre a bordo.

El Convenio también se relaciona con el MARPOL, ya que los buques que estén sometidos a un reconocimiento de renovación concerniente con el Certificado Internacional de Prevención de la Contaminación por Hidrocarburos (International Oil Pollution Prevention Certificate [IOPP] por sus siglas en inglés), tras el 8 de septiembre de 2019, tendrán que cumplir la norma D-2 antes de la fecha de su renovación. El Certificado IOPP se expide a cada buque nuevo después de que un inspector designado lo haya revisado y haya comprobado que cumple el convenio MARPOL. El certificado detalla todos los equipos de separación y filtrado de aguas oleosas, así como los equipos de control asociados exigidos por el Convenio.

Si el reconocimiento previo se ha realizado entre el 8 de septiembre de 2014 y el 8 de septiembre de 2017 deberá de cumplir con la norma D-2 en el siguiente reconocimiento teniendo fecha límite el 8 de septiembre de 2022. Si el reconocimiento de renovación

previo se ha realizado antes del 8 de septiembre de 2014 entonces el buque podrá esperar hasta el 8 de septiembre de 2019 para hacer el reconocimiento.

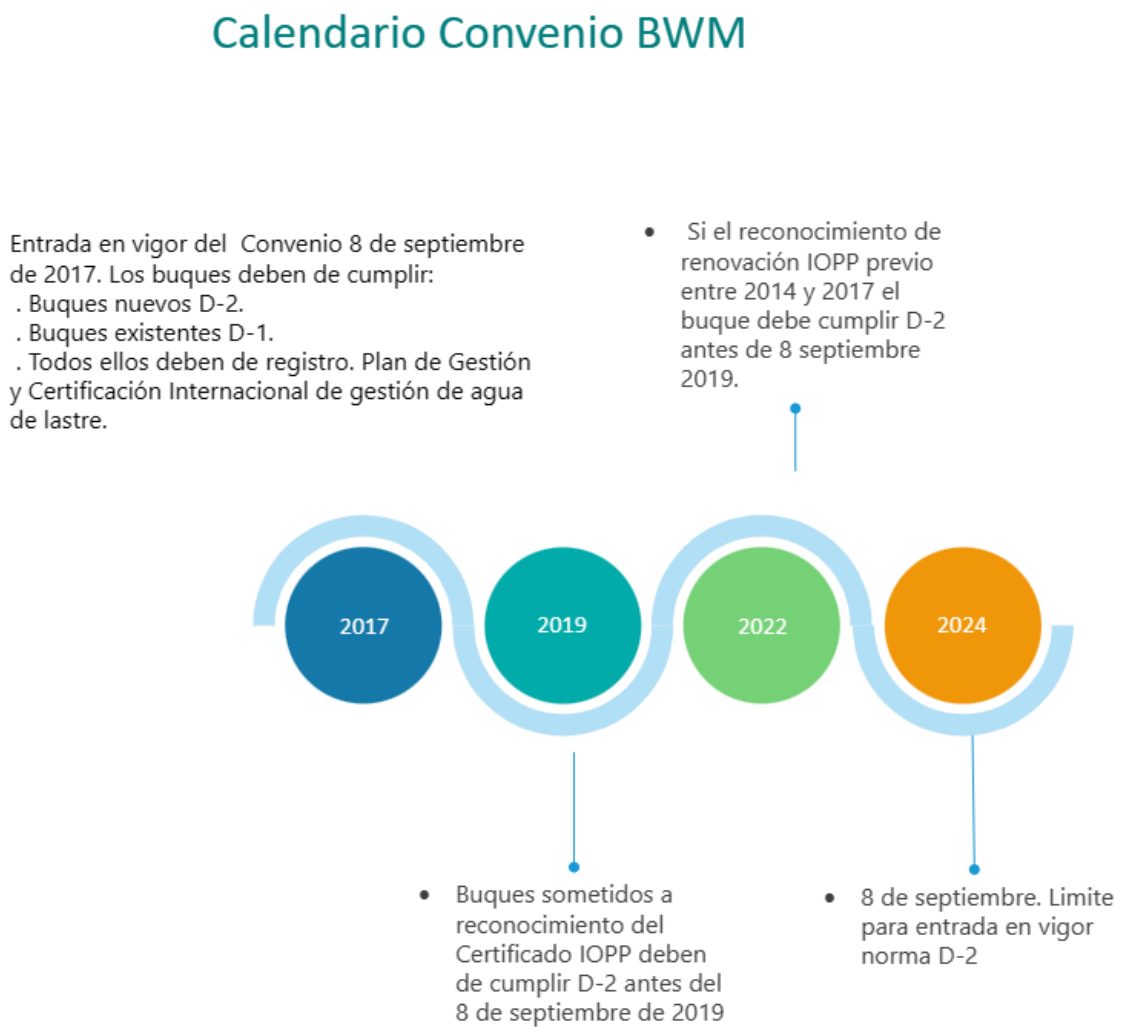
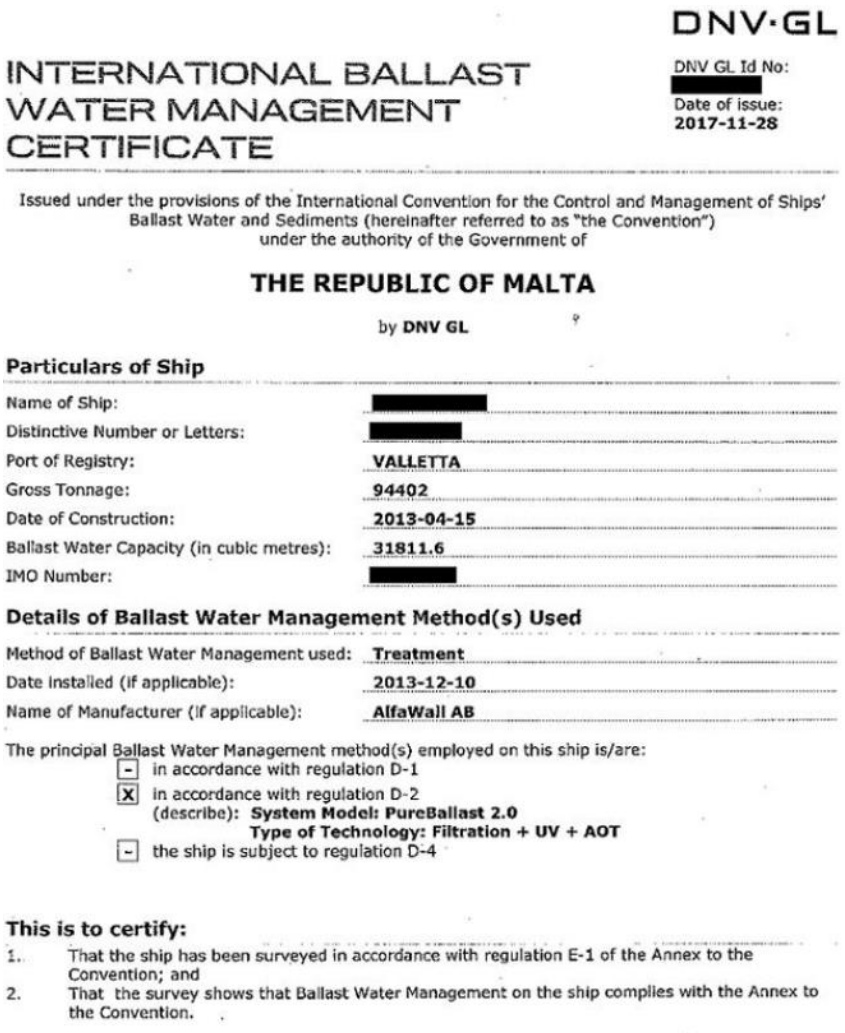


Figura 7: Calendario de introducción de las normas del Convenio BWM.

Los requisitos principales que se les exigen a los buques sujetos a BWM son los siguientes:

Desde la fecha de entrada en vigor todos los barcos deberán implementar un Plan de gestión del agua de lastre BWMP (Ballast Water Management Plan), y registrar todas las operaciones de agua de lastre en el libro de registro BWM. También deberá de estar en posesión del Certificado Internacional de Gestión del Agua de Lastre (Imagen 7).



DNV·GL

DNV GL Id No: [redacted]
Date of issue: 2017-11-28

INTERNATIONAL BALLAST WATER MANAGEMENT CERTIFICATE

Issued under the provisions of the International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments (hereinafter referred to as "the Convention") under the authority of the Government of

THE REPUBLIC OF MALTA

by **DNV GL**

Particulars of Ship

Name of Ship:	[redacted]
Distinctive Number or Letters:	[redacted]
Port of Registry:	VALLETTA
Gross Tonnage:	94402
Date of Construction:	2013-04-15
Ballast Water Capacity (in cubic metres):	31811.6
IMO Number:	[redacted]

Details of Ballast Water Management Method(s) Used

Method of Ballast Water Management used:	Treatment
Date installed (if applicable):	2013-12-10
Name of Manufacturer (if applicable):	AlfaWall AB

The principal Ballast Water Management method(s) employed on this ship is/are:

- [-] in accordance with regulation D-1
- [X] in accordance with regulation D-2 (describe): **System Model: PureBallast 2.0** **Type of Technology: Filtration + UV + AOT**
- [-] the ship is subject to regulation D-4

This is to certify:

1. That the ship has been surveyed in accordance with regulation E-1 of the Annex to the Convention; and
2. That the survey shows that Ballast Water Management on the ship complies with the Annex to the Convention.

Imagen 7: Ejemplo de Certificado Internacional de Gestión del Agua de lastre. Fuente: DNV.GL [94].

1.4.8.1 Plan de gestión del agua de lastre

El Plan deberá ser aprobado por la Administración y ser individual para cada buque, aunque existan barcos gemelos. Este debe de ofrecer una descripción detallada de los procedimientos de seguridad para el buque y la tripulación, las medidas que han de adoptarse para implantar las prescripciones sobre gestión del agua de lastre tanto en el mar como en tierra. También, incluirá los procedimientos que deben de seguir los tripulantes para coordinar la descarga en el mar, así como el nombre del oficial del buque encargado de que su aplicación sea la correcta. El idioma en el que estará redactado deberá de ser el de la lengua de trabajo a bordo. En caso de cambio de tripulación de otra nacionalidad se deberá de redactar un nuevo plan en el nuevo idioma de trabajo. El objetivo principal de este documento es de servir de ayuda al personal embarcado y que el procedimiento de carga y descarga se haga de la manera más segura tanto para la tripulación como para el medio marino.

El texto debe ser de fácil comprensión y utilización, así como compatible con las necesidades que surjan en el buque en cuanto al lastrado [95]. El documento incluirá el procedimiento para la descarga de agua de lastre y el manejo de sedimentos de acuerdo con la regla D-1, norma para el cambio de del agua de lastre, y / o la regla D-2, en la que se especifica la eficacia de la gestión del agua de lastre, y B-5, relativa al manejo de sedimentos. El Plan deberá de estar disponible en todo momento para poder ser inspeccionado a petición de la autoridad competente.

En el caso de que los funcionarios autorizados por una Parte deseen realizar un muestreo del agua de lastre se apoyarán en los esquemas o listas adjuntadas en el documento donde se describen los puntos de acceso y muestreo, así como los tanques de agua de lastre. En todo momento, estos serán acompañados por uno o varios tripulantes, pero serán los funcionarios los encargados de realizar la toma de muestras, pudiendo ser ayudados en todo lo posible por el personal de abordo.

La responsabilidad e implicación de la gestión de las aguas de lastre están desarrolladas en la regla B-6 del Convenio. En ella se expone que los oficiales y los tripulantes deberán estar familiarizados con sus funciones en relación con el BWMP. Con el objetivo de que exista una buena implementación, y ejecución se asigna a un oficial la responsabilidad de las siguientes funciones incluidas en el BWMP:

- Correcta implantación del BWMP, entre la que destaca la familiarización y formación de los oficiales y la tripulación que desempeñe funciones en el plan.
- Asegurarse de que las operaciones de gestión del agua de lastre cumplen con los procedimientos del Plan.
- Preparar la declaración o formulario de notificación sobre el agua de lastre antes de llegar al puerto.
- Prestar, si fuese necesario, asistencia a los oficiales y tripulantes durante las inspecciones.
- Presenciar los muestreos del agua de lastre que realizarán los funcionarios del estado parte correspondiente.
- Velar por la correcta gestión de los sedimentos de acuerdo con el Plan.
- Asegurarse de que el BWMP se encuentra debidamente actualizado, sobre todo cuando existan modificaciones importantes en el estado del buque.
- Responsabilizarse de las operaciones durante los cambios de agua de lastre.

1.4.8.2 Libro de registro del agua de lastre

En el libro de registro del agua de lastre se anotarán todas las tomas de agua de lastre a bordo; cuando es trasegada o tratada con fines de gestión del agua de lastre y cuando es descargada en el mar. También debe de registrarse cuando se descarga agua de lastre en una instalación de recepción en tierra y cuando se producen descargas accidentales u otras descargas excepcionales. Se anotará tanto en la toma, como en la descarga y cuando se haga circular o se trate el agua de lastre, la fecha, hora, lugar, profundidad, volumen aproximado en metros cúbicos y debe de ir firmado por el oficial encargado de la operación. En el caso de que se haga circular el agua o se deslastre al mar se indicará también si el procedimiento se realiza según lo establecido en el Convenio. En las situaciones en las que la descarga se realice en instalaciones de tierra se deberá de informar también del puerto en el que se realiza y las instalaciones. Y, por último, en caso de que se produzca un vertido accidental se explicarán las circunstancias que han llevado a esta situación.

El Convenio permite el uso de un libro de registro electrónico. Dicho libro de registro puede incluso integrarse en otro libro de registro o sistema a bordo. Se precisa que cada entrada esté firmada por el oficial a cargo de la operación y cada página completada esté firmada por el capitán. El libro se debe de mantener a bordo durante dos años a contar desde la última entrada en él por si fuese requerido durante alguna inspección. Y debe de permanecer en posesión de la empresa durante al menos otros tres como viene establecido en la Regla B-2 del BWM. En la Imagen 8 se puede ver la portada de un libro de registro y un ejemplo real de este.

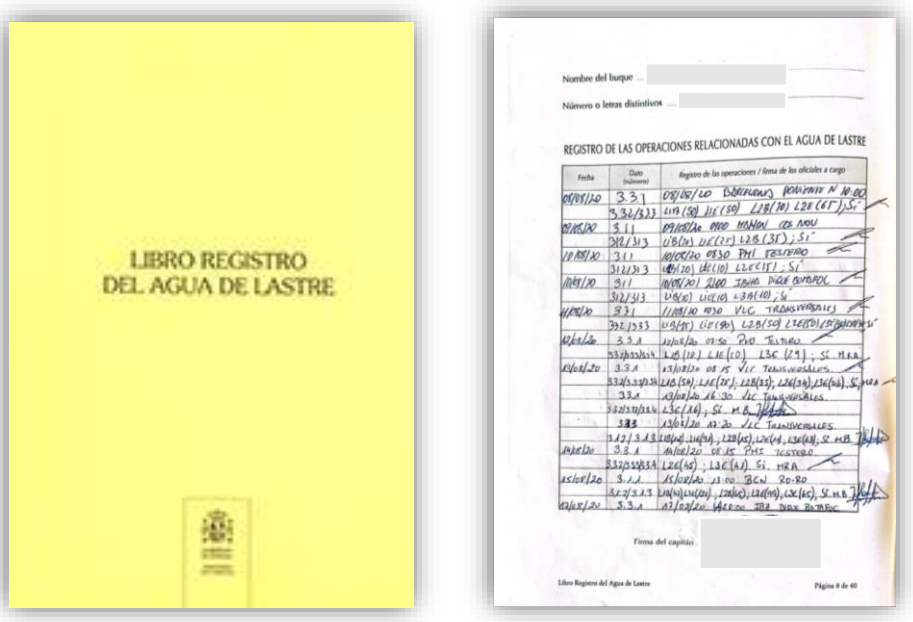


Imagen 8: Libro Registro del Agua de Lastre. Fuente: Ministerio de Fomento.

1.4.8.3 Certificado Internacional de gestión del agua de lastre.

Los buques que estén bajo el Convenio deben de estar en posesión del Certificado internacional de gestión del agua de lastre. Las embarcaciones de más de 400 GT (excluidas las plataformas flotantes, unidades flotantes de almacenamiento, y las unidades flotantes de producción, almacenamiento y descarga) están sujetas a un reconocimiento del convenio BWM y deben poseer un certificado BWM, según las regulaciones E-1 y E-2.

Dicho certificado será expedido en nombre de la Administración, del estado de abanderamiento, y certificará que el buque lleva a cabo la gestión del agua de lastre de acuerdo con el Convenio BWM. También especifica qué norma cumple el buque, así como la fecha de expiración del Certificado. Cuando un buque sufra un accidente o descubra que existen daños que puedan causar la incapacidad en la gestión del agua de lastre se debe de realizar una notificación a la Administración para que tome las medidas necesarias. Muchas veces pasa por la inspección o investigación de lo sucedido. El propietario, armador o persona que tenga el barco a su cargo será el responsable de esta comunicación.

Una vez que el buque ha pasado el reconocimiento que se expone en la regla E-1 se expedirá el Certificado. No se podrá expedir uno a un buque que sea de un Estado que no sea Parte. Este documento se expedirá con una duración máximo en 5 años. Si se ha finalizado un reconocimiento de renovación y no se puede expedir o llevar a bordo

un nuevo Certificado antes de su expedición se podrá refrendar el Certificado existente durante un periodo máximo de 5 meses. La Administración podrá también dar un periodo de gracia de 1 mes a aquellos barcos que realicen viajes cortos y que no hayan tenido prórroga. Será la Administración la que asuma la plena responsabilidad de los Certificados.

Como se ha menciona anteriormente, en el convenio BWM existen dos normas relativas a la gestión del agua de lastre:

Regla D-1. Norma para el cambio de agua de lastre en la que se establece que los buques que realicen la sustitución de las aguas de lastre lo harán con una eficiencia del cambio volumétrico del 95 % de las aguas de lastre. Para los buques que cambien las aguas de lastre con una bomba, el bombeo de tres veces el volumen de cada tanque de aguas de lastre se considerará suficiente. El bombeo con menos de tres veces del volumen puede ser aceptado cuando los buques puedan demostrar que hayan alcanzado por lo menos el cambio volumétrico del 95 %. Exige por otro lado, que el buque cambie el agua de lastre en mar abierto, esto es, a 200 millas marinas de la costa en aguas de una profundidad de al menos 200 metros. Al hacer esto, un menor número de organismos sobrevivirá y, por tanto, será menos probable que los buques introduzcan especies potencialmente perjudiciales cuando se descarga el agua de lastre. A partir de la entrada en vigor del Convenio todos los buques deben ajustarse como mínimo a esta norma.

Regla D-2. Norma de eficacia de la gestión del agua de lastre en la que se prescribe que la gestión del agua de lastre restrinja a un máximo especificado la cantidad de organismos viables permitidos que se van a descargar, así como que limite la descarga de determinados microbios demostrados perjudiciales para la salud humana. A partir de la fecha de entrada en vigor del convenio, todos los buques nuevos deben ajustarse a la norma D-2 aunque con el tiempo se exigirá que todos los buques la apliquen. Para la mayoría de los buques, esto significa instalar equipos especiales para tratar el agua de lastre. La intención del reglamento (tratamiento) D-2 es prevenir la descarga de microorganismos nocivos en nuevos lugares. Sin embargo, el Convenio es bastante permisivo con respecto a cómo se puede lograr, una opción sería, por ejemplo, la descarga del agua de lastre en una instalación receptora (regla B-3.6). El estado del puerto tendrá la decisión final sobre si acepta algún equivalente a D-2 y permite la descarga en sus aguas. Para la mayoría de los buques, la instalación de un sistema de tratamiento es la forma más adecuada de cumplir con la regla D-2. Dicho sistema debe ser aprobado por la Administración.

La norma D-2 especifica que los buques solamente pueden descargar agua de lastre que cumpla los requisitos que se muestran en la Tabla 4 y que tienen que ver con el tamaño y tipo de organismo y con su viabilidad. La unidad en la que se miden son ufc siendo estas las unidades formadoras de colonias que son el número de microorganismos viables en una muestra líquida o sólida.

Tabla 4:. Requisitos de la OMI que debe cumplir el agua de lastre.

Tipo de Organismo	Requisitos OMI
Tamaño mínimo sea ≥ a 50 micras	< 10 organismos viables/m^3
Tamaño < a 50 micras e ≥ 10 micras	<10 organismos viables/ml
Vibrio cholerae toxicógeno	< 1 unidad ufc/ 100 ml o <1 unidad ufc/1 gr (peso húmedo)
Escherichia coli	< 250 ufc/ 100 ml
Enterococos intestinales	< 100 ufc/ 100 ml

Un punto primordial en la disminución o incluso eliminación de la transferencia de especies por agua de lastre a otros puntos del planeta, como se ha visto, es la gestión del agua de lastre que se lleva tanto a bordo de los buques como su gestión en tierra. El MEPC 72, adoptó en Abril de 2018, el Código BWMS, Código para la aprobación de los sistemas de gestión del agua de lastre cuyas siglas vienen de su acrónimo en inglés Ballast Water Management Systems [96]. Esta sustituía a las Directrices de 2016 para la aprobación de sistemas de gestión del agua de lastre (D8), a partir de octubre de 2019. El Código BWMS incluye especificaciones sólidas sobre las pruebas y el funcionamiento seguro, así como prescripciones detalladas para la aprobación, certificación, notificación, el equipo de control y vigilancia.

1.4.8.4 Sistemas de gestión del agua de lastre

Los sistemas de gestión del agua de lastre serán aprobados por la Administración, teniendo en cuenta las recomendaciones de las Directrices para la aprobación de los sistemas de gestión del agua de lastre de la OMI relativas a las pruebas en tierra y a bordo de los buques. Las prescripciones relativas a la aprobación de los sistemas de gestión del agua de lastre se incluyen en la Sección D en la regla D-3 del Convenio BWM. Se sabe que la gestión del agua de lastre es dinámica y depende del diseño específico de un buque y de las condiciones marítimas en las que opera [97].

La aprobación de los sistemas, las prescripciones sobre certificación y prueba pueden resumirse como se indica a continuación:

1. El fabricante del equipo deberá presentar información sobre el proyecto, construcción, aplicación y funcionamiento del sistema de gestión del agua de lastre. La Administración deberá basarse en esta información para realizar la primera evaluación sobre su idoneidad.

2. El sistema de gestión del agua de lastre deberá someterse a una prueba de homologación; el organismo que lleve a cabo las pruebas deberá haber implantado medidas adecuadas para el control de la calidad que sean aceptables para la Administración.

3. Las secciones eléctrica y electrónica de los sistemas de gestión del agua de lastre deberán someterse al programa de pruebas ambientales previsto en las Directrices D8 en un laboratorio aprobado a tal efecto por la Administración.

4. Una vez que se hayan cumplido las prescripciones y los procedimientos de homologación, la Administración expedirá un certificado de homologación.

5. Cuando se instala un sistema de gestión del agua de lastre homologado a bordo deberá llevarse a cabo el reconocimiento de la instalación.

Las pruebas de homologación incluyen tanto pruebas a bordo como pruebas en tierra y corresponde a la Administración decidir cómo se desarrollarán estas. Los estados miembros son los responsables de proponer la aprobación de los sistemas de gestión del agua de lastre que utilicen sustancias activas. La OMI recomienda a los fabricantes que entren en contacto con las Administraciones nacionales a fin de obtener información detallada sobre las prescripciones y procedimientos a seguir.

Los sistemas de gestión del agua de lastre en los que se utilicen sustancias activas o preparados que contengan una o varias sustancias activas para cumplir lo dispuesto en el Convenio deberán ser aprobados además por la Organización con arreglo al procedimiento para la aprobación de los sistemas de gestión del agua de lastre en los que se utilicen sustancias activas que se desarrolla en la sección D9. En la sección 8 del Procedimiento D9 se requiere a la OMI que registre la aprobación inicial y la aprobación definitiva de sustancias activas y de preparados, y de sistemas de gestión del agua de lastre en los que se utilicen sustancias activas, y que distribuya anualmente la lista de dichos sistemas.

Tanto las Directrices para la aprobación de los sistemas de gestión del agua de lastre (D8) como el Procedimiento para la aprobación de los sistemas de gestión del agua de lastre en los que se utilicen sustancias activas (D9) prescriben que “la entidad que lleve a cabo las pruebas deberá haber implantado medidas adecuadas para el control de la calidad, de conformidad con normas internacionales reconocidas (tales como la norma ISO/CEI 17025) que sean aceptables para la Administración”.

La gestión del agua de lastre en un buque se hace mediante procedimientos físicos, químicos, mecánicos o biológicos, utilizados individual o conjuntamente con el objetivo de extraer o neutralizar los organismos acuáticos perjudiciales y los agentes patógenos que se encuentren en el agua de lastre y los sedimentos, o para evitar la toma o descarga de estos [26].En la Figura 8 se pueden observar los distintos sistemas de gestión de agua de lastre que se pueden encontrar en puertos y en buques que siguan las indicaciones del Convenio BWM.

Por un lado, el agua de lastre se puede tratar al recibirla en una instalación en tierra o introducir agua de lastre tratada en tierra a bordo del buque. Por otro lado, en el buque se puede tratar el agua que es lastrado por las bombas de los tanques de lastre mediante dos grandes grupos. Tratamientos mecanico-físicos que a su vez pueden ser por separación de partículas; destrución mecánica de las partículas o daño a escala molecular. Y por otro lado tratamientos químicos.

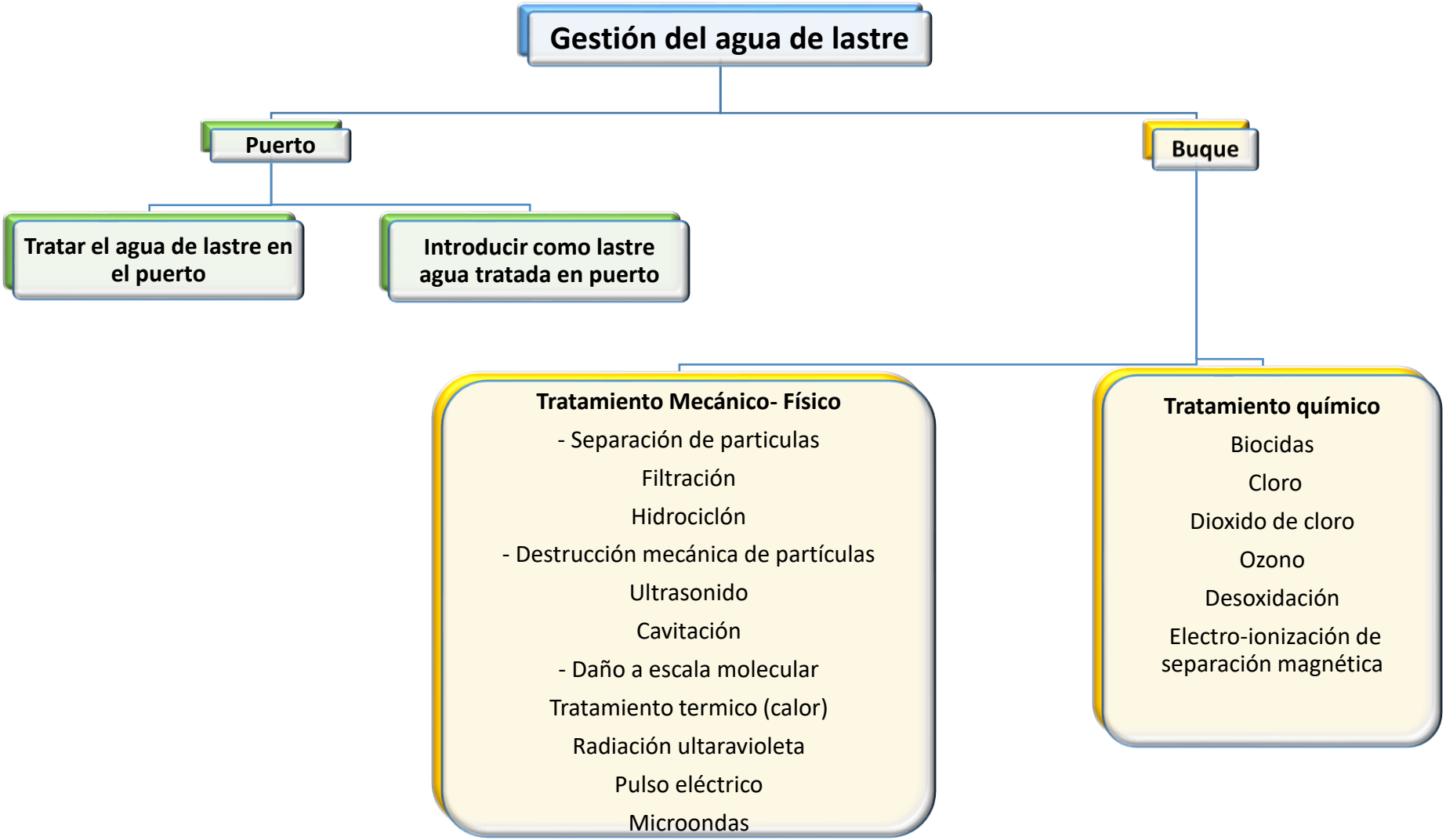


Figura 8: Sistemas de Gestión de Agua de Lastre. Fuente: Convenio BWM.

Dentro de los tratamientos que se pueden utilizar en los buques que se adscriben al Convenio se encuentran los siguientes:

Filtración: Es un tratamiento mecánico-físico por separación de partículas que consiste en la separación física con el fin de eliminar los organismos más grandes (es decir, de tamaño ≥50 µm). Las etapas de filtración se combinan con la separación por gravedad para eliminar los organismos grandes y los sedimentos del agua de lastre. La mayoría de los filtros que se usan son autolavables mediante ciclos de lavado a contracorriente. Una de las mayores problemáticas surgidas es que las unidades de filtración se ven afectadas por la salinidad, la temperatura, la turbidez, los elementos orgánicos, la vibración y otras variables que alteran los procesos que se realizan con posterioridad en el sistema de tratamiento del agua de lastre [98]. Actualmente se utilizan nuevas versiones de filtros, como los de malla, los de disco y la filtración de tipo cartucho.

Algunos estudios han descubierto que el filtro de 5 µm es el tamaño ideal para filtrar el agua de lastre, y que cumple con los requisitos de la norma D-2, excepto en lo que respecta a la filtración de microbios [99]. Las combinaciones de diferentes sistemas de tratamiento con filtración han resultado eficaces para eliminar los organismos más grandes con un tamaño de 50 µm. La técnica de filtración con miga de caucho es otra técnica de tratamiento eficaz. Tiene características tales como una alta tasa de filtración de agua, un peso más ligero y un mayor tiempo de funcionamiento de los filtros, lo que hace que sea una técnica ideal para la filtración, especialmente de los organismos más grandes [100]

En el caso de los buques tanque y los buques de carga con grandes volúmenes de lastre y altos caudales, no se pueden utilizar sistemas de filtrado con capacidad de retrolavado automático. Estos buques necesitan cribas o filtros con un gran tamaño de poro que no afecte a su caudal. La aplicación de filtros cerámicos puede ser una muy buena alternativa, ya que son muy baratos y fáciles de limpiar. Utilizar dos niveles de filtro con un tamaño de malla variable para una filtración eficaz que cumpla la norma D-2 puede ser una de las mejores opciones para un buen filtrado según Cangelosi y Harkins [101].

También en el caso de los buques portacontenedores y de crucero, el uso de la filtración de dos niveles puede ser eficaz, ya que puede reducir la turbidez y la presencia de grandes organismos que afectan al funcionamiento del tratamiento de desinfección secundario. De esta forma se restringe el sistema de tratamiento a uno único de desinfección, reduciendo así el coste que supone, la energía y el espacio utilizados por el sistema de tratamiento secundario adicional. En la Imagen 9 se muestra un filtro de la empresa Esva solutions para el filtrado de sólidos en suspensión y zooplancton con una maya filtradora de 20 µm que está

integrado dentro de un sistema UV. El filtrado será la primera fase y el tratamiento de UV se realizará a posteriori [102].

Imagen 9: Filtro para la retención de partículas de la marca Esva solutions. Fuente: www.esvasolutions.com

Hidrociclón: Es un tratamiento mecánico-físico por separación de partículas que se consideraba como una alternativa rentable a la filtración en el tratamiento del agua de lastre pero que se ha comprobado que su eficacia es mucho menor [103]. La separación ciclónica se basa en la utilización de las fuerzas centrifugas para separar las partículas sólidas del agua. La eficacia de la tecnología de hidrociclones depende de la diferencia de densidad de las partículas y del agua circundante, del tamaño de las partículas, de la velocidad de rotación y del tiempo de residencia. Dado que el hidrociclón depende de la diferencia de densidad entre los organismos a eliminar y el fluido en el que se transporta, la eliminación de los organismos de biota más pequeños resulta difícil [104]. Se ha observado que entre el 15 y el 40 % de las partículas de tamaño <50 µm son eliminadas por el separador hidrociclónico.

Ding y otros [105] señalaron que con un caudal de 68-79 m^3/h; se eliminaba entre el 10 y el 30 % de las especies protistas *prorocentrum mínimum* y el 8,3 % y el 13,7 % de los huevos de las especies. Un estudio realizado en una instalación de una barcaza probó que la separación por hidrociclón sólo elimina el 33 % de las partículas superiores a 100 µm. Por lo tanto, los organismos menores de 20 µm que incluyen virus, protozoos, bacterias, fitoplancton, *chaetognatos* y medusas no pueden ser eliminados por el proceso de hidrociclón [104].

El hidrociclón requiere menos presión de bombeo que los filtros de malla y permite la separación de sedimentos y otros sólidos en suspensión hasta aproximadamente 20 µm, dependiendo del diseño y la aplicación del hidrociclón. Waite y otros [98] descubrieron que el 60 % del zooplancton era eliminado por el hidrociclón con una capacidad de 5,7 m^3/min. Sin

embargo, se observó que la eficacia del tratamiento en la eliminación de partículas es baja, aproximadamente un 30 %, en comparación con el método de filtración y tratamiento con rayos UV. Este sistema puede ser una alternativa eficaz a la filtración, ya que puede funcionar de forma continua con altos caudales (aproximadamente 3000 m^3/h) [106]. Puede utilizarse para eliminar las partículas en suspensión y los organismos de un tamaño superior a 20 µm. Así pues, el tratamiento físico del agua de lastre mediante hidrociclón hace que el tratamiento secundario sea más eficaz. En la Imagen 10 se muestra un esquema de la instalación de ensayo, que incluye la bomba, la bomba de inyección, las unidades de tratamiento primario (hidrociclón o tamiz de 50 µm) y el dispositivo de tratamiento UV secundario, junto con los depósitos de captación y los puertos de muestreo correspondientes.

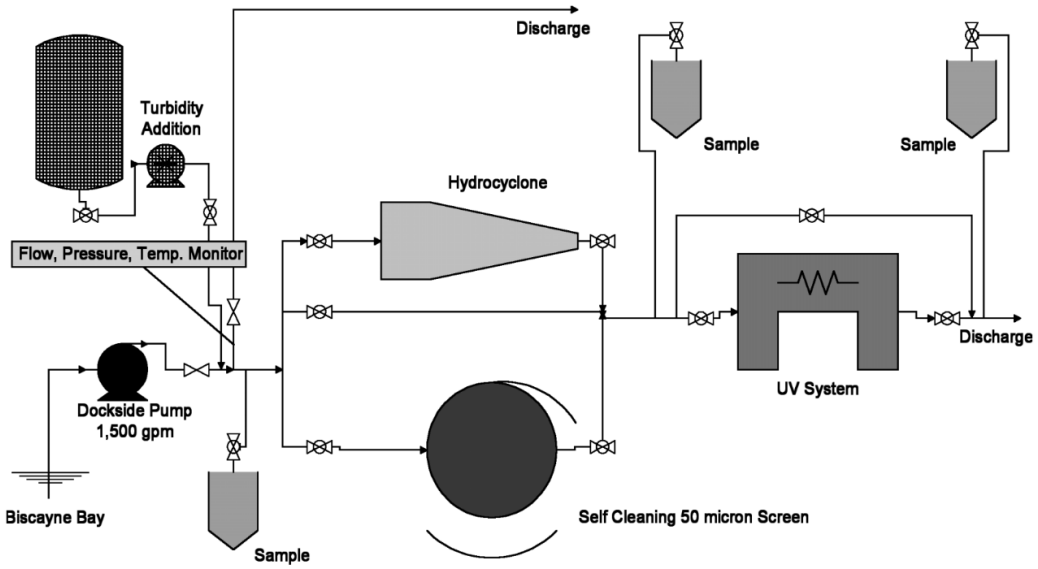


Imagen 10: Diagrama de la instalación de ensayo utilizada por Waite y otro.

Ultrasonido: Este tratamiento se focaliza hacia la destrucción mecánica de las partículas. La tecnología de ultrasonidos puede utilizarse como opción de tratamiento secundario mecánico. Diversos estudios demuestran que las algas como la *Dunaliella tertiolecta*, el zooplancton, los crustáceos como el *Artemia salina* y las bacterias pueden eliminarse mediante la tecnología de ultrasonidos. Gavand y otros [107] estudiaron los efectos de la tecnología de ultrasonidos en diferentes etapas de crecimiento de *Artemia salina* y descubrieron que la inactivación era mayor en la fase larvaria, seguida de la fase adulta (85 %) y, por último, de los huevos (60 %).

Gregg y otros [106] observaron que los transductores de ultrasonidos que no están en contacto con la superficie son más eficaces que los que tienen contacto. Además, cuando los organismos se colocaron dentro de contenedores filtrantes en el recipiente de plástico, el tratamiento con ultrasonidos fue más eficaz que en el tanque metálico para todas las especies a estudio.

Holmes y otros [108] sugirieron que un tratamiento con ultrasonidos en el rango de 19 a 20 KHz podría ser más eficaz cuando se trata de organismos planctónicos más grandes. Lurling y Tolman [109] no encontraron ninguna relación lineal entre el tamaño del organismo y la tasa de supervivencia. Pero se observó que, en el caso de los crustáceos, el tamaño comprendido entre 1 y 2 mm parecía estar más afectado por el ultrasonido que los organismos más pequeños y más grandes. Hoy en día, se están desarrollando más investigaciones para confirmar la influencia del tamaño en el tratamiento con ultrasonidos.

Estudios realizados en laboratorio, basados en ultrasonidos expusieron a tres especies de zooplancton en los primeros estadios de vida *Amphibalanus amphitrite*, *Brachionus plicatilis* y *Anemia sauna* a ondas de 20 a 22 kHz. El montaje experimental incluyó ensayos estáticos con variaciones de tiempo de exposición de 30 segundos encendido/60 segundos apagado/30 segundos encendido. Siendo el material de los tanques acero inoxidable, acero galvanizado y plástico. Los resultados mostraron que la eficacia del tratamiento aumentó de 30 a 60 segundos y no se registraron diferencias entre la exposición continua de 60 segundos y la exposición por pulsos. La mayor eficacia se observó en el ensayo de contacto entre metales con un valor de mortalidad del 93-95 % para *B. plicatilis* y *A. saline*. Consistía en organismos situados en el interior de tubos de acero inoxidable que se encontraban en contacto directo con la fuente de ultrasonidos y eran tratados durante 60 segundos. Además, comprobaron que, en general, *A. amphitrite* y *B. plicatilis* eran las especies más resistentes al tratamiento con ultrasonidos, mientras que *A. sauna* era la más sensible. Es poco probable que los ultrasonidos se utilicen en buques comerciales, pero pueden utilizarse para tratar el agua de lastre en tanques de lastre más pequeños, como los de los mega yates [110]. En la Imagen 11 se muestra un sistema de ultrasonidos de potencia de proceso de 120 kW de la empresa Hielscher.

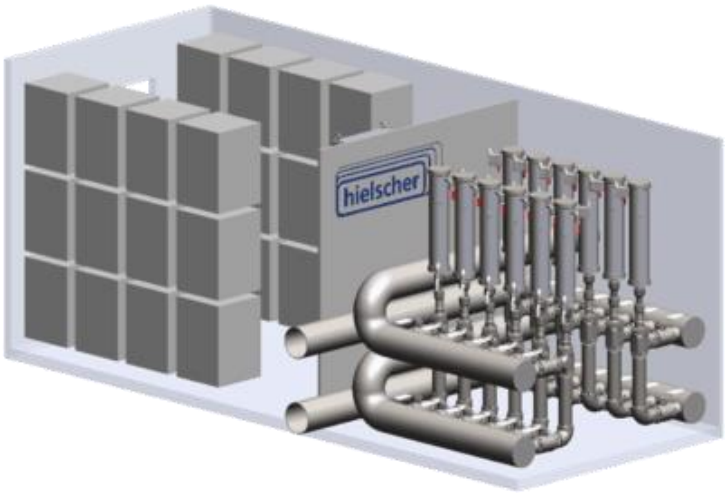


Imagen 11: Sistema de ultrasonidos de la empresa Hielscher. Fuente: www.hielscher.com

Cavitación: La cavitación hidrodinámica es otro método de tratamiento físico de eficacia probada desarrollado recientemente. Esta es útil en la destrucción de microorganismos y microcontaminantes, inofensiva para el medio ambiente y fácil de manejar. No requiere ninguna pieza costosa, no hay almacenamiento de productos químicos, necesita menos superficie para toda la unidad de filtración y desinfección, necesita menos energía, es eficiente energéticamente y tiene muy poco mantenimiento [111]. La tecnología de la cavitación ha resultado ser problemática en lo que respecta a los caudales de bombeo superiores a 5.000 m^3/h, a los requisitos de salud y seguridad y a la integridad del casco en caso de exposición repetida a las olas. Pero se ha comprobado que la cavitación hidrodinámica elimina eficazmente el zooplancton [106]. Varios estudios [107], [110] observaron que el proceso de cavitación no es eficaz contra las bacterias y las microalgas y se demostró que el proceso de parada era relativamente lento utilizando el sistema de flujo continuo cuando se utilizaba solo el proceso de cavitación. Esta es una tecnología todavía en proceso por lo que se requiere todavía más investigación y trasladarla a los buques para poder demostrar su viabilidad. Se ha de tener en cuenta que la cavitación suele afectar negativamente a los materiales por lo que tiene que ser utilizado siempre en un espacio controlable y bien aislado.

Tratamiento térmico: Este sistema consiste en el daño a escala molecular del organismo vivo. El calor residual del motor principal de los barcos, que normalmente se bombea por la borda, y el uso del calor creado por los sistemas de calderas instalados a bordo del barco pueden proporcionar una fuente de calor rentable para usarla como tratamiento del agua de lastre [112].

Rigby y otros [113] observaron que la mayor parte del fitoplancton, incluidas las diatomeas, podía morir fácilmente a temperaturas tan bajas como 35 °C y con tiempos de tratamiento que oscilaban entre 30 minutos y varias horas. La temperatura letal requerida varía para los diferentes organismos, pero por regla general, para la mayoría de los organismos marinos de interés en el agua de lastre (excepto las bacterias), una temperatura de 40-45 ºC es suficiente para lograr la mortalidad. Los periodos más largos a temperaturas más bajas son generalmente más eficaces que el uso de tratamientos cortos a temperaturas más altas. Tsolaki [114] señaló que la temperatura mínima necesaria para desactivar las especies no deseadas es superior a 40 °C. Las bacterias vegetativas, los hongos y los virus suelen morir a temperaturas superiores a los 100 °C para matar las esporas bacterianas [106]. En la Imagen 12 se muestra un ejemplo de un circuito térmico para la gestión del agua de lastre del buque Iron Whyalla.

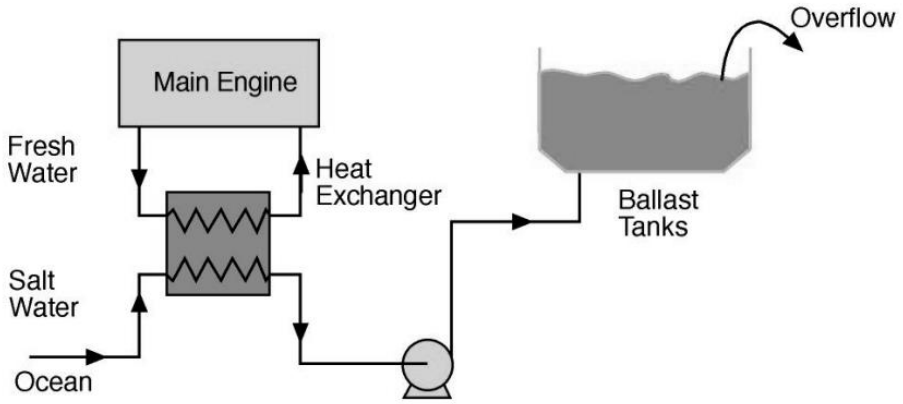


Imagen 12: Circuito de tratamiento térmico. Fuente: Rigby y otros [113]

Cuando se aumentó la temperatura de 55 a 80 °C durante periodos cortos se produjo una reducción del zooplancton de hasta el 95 % y del fitoplancton del 90 %. Los tratamientos térmicos provocan la reducción de las bacterias en un 95 %, pero no se observó un aumento significativo de la mortalidad cuando se aumentó la temperatura de 55 a 80 °C [115]. Calentar todo el tanque de agua de lastre por igual y mantener la temperatura requerida durante el tiempo necesario es un reto. Antes de llevar a cabo el tratamiento térmico, debe realizarse un análisis cualitativo del agua de lastre para conocer los organismos presentes en el tanque de lastre. En función de los resultados del análisis, se pueden establecer la temperatura y el tiempo de exposición óptimos para el tratamiento.

Radiación Ultravioleta: El tratamiento ultravioleta es un método mecánico muy utilizado para el agua de lastre. Funciona provocando reacciones fotoquímicas con los ácidos nucleicos y las proteínas de los organismos. Se utiliza para dañar o eliminar organismos hasta el punto de que no puedan reproducirse. El tratamiento UV es un bactericida y viricida probado si se administra en la dosis adecuada. Este requiere menos espacio y consumo de energía. Su rentabilidad y que se produzcan subproductos nocivos hace que sea uno de los tratamientos más utilizados [114]. Los sistemas de tratamiento UV suelen ser combinados con otros métodos, especialmente la filtración y los hidrociclones. La eficacia del tratamiento depende del tamaño y la morfología de los organismos y se observa que la acción es más lenta que la de otras sustancias activas [116].

Sassi y otros [117] encontraron que para el zooplancton *Artemia salina* se logra una reducción del 78 % con un caudal de 200L/h y con una dosis de ultravioleta de 563 mJ/cm^2. Pero la mortalidad de los zooplanctons *Neries virens, Acartia tonsa, Tisbe battagliai, Alexandrium tamarense y Thalassiosira pseudonam* fue de aproximadamente el 56 %. Otros estudios investigaron la inactivación de la irradiación UV en el zooplancton, el fitoplancton y las

bacterias y descubrieron que el tratamiento podía lograr una mortalidad del 40-99 % del fitoplancton y el zooplancton y una mortalidad del 70 % para las bacterias [118].

Los reactores UV son grandes consumidores de energía, especialmente en aguas con alta turbidez debido a los sólidos en suspensión. La baja transmisión de la radiación a través del agua exigiría una mayor dosis. El caudal de agua de lastre podría incluso tener que reducirse para tratar con la dosis mínima requerida. En este tipo de sistemas , especialmente en el caso de los buques tanque, siempre es necesario el mantenimiento y la sustitución de las lámparas UV [119].

En la Imagen 13 se puede ver un sistema de tratamiento de agua de lastre de la empresa Wärtsilä que combina una filtración, en la primera etapa de limpieza del agua, y una fase de tratamiento UV. Este modelo también asegura su utilización en cualquier rango de salinidad, es decir, funcionaría tanto en agua dulce, como, salada y salobre, y es una ventaja para buques que operen en regiones como los Grandes Lagos [39] .

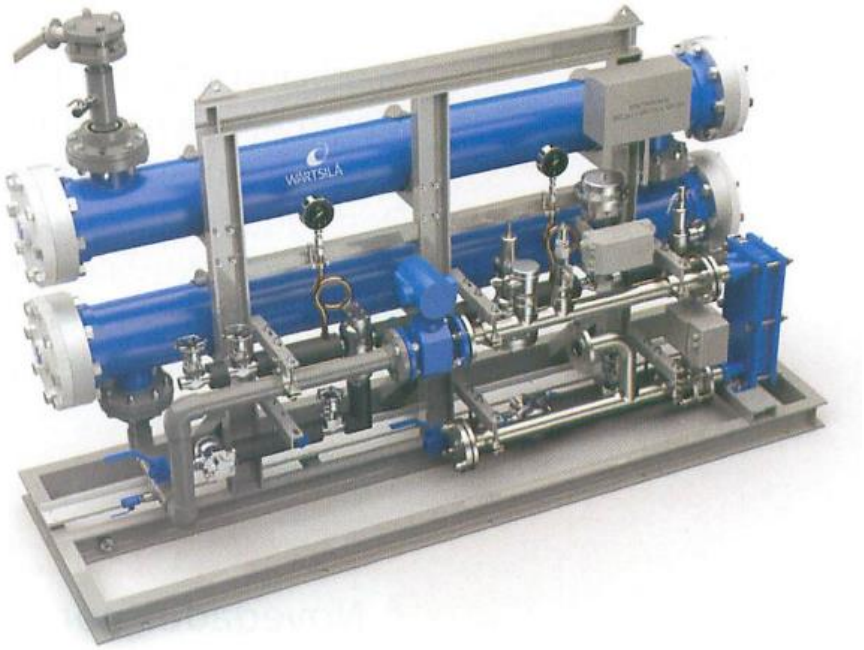


Imagen 13: Sistema de tratamiento UV Wärtsilä. Fuente: www.wärtsilä.com

Pulso eléctrico: Es un tratamiento mecánico-físico cuyo fin es realizar un daño a escala molecular. El uso de pulsos/campos eléctricos es una metodología en evolución para el tratamiento del agua de lastre [121]. Se ha estudiado el efecto que un pretratamiento combinado de pulso eléctrico y calor residual proveniente del motor produciría en microalgas. Los resultados muestran que a igual temperatura de entrada en la etapa de tratamiento pulso

electromagnético, 24 °C, en el porcentaje de mortalidad es difícil de alcanzar el 90 % a menos que la intensidad del campo eléctrico se eleve a 22 kV/cm. Si la muestra se precalienta a 48 °C, el porcentaje de inactivación llega al 99 %, con una intensidad del campo eléctrico es de sólo 10 kV/cm [122]. Otros estudios han corroborado que la descarga pulsada de alto voltaje tiene un gran potencial para inactivar las microalgas que viven en el agua de lastre [123].

Se han realizado diferentes experimentos a pequeña escala con un voltaje eléctrico en el rango de 15 a 45 KV con una duración de pulso de 1μs. Para tratar grandes volúmenes de agua en los buques se requiere una gran potencia y una fuente de energía [114].

Microondas: El tratamiento del agua de lastre mediante el calentamiento con tecnología de microondas es otro de los métodos eficaces para controlar las especies invasoras que pueden llegar a ser trasladadas por buques. Es un método mecánico-físico que ataca a la especie a nivel molecular. Estudios que buscan la capacidad del sistema para suministrar las cargas de calor necesarias para matar los organismos presentes se centran en el aumento de la temperatura, tamaño de caudal y tiempo de exposición. El uso de intercambiadores de calor aumentó la eficiencia de la conversión de energía y la eficiencia global del sistema de tratamiento [124].

Boldor y otros realizaron investigaciones de organismos como microalgas (*Nannochloropsis oculata*), zooplancton en dos fases de crecimiento diferentes (nauplios de *Artemia* recién eclosionados y *Artemia* adulta) y larvas de ostra (*Crassosstrea virginica*). El sistema se comprobó con dos caudales diferentes (1 y 2 litros por minuto) y niveles de potencia (2,5 y 4,5 kW). Con relación a la temperatura, dependiendo de la especie presente y de la fase de crecimiento, la temperatura aplicada se variaba entre 11,8 y 64,9 ºC. Tras este experimento se demostró que el sistema de calentamiento continuo por microondas proporcionó un calentamiento uniforme y casi instantáneo a la salida, lo que demuestra su eficacia. La potencia absorbida y la eficiencia energética variaron según las especies presentes. En todas las combinaciones de caudal y potencia de microondas se obtuvo una eficacia de utilización de la potencia superior al 80 % para microalgas, nauplios de *Artemia* y adultos. Los resultados de las pruebas indicaron que el tratamiento por microondas puede ser una herramienta eficaz para el tratamiento del agua de lastre. A día de hoy tiene unos costes todavía elevados pero esta técnica puede añadirse como tecnología complementaria a la de otros métodos de tratamiento ya utilizados [125]. En la Imagen 14 se muestra un esquema del sistema de calentamiento continuo por microondas utilizado por Boldor y otros para su estudio.

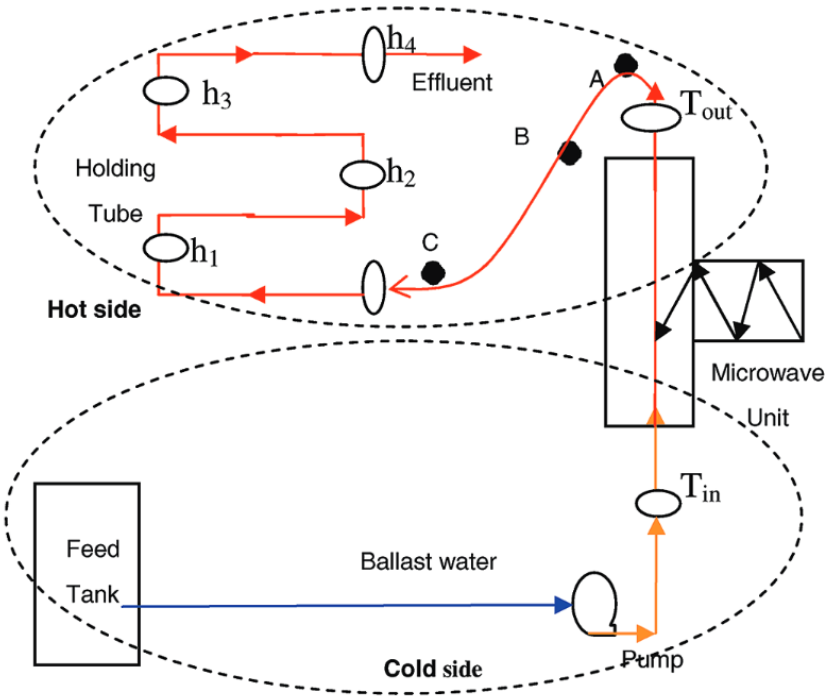


Imagen 14: Sistema de microondas utilizado por Boldor y otros.

Tratamiento químico: Existen muchos tratamientos químicos para intentar eliminar especies que pueden ser trasladadas por agua de lastre en los buques mercantes. A continuación, se explicarán algunos de dichos sistemas.

- Cloro: El cloro es un fuerte agente oxidante. Las principales especies desinfectantes son el ácido hipocloroso (tanto en forma iónica como protonada) y las cloraminas. Su eficacia como desinfectante depende de la temperatura, el cloro residual y el tiempo de reacción [114]. El cloro puede añadirse a través de un clorador instalado en línea al tanque de lastre. El exceso de cloro puede neutralizarse antes de la descarga mediante la decloración con dióxido de azufre. El dióxido de azufre reacciona con el cloro para formar iones de cloruro. No se recomiendan concentraciones de cloro superiores a 3 ppm debido a la formación de altos valores de trihalometanos. Se sugiere utilizar una baja concentración de cloro en flujo continuo, para mejorar la eficiencia del cloro. El cloro disponible con una concentración de 20 mg/l es capaz de matar casi todas las bacterias del agua de mar. Por lo tanto, la concentración necesaria para el tratamiento del fitoplancton, el zooplancton y los invertebrados bentónicos varía en función de la especie y de la densidad, oscilando entre 5 mg/l y 100 mg/l [126]. Bolch y otros estudiaron la eficacia del tratamiento y vieron que para la desactivación del 100 % y del 90 % de los huevos de *Gymnodinium catenatum* las dosis de cloro a tratar variaban de 500 ppm y 100 ppm respectivamente [127].

- Dióxido de cloro: Este tratamiento biocida se basa en un fuerte desinfectante producido in situ. Ichikawa y otros examinaron la eficacia del dióxido de cloro para la destrucción de los huevos de *Alexandrium catenella* y *Gymnodinium catenatum* con dosis de 100 mg/l para la primera especie y 3-6 mg/l para la segunda y observaron que la mortalidad fue superior al 97 % para ambos microorganismos. También se probó su eficacia con la *Chattonella marina* utilizando una dosis de 15 mg/l [128]. Bolch y otros [127] obtuvieron una eliminación del 98 % en los huevos de *Gymnodinium catenatum* con una concentración de 500 mg/l.

  Maranda y otros estudiaron la eficacia del dióxido de cloro en el agua de lastre de un portacontenedores en condiciones reales de funcionamiento, comparando la supervivencia de las comunidades planctónicas presentes en las aguas de los tanques de lastre tratados y de control. El muestreo se realizó a través de las escotillas de los tanques de lastre. Se suministró 5 mg de dióxido de cloro sin prefiltrado, el resultado fue eficaz contra los conjuntos planctónicos, aunque las comunidades bacterianas se recuperaron al cabo de unos días. Independientemente de la temperatura, este procedimiento fue muy eficaz contra el fitoplancton; y el efecto fue inmediato, sin que existiese una posterior recuperación. Tras varias pruebas estos recomiendan para aumentar la eficacia, un paso de prefiltración, que en muchos barcos ahora se instala como equipo estándar, para reducir la entrada de la fracción de mayor o igual a 50 micras y disminuir el desafío que supone esta clase de tamaño [129]. Aunque tiene un gran poder de desinfección este tratamiento es de un coste elevado y se generan subproductos tóxicos tanto para el medio como para las personas.
- Desoxigenación: Es un método biocida que consiste en burbujear nitrógeno u otros gases inertes en el agua de lastre para reducir el contenido de oxígeno. El bajo nivel de oxígeno provoca la muerte de varios animales, larvas de invertebrados de peces y bacterias aeróbicas. Husain y otros utilizaron un gas inerte para desoxigenar el agua utilizando un generador marino estándar. Se comprobó que era eficaz contra los dinoflagelados, los huevos y varios organismos bentónicos. Pero la condición anóxica contribuirá al crecimiento de las bacterias anaerobias. La degradación de las bacterias anaerobias provocará la producción de gases como el metano, el sulfuro de hidrógeno, etc., creando así un entorno tóxico dentro del tanque de lastre[130]. Sin embargo, el alto nivel de dióxido de carbono en el gas de combustión disminuye el pH en el agua y causa la introducción de una serie de compuestos traza como óxidos de nitrógeno o aldehídos, que pueden contaminar el agua tratada por lo que no es un sistema muy utilizado [126].
- Ozono: El ozono es un agente oxidante inestable pero eficaz, ya que puede matar bacterias y virus cuando se utiliza como desinfectante en el tratamiento del agua. Un

estudio realizado a fitoplancton marino, zooplancton y bacterias tratado con ozono de 5 a 10 horas, logró una reducción del 71 al 99 % de estas [114]. Jones y otros, utilizando agua de mar creada artificialmente, mejoraron la concentración de ozono que debería utilizarse para tratar el agua de lastre. Para el ensayo utilizaron 5 especies de organismos marinos en experimentos con una duración de menos de 5 horas y obtuvieron unos resultados muy alentadores [131]. Un trabajo realizado por Perrins y otros consiguió demostrar que si se utilizan concentraciones de ozono de 2 a 5 mg por litro se pueden eliminar todas las especies del medio marino [132].

Un tratamiento de ozono realizado en el petrolero S/T Tonsina durante 5 horas inactivó grandes porciones de fitoplancton, especialmente dinoflagelados llegando a procentajes de alrededor del 100 % mientras que en zooplancton se llegó a un 96 %. Cuando se comparó el tratamiento con ozono con el intercambio de agua de lastre, se comprobó que la eficacia del tratamiento con ozono era tan buena como la del intercambio de agua de lastre a bordo del mismo buque. Pero la química del ozono en el agua de mar es diferente a la del agua dulce debido a la presencia de iones de bromuro y cloruro para formar oxidantes en el agua de mar [15],[133]. Estos factores lo hacen inadecuado para el tratamiento del agua de lastre en los buques. En la Imagen 15 se muestra un sistema de tratamiento de agua de lastre mediante ozono de la compañía Mellifiq.

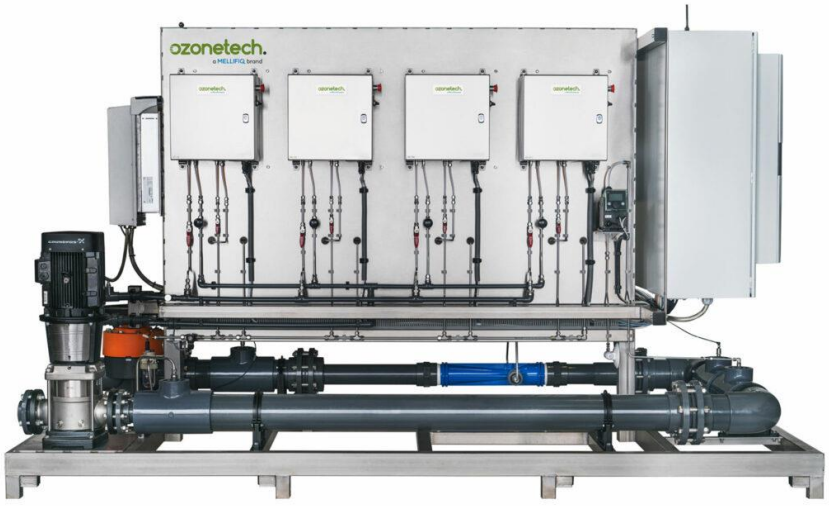


Imagen 15: Sistema de tratamiento de Ozono. Fuente: www.mellifiq.com

- Descarga de ionización fuerte – radical hidroxilo: Este tipo de tratamiento es una forma de biocida para el tratamiento del agua de lastre. Una concentración de aproximadamente 0,63 mg/l de iones fuertes como el radical hidroxilo puede utilizarse para matar algas mono celulares, bacterias y protozoos. El radical hidroxilo actúa muy rápidamente y tarda sólo 2,67 segundos. Actúa muy fuertemente mediante la oxidación

y degradación de los pigmentos fotosintéticos del fitoplancton. Disminuye la clorofila a, b y c y los carotenoides en 8 segundos. La acción del radical hidroxilo reduce la demanda química de oxígeno, el nitrito y las sales de amonio en un 100 %, 98,3 % y 99,5 % respectivamente. También reduce la turbidez en un 50 %. Debido a la descomposición del radical hidroxilo residual, el oxígeno disuelto en el tanque de lastre aumenta en un 77 %. Algunas de las ventajas que tiene el uso de la descarga de ionización fuerte son que requiere un volumen muy pequeño de sustancia activa, es una operación muy simple y el coste de funcionamiento es muy bajo. Requiere sólo 1/30 del coste del intercambio del agua de lastre de barcos en mar abierto [134].

En la actualidad, los sistemas de gestión del agua de lastre están en continua evolución y mejora. Se espera que dichos sistemas sean implementados con nuevas tecnologías para la realización de pruebas a bordo. Un ejemplo sobre el desarrollo de nuevas tecnologías para la monitorización del tratamiento del agua de lastre, en adelante BWTM, es el desarrollado por grupos de Suiza, Canadá y Francia que estudia la viabilidad de un nuevo kit de monitorización para pruebas rápidas a bordo. Dicho kit proporciona resultados en menos de 1 hora, es fácil de usar y de larga durabilidad, lo que facilitará que los buques cumplan con los estándares de descarga a su llegada a puerto [135].

1.5 Estudios de evaluaciones de riesgos de agua de lastre.

Los estudios de monitorización de especies exóticas aún no se realizan en todos los puertos internacionales y, por tanto, no existe una fuente de información a nivel global y actualizada de los puertos, pero si existen algunas iniciativas lideradas entre otras por el proyecto Globallast.

A continuación, se hará una breve descripción de algunas iniciativas realizadas en los últimos años sobre la de evaluación de riesgos de agua de lastre por diferentes países.

Australia es uno de los países que más preocupados están por la introducción de especies invasoras y en distintos puertos de su costa están desarrollando pautas de monitoreo para mantener registros actualizados de la distribución de NIS [136] Para evitar la introducción de especies exóticas por el tráfico marítimo que llega a sus puertos algunos puertos australianos requieren que los buques que arriban a ellos sean inspeccionados y tratados para detectar plagas marinas antes de que puedan llegar a otros destinos. El puerto de Darwin es un ejemplo de lo especialmente cuidadoso que es el gobierno federal con relación a la bioseguridad Estos requisitos están diseñados para reducir el riesgo de introducción de organismos acuáticos nocivos en el medio ambiente marino de Australia a través del agua de lastre de los buques.

Según marca la legislación australiana, una vez que se ha producido una detección de una especie que puede llegar a ser invasora se establece un máximo de 90 días para desarrollar un plan de acción frente a esa amenaza. Gracias a estas estrategias de detección temprana se han erradicado en etapas tempranas de invasión a especies como el mejillón *Mytilopsis sallei* en el puerto de Darwin [137].

Los buques que tengan intención de descargar agua de lastre de origen internacional deben presentar un Informe de agua de lastre a través del sistema de notificación de llegadas marítimas (Maritime Arrivals Reporting System [MARS] por sus siglas en inglés) al menos 12 horas antes de la llegada. El movimiento de agua de lastre de origen australiano entre puertos australianos está prohibido a menos que se haya gestionado, o que el departamento haya concedido una exención de bajo riesgo. Existe un departamento que puede realizar inspecciones de verificación del agua de lastre a bordo para evaluar la información sobre el mismo, incluidos los planos, los certificados y los registros del agua de lastre [138].

Nueva Zelanda junto con Australia fue uno de los líderes en la introducción de controles para gestionar los riesgos que plantean las especies marinas introducidas. Gracias a sus sistemas de bioseguridad terrestre y su condición de islas, redujo ciertas complicaciones a las que se enfrentan otras jurisdicciones. Pero sus comienzos no fueron fáciles, ya que planteaban directivas y procedimientos de evaluación de riesgos específicos para cada una de las especies. Se utilizaba para ello las características de cada especie y del entorno receptor para guiar el proceso de evaluación. Sin embargo, este enfoque suscitó algunos recelos en su momento por la falta de información disponible para respaldar las evaluaciones específicas de las especies, incluidas las especies que probablemente se transporten a Nueva Zelanda, como podía ser su establecimiento y las posibles consecuencias.

A falta de esta información, el Gobierno apoyó un planteamiento en el que suponía que todos los vertidos de lastre de los buques que entraban en Nueva Zelanda podían contener especies no deseadas, y en mayo de 1998, Nueva Zelanda fue uno de los primeros países en aplicar requisitos obligatorios para la gestión del agua de lastre que reflejaban las tres acciones de gestión: intercambio en medio del océano preferiblemente a 200 millas náuticas de tierra y en aguas de más de 200 m de profundidad, tratamiento a bordo o descarga en una instalación en tierra identificadas en las directrices de la OMI de 1991, sin ninguna disposición de exención basada en la evaluación de riesgos [139].

Un caso curioso es el del puerto de la región de Auckland, que gestiona más del 40 % de las mercancías importadas de Nueva Zelanda, que está en proceso de transición de un plan de gestión interregional al plan nacional y no dispone de un plan de gestión de plagas marinas. Varias regiones como la de Waikato han solicitado específicamente orientación sobre planes de gestión de epidemias [140]. Sin embargo, el segundo puerto del país que mueve más mercancías en dólares, el de Tauranga, tiene un plan de gestión de plagas marinas. También existen iniciativas como las del grupo Bioseguridad Marina del Sur, de ámbito regional, cuya intención es mejorar la gestión de la bioseguridad marina en la parte sur de la isla. En este equipo además de estar representantes del gobierno también trabajan el sector acuícola, los maoríes, empresas portuarias y otros agentes del sector [139]. En 11 puertos de Nueva Zelanda se implementan unas pruebas específicas de especies cada 6 meses para un mejor control de las posibles especies introducidas en dichos puertos [141].

Estados Unidos se ha inclinado cada vez más por la evaluación de riesgos en todos los asuntos normativos. Se calcula que en la historia de Estados Unidos se han introducido aproximadamente 50.000 especies exóticas invasoras, por tanto, los costes económicos de dichas introducciones son significativos. Uno de los primeros estudios estimó el coste general

de las especies invasoras para Estados Unidos como 120.000 billones de dólares anuales [18].

Algunas implementaciones como la orden ejecutiva 13112 sobre especies invasoras exigen dicha evaluación para la introducción de nuevas especies y la propagación de las poblaciones existentes [142]. En este país las evaluaciones de riesgos para regular las introducciones de especies no nativas se realizan entre las agencias federales, el Departamento de Agricultura, el Servicio de Pesca y Vida Silvestre y la Agencia de Protección Ambiental.

Los estadounidenses definen la evaluación del riesgo ecológico como un proceso que evalúa la probabilidad de que se produzcan efectos ecológicos adversos por la exposición a un "factor de estrés", que puede ser una sustancia química, una especie introducida o cualquier otra entidad que afecte al medio ambiente. Hay dos elementos principales en esta evaluación y son las características de la exposición y los efectos ecológicos. En el caso de las especies introducidas, las características de la exposición pueden ser difíciles de determinar, ya que pueden desplazarse o ser transportadas de forma imprevisible. Los efectos ecológicos pueden ser muy variables ya que las especies pueden afectarse unas a otras de muchas maneras, incluso indirectamente [143].

En el proceso genérico de evaluación del riesgo, los expertos estiman las probabilidades (bajas, medias o altas) de que una especie se disperse, sobreviva, se establezca inicialmente y se extienda, respectivamente, así como las consecuencias económicas, medioambientales y de percepción del establecimiento y la propagación [144]. La consecuencia total del establecimiento se define como el producto de las consecuencias económicas, ambientales y perceptivas, puntuadas de forma arbitraria pero coherente según una tabla. Por ejemplo, el producto de las consecuencias económicas altas, ambientales bajas y perceptivas bajas se puntúa como consecuencia total alta [142]. Sin embargo, han aparecido problemas en el uso de esas evaluaciones de riesgo genéricas, problemas que aún persisten [145].

Por otro lado, la evaluación del riesgo puede ser cualitativa o cuantitativa, pero el objetivo suele ser la cuantificación. Aparte de las conocidas preocupaciones sobre lo que realmente muestran los indicadores ecológicos, a menudo hay tiempos de espera, a veces de décadas para la propagación. Incluso hay llegadas que permanecen restringidas en su área de distribución y tienen un impacto limitado en el ecosistema invadido. Pero tras alguna modificación del ecosistema se extiende, a menudo de forma dramática, y genera un problema medioambiental importante [146]. Algunos de estos cambios bruscos pueden estar relacionados con un cambio evolutivo, como la adaptación a un nuevo entorno o la adquisición de un nuevo huésped [33].

El convenio BWM habla de la evaluación de riesgos a efectos de la regla A-4 en la regla D7, y se ordena dentro de la resolución MEPC 162 (56) [147] para los estados adscritos. En 2017 esta resolución es sustituida por la MEPC 289(71) [148] y en ella se establece unos principios de toda evaluación de riesgos en la que se determina que ha de estar sustentada por una base científica sólida, debe de ser eficiente, transparente, uniforme, exhaustiva, no existe el riesgo cero, debe de ser precavida, y tiene que tener un fin de mejora continua. Esta directiva se centra en tres métodos de evaluación de riesgos para que los estados miembros puedan determinar si están en una situación de alto riesgo inaceptable o en bajo riesgo aceptable con relación a especies marinas que puedan llegar a ser especies exóticas invasoras en sus aguas.

En esta directiva se define un término muy importante dentro de la valoración de especies, que se utilizará más adelante en este trabajo, que es la definición de especie criptogénica "aquellas especies de origen desconocido, es decir, de la que no puede demostrarse si es autóctona de una región o ha sido introducida en ella".

Los métodos de evaluación de riesgos se pueden dividir en tres. Evaluación de riesgos mediante la comparación ambiental; riesgos biogeográficos de las especies a estudio y, por último, los riesgos específicos de la especie. Estos tres métodos se podrán desarrollar individualmente o combinados entre si dependiendo del alcance de la evaluación que se desee realizar.

La evaluación de riesgos mediante comparación ambiental tiene como base el estudio de las condiciones del puerto de origen, en este caso, del agua de lastre y el puerto de descarga o sus cercanías. Los parámetros a comparar serían entre otros, la salinidad, la temperatura y los nutrientes entre ambos puntos geográficos. Cuanta más similitud exista entre ambas situaciones más probabilidad de que una especie que sea transportada accidentalmente en los tanques de lastre de un buque pueda llegar a sobrevivir en destino. En caso de que estas condiciones sean muy dispares se podrá suponer que existe menos probabilidad de que esta especie sobreviva y se reproduzca.

Se han de tener en cuenta aquellas especies que tengan facilidad para tolerar cambios ambientales como pueden ser las especies euritérmicas, especies que toleran una amplia variación de temperatura, o eurihalinas, especies que soportan una amplia variación de salinidad. También existen especies como las especies anádromas por ejemplo la lamprea de mar *lamprea petromyzon marinus*; las especies catádromas como por ejemplo el cangrejo chino *eriocheir sinensis* que pueden vivir dependiendo en el ciclo de vida en el que estén en

agua dulce o en agua salada, por lo que se debe de focalizar la evaluación de riesgos también en este tipo de especies.

La evaluación de riesgos biogeográficos de las especies se fundamenta en la comparación de la distribución de especies no autóctonas, las criptogénicas y las autóctonas que son perjudiciales para el ser humano o la economía de una zona y están presentes en la región de origen y en la de destino. Si existe una similitud de ambientes entre puertos de salida y llegada del agua de lastre existirá una coincidencia de especies y puede ser utilizada para identificar posibles especies invasoras de alto riesgo. La especie autóctona de la región biogeográfica de origen que ha conseguido invadir otras regiones similares, pero que no está todavía presente en la región de recepción, podría considerarse especie invasora con alto riesgo para el puerto de destino. Otro punto a tener en cuenta es que si una zona de origen es una fuente importante de invasoras puede ser un punto de partida de invasiones hacia otras zonas mediante el agua de lastre.

La evaluación de riesgos específicos de una especie se centra en la utilización de la información sobre el ciclo biológico de dicha especie y las tolerancias fisiológicas para calcular la probabilidad de supervivencia o si puede terminar su ciclo biológico en el puerto receptor una vez transladado por agua de lastre. Por ello se comparan las características de la especie a estudio con las condiciones de la zona en la que se vierta el agua. Esta evaluación se realizará para aquellas especies que pueden llegar a ser un problema de salud, ambiental o de recursos para el puerto receptor. A esta especie se le llama especie combatida, y deben de ser acordadas con los estados interesados [148].

Para ello, se identifican en primer lugar, todas las especies presentes en el puerto de origen incluidas las criptogénicas pero que no están en el puerto de destino. Para que la evaluación sea correcta se han de escoger aquellas especies combatidas que tengan capacidad para invadir una zona y a la vez que resulten perjudiciales para ella. Se ha de poder demostrar que los efectos para el medio, la salud y los recursos son negativos y que estos tienen relación con el agua de lastre como vector. Es importante recordar que una especie puede ser perjudicial en algunos ambientes, pero en otros no y viceversa.

La problemática surge cuando faltan datos de las especies a investigar. Por ello, es importante tener la premisa de disminuir la incertidumbre analizando las máximas especies posibles y si se tiene dudas si es peligrosa o no se deberá de suponer que si para disminuir el riesgo. Si una especie peligrosa ya está introducida en el puerto de destino quizás se pueda eliminar del listado a no ser que esté bajo una vigilancia activa. Una continua introducción de aguas que puedan contener este tipo de especie puede dar como consecuencia una expansión más

rápida. Por este motivo, se ha de tener en cuenta la posible extensión y dirección de propagación de las especies.

También se puede evaluar la probabilidad de supervivencia de la especie combatida teniendo en cuenta todo el proceso. Se evaluará la posibilidad de que una especie pueda entrar en el agua de lastre durante las operaciones de lastrado, si dicha especie puede sobrevivir durante el viaje, esta especie una vez descargada en el puerto de destino puede sobrevivir y llegar a reproducirse e incluso establecerse en la zona.

Para determinar si el método está funcionando y es suficientemente sólido se podría realizar una prueba donde se analizase la probabilidad de una especie ya introducida en el puerto de destino. Si esta especie es predicha, el método funciona, si no fuese así se debería de volver a analizar para ver en donde se han subestimado los riegos en la evaluación.

A día de hoy desarrollar estrategias de prevención de la introducción de especies en los puertos implica que los métodos de control sean mucho más estrictos y una mayor inversión por parte de los estados [149].

En esta tesis se realiza una evaluación riesgos de especies marinas que puedan llegar a ser especies exóticas invasoras en el puerto de Gijón teniendo en cuenta el riesgo mediante la comparación ambiental; riesgo biogeográfico de las especies a estudio y, por último, los riesgos específicos de cada especie que se considera peligrosa para la zona y que tengan como vector de transporte el agua de lastre. Se analiza el tráfico marítimo de dicho puerto en el periodo 2004-2017 teniendo en cuenta el tipo de barco, operación, número de estancias en el puerto de Gijón (el Musel) y su tamaño. Posteriormente, se comparan las especies que tienen mayor probabilidad de llegar y sobrevivir mediante estas evaluaciones con las ya encontradas y reportadas en distintos artículos científicos de prestigio internacional. Por último, se comprueba si el método de detección es eficaz teniendo en cuenta todos estos parámetros. Con este procedimiento se pretenden analizar los datos que el puerto debería de tener con anterioridad a la llegada de un buque a sus aguas y estandarizar el procedimiento para poder trasladarlo a otros puertos e intentar atajar la llegada de especies marinas perjudiciales tanto para la salud, como la economía y el medio.

2. Objetivos de la tesis

"La ciencia es bella cuando ofrece explicaciones sencillas de los fenómenos o establece conexiones entre distintas observaciones"

Stephen Hawking

Objetivo General.

El objetivo general de esta tesis es determinar el riesgo de introducir especies invasoras por agua de lastre en función del tráfico marítimo internacional que tiene el puerto de Gijón.

Objetivos Específicos.

Para el logro de este objetivo general se plantearon los siguientes objetivos específicos:

1. Analizar el tráfico marítimo de cada uno de los muelles durante el periodo 2004-2017 y determinar los países y los puertos que generan más riesgos de introducción de especies exóticas, que puedan llegar a ser invasoras, en el puerto de Gijón.
2. Identificar las especies invasoras que podrían haber llegado al puerto el Musel en el agua de lastre utilizando bases de datos biológicas reconocidas internacionalmente.
3. Estudiar las condiciones ambientales (temperatura y salinidad) del puerto de Gijón durante el periodo de estudio para determinar la supervivencia de las posibles especies introducidas mediante agua de lastre.
4. Realizar un mapa de riesgos de invasión biológica basado en el tráfico marítimo que llega al puerto de Gijón, teniendo en cuenta parámetros como la cantidad de veces que llegue un buque al puerto a cargar, su tamaño, y la frecuencia en el tiempo.
5. Evaluar si las especies predichas por las bases de datos biológicas están presentes en el puerto.
6. Contribuir a divulgar la concienciación y el conocimiento de la contaminación que se genera en los mares por el agua de lastre.

3 . Metodología

“No aprendemos de la experiencia, sino reflexionando sobre ella”.

John Dewey

En este estudio se ha realizado una evaluación de riesgos basada en el modelo desarrollado por el Programa Globallast pero tomando de ejemplo el puerto de Gijón. Este es uno de los principales puertos marítimos del Arco Atlántico y es el puerto líder en el movimiento de graneles sólidos de España.

Las cargas como el petróleo crudo, mineral de hierro, carbón y cereales, son transportadas en grandes cantidades generalmente en buques tanque y graneleros. Dichos buques normalmente cargan o descargan toda la mercancía en un puerto único. A pesar de que pueden llevar grandes volúmenes de agua de lastre, este es probable que proceda de un puerto de origen único, lo que simplifica el proceso de determinar el riesgo que se plantea.

En contrapartida, los buques que transportan carga general y contenedores tienden a detenerse en numerosos puertos durante el viaje para realizar carga o descarga parcial en cada uno de ellos. Como resultado, aunque el volumen de agua de lastre es más bajo, la composición de especies que pueden ser transportadas por este vector es probable que sea mucho más compleja, haciendo el proceso de evaluación de riesgos más complicado.

Este estudio se basa en el principio de que cuanto mayor es la frecuencia, volumen de agua de lastre proveniente de un determinado lugar, la similitud ambiental entre los puertos de origen y de destino y la cantidad de especies de riesgo en la región del puerto donante, mayores son los riesgos representados en el área o puerto de descarga del agua de lastre, en este caso el puerto de Gijón.

En la Figura 9 se puede ver un esquema de la metodología que se ha utilizado para la realización de esta tesis. Se analizaron las estadísticas del tráfico marítimo obtenidas de la web del Ministerio de Transporte para determinar la importancia del puerto del Musel. La Autoridad Portuaria de Gijón proporcionó al grupo de investigadores dos bases de datos distintas, una de enero a diciembre de 2004 y otra de enero de 2015 a septiembre de 2017 que fue necesario unificar. Se realizaron gráficas por muelles de los países que generan más riesgo por agua de lastre. Se utilizó la base de datos GISD para determinar las especies que pudieron llegar al puerto de Gijón según su origen y clasificadas por su taxón. Se empleó la base de datos WORMS para detectar las que no fue posible hallar según el puerto de procedencia, así como también se comprobó el nombre científico de estas. Se empleó la base de datos OBIS para determinar la salinidad y temperatura óptimas para su supervivencia. Se realizó un mapa de riesgos contrastando el tráfico marítimo, las posibles especies que se estima que pudieron llegar en agua de lastre según su procedencia, las características de supervivencia de cada una de ellas y la salinidad y temperatura de las de las aguas próximas

al puerto del Musel. Por último, se contrastaron estas con las especies encontradas y reportadas en estudios científicos del puerto.

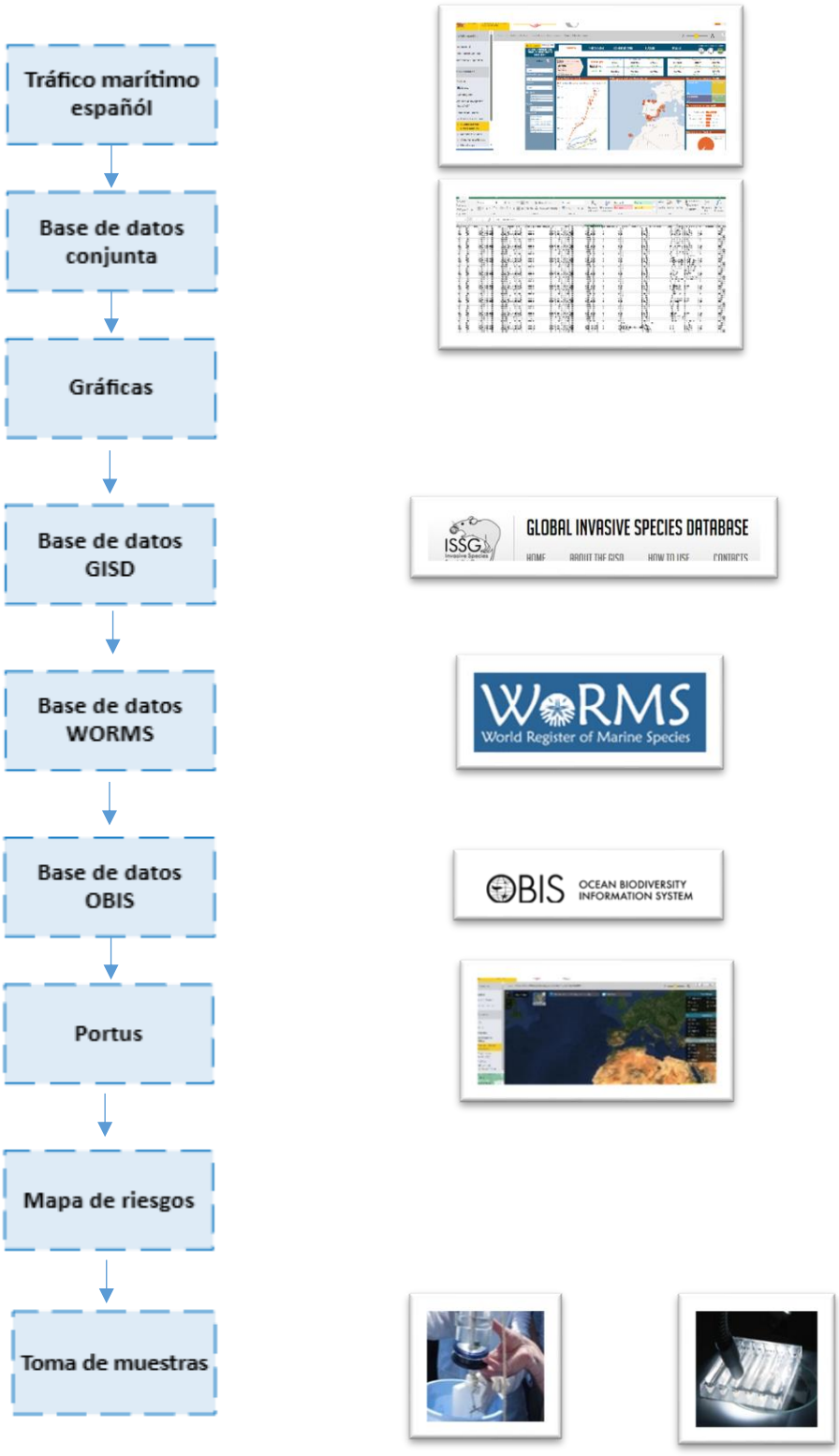


Figura 9: Esquema de la metodología utilizada en este estudio. Fuente: Elaboración propia.:

3.1 Área de estudio.

El área en el que se ha realizado este estudio es el Puerto de Gijón, también conocido por El Musel. Situado en la costa cantábrica (43º33,5'N; 005º41,9' W). Este Puerto, cuenta con 7.000 metros lineales de atraque distribuidos en sus 415 hectáreas y diferentes terminales en función de la carga (graneles sólidos, graneles líquidos, contenedores, cemento, productos de acero, pesca, etc.) [150]. En general, en el Puerto de Gijón el principal movimiento de mercancías de carga es entre otros arenón, caliza, cemento o clinquer y railes.

La Autoridad Portuaria de Gijón, de ahora en adelante APG, en los últimos años ha intentado convertir el Musel en un puerto con importante carga de innovación. Una de sus apuestas más fuertes ha sido el desarrollo sostenible, para conseguir ser un referente ambiental a nivel tanto nacional como europeo. Para mejorar la competitividad en el sector ha desarrollado una estrategia en base a los estándares de la Norma Internacional ISO 14001, norma sobre gestión ambiental de mayor reconocimiento en todo el mundo. Este sistema permite a la APG identificar los impactos ambientales más significativos y actuar sobre ellos para mejorar la gestión [150].

Los ejes en los que se mueve la política ambiental en este puerto son cuatro. Calidad del aire, calidad del agua y sedimentos, calidad acústica y, por último, el ruido. Con relación a la calidad del agua y sus sedientos, el plan de sostenibilidad controla los parámetros biológicos entre otros criterios. Para ello, el puerto establece 6 puntos de seguimiento de macroinvertebrados y de macroalgas. Los controles de macroalgas se realizan cada seis meses y se basa en el índice CFR, acrónimo de Calidad de Fondos Rocosos. Este índice está compuesto por tres indicadores relativos a las características de las comunidades de macroalgas como son la cobertura de estas, la fracción de oportunistas y la riqueza de poblaciones de macroalgas características. A partir del valor obtenido se determina el EQR, acrónimo de Ratio de Calidad Ecológica.

El control de los invertebrados bentónicos se realiza anualmente y se basa en el índice de calidad AMBI.y M-AMBI. El primero de ellos, tiene como fin el establecimiento de la calidad ecológica de los bentos, especies que habitan en el fondo del mar de los ecosistemas acuáticos. Para ello, tiene en cuenta la abundancia de las especies presentes en el mismo. Por otro lado, el índice M-AMBI constituye una variante del índice AMBI, que incluye datos sobre la diversidad y riqueza de las especies que están en el fondo marino. Por último, los valores se comparan al igual que en el caso de las macroalgas con el EQR. El resultado de la evaluación de la calidad de las masas de agua de cada año es publicado en la plataforma de la APG.

Observando la necesidad de un estudio sobre la evaluación de riesgos relacionado con el tráfico marítimo para la realización de una detección precoz de las posibles especies que puedan haber sido transportadas por agua de lastre y vertidas a las aguas del puerto de Gijón, surge una colaboración de la Universidad con el puerto mediante el proyecto de investigación BLUEPORTS, Estrategias científicas y educativas para una actividad portuaria sostenible ante invasiones Biológicas (CGL22016-79209-R). Dicho proyecto del plan nacional de I+D+I ha sido financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad de España. En él, han participado varios investigadores de la Universidad de Oviedo de los Departamentos de Biología Funcional, de Ciencias de la Educación y de Ciencia y Tecnología Náutica, que además han contado con el apoyo de la Autoridad Portuaria de Gijón y la Fundación Municipal de Cultura, Educación y Universidad Popular a través del programa “Gijón conciencia”.

3.2 Tráfico marítimo del puerto de Gijón.

El puerto del Musel es uno de los puertos de España que mueve más mercancías sólidas. En esta parte del trabajo se va a analizar la relevancia de este puerto y cuál es el flujo de materiales en él. Para conocer el volumen de mercancías que se mueven en toda España y ver el interés de este estudio por el tráfico de mercancías que genera el puerto de Gijón, se utilizan los datos facilitados por Puertos del Estado en su página https://www.puertos.es/ [151]. Este enlace ofrece estadísticas de los puertos de mayor relevancia de tráfico de buques mercantes en el territorio español. Para obtener la información necesaria, se utiliza el apartado de estadísticas del tráfico y dentro de él se escogen las memorias mensuales.

Estas memorias, realizadas por el departamento de estadísticas del Ministerio de Fomento, se presentan en dos formatos Excel y pdf, en este caso se utilizarán las bases de datos Excel. En ellas, los datos se distribuyen en diferentes pestañas para una mejor visualización. En la primera de ellas, aparecen los datos generales del tráfico portuario en todo el territorio español y en las pestañas posteriores se puede obtener información sobre el tráfico portuario, graneles líquidos, sólidos, mercancía general, mercancías en contenedores, ro-ro y pasaje. También indicará el número de buques mercantes que han pasado por los diferentes puertos tanto en unidades de arqueo bruto como en unidades y datos sobre pesqueros y tráfico interior.

Todos estos datos son presentados por el gobierno siempre con una comparativa de los datos del mismo mes del año anterior, y los datos acumulados desde enero. Estos incluyen los movimientos de cargas, descargas, tránsitos y transbordos en los puertos a estudio. Los puertos son presentados en orden alfabético y también se reflejan gráficas que comparan los dos años.

Para este estudio se escogen las memorias de los meses de diciembre de 2005 a 2017, ya que el año 2004 no aparece reflejado. Pero la evolución de estos doce años puede dar una visión global real de la importancia del puerto. Por otro lado, se utilizan los datos de los meses de diciembre ya que en ellos aparecen tanto la información del mes como el acumulado de todo el año. Con todo ello se obtiene el cómputo total de movimiento de las mercancías en puertos como Barcelona, Valencia, A Coruña, Las Palmas, Gijón, etc.

En este caso, se realizan tablas con los datos de las diferentes mercancías y puertos de un año, se filtran los puertos de mayor a menor y se realizan las gráficas de estos con la aplicación Excel. En la Figura 10 se puede ver una secuencia del procedimiento seguido para la obtención de los datos de los diferentes puertos y un ejemplo de los valores para 2017 de mercancías sólidas para el puerto de Gijón.

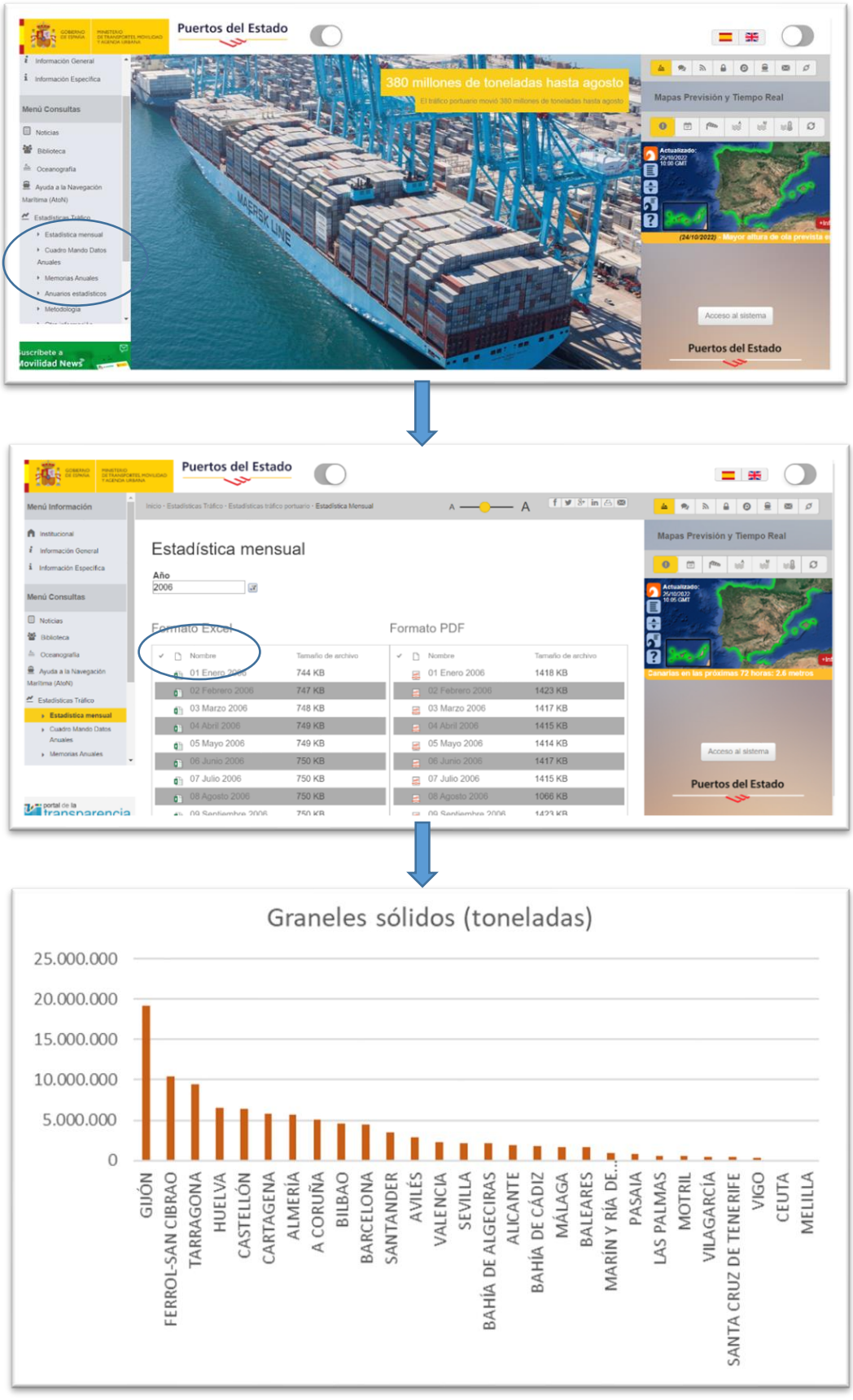


Figura 10: Secuencia del procedimiento seguido para la obtención de los datos de los diferentes puertos.

3.3 Base de datos generada para la toma de información de los buques.

La APG proporcionó dos bases de datos en las que se recogen los datos del tráfico portuario desde el 2004 al 2017. Una desde enero del 2004 hasta diciembre de 2014 y otra desde enero de 2015 hasta septiembre de 2017. La primera base de datos recoge datos distribuidos en casi 60.000 filas y 19 comunas mientras que la segunda base de datos recoge datos en unas 30.000 filas y 29 columnas. Esta información se puede consultar en línea y de manera resumida en la página de puertos del estado español y en ella se pueden encontrar las Estadísticas de Tráfico con datos de todos los buques que visitaron puertos españoles desde 1962 [151].

Estas dos bases de datos tenían diferente formato, ya que en el transcurso del periodo a estudio el puerto decidió modificar la información a recabar. Los datos más relevantes que existían en las dos se recogieron para crear una sola. Se eligieron la hora de entrada y salida de puerto; el lugar de atraque; el tipo de buque y de carga; el origen de la carga; el puerto anterior; el puerto de destino; el tonelaje del buque y los calados.

Para recabar todos los datos se ha utilizado el programa de Microsoft Excel. En este se ha volcado toda la información facilitada por la APG. Se ha dividido en pestañas para mejorar su operatividad. En una pestaña principal, llamada “Escalas Gijón”, se han introducido todos los datos y de ella nutren las pestañas que se han utilizado para cada muelle como se muestra en la Imagen 16.

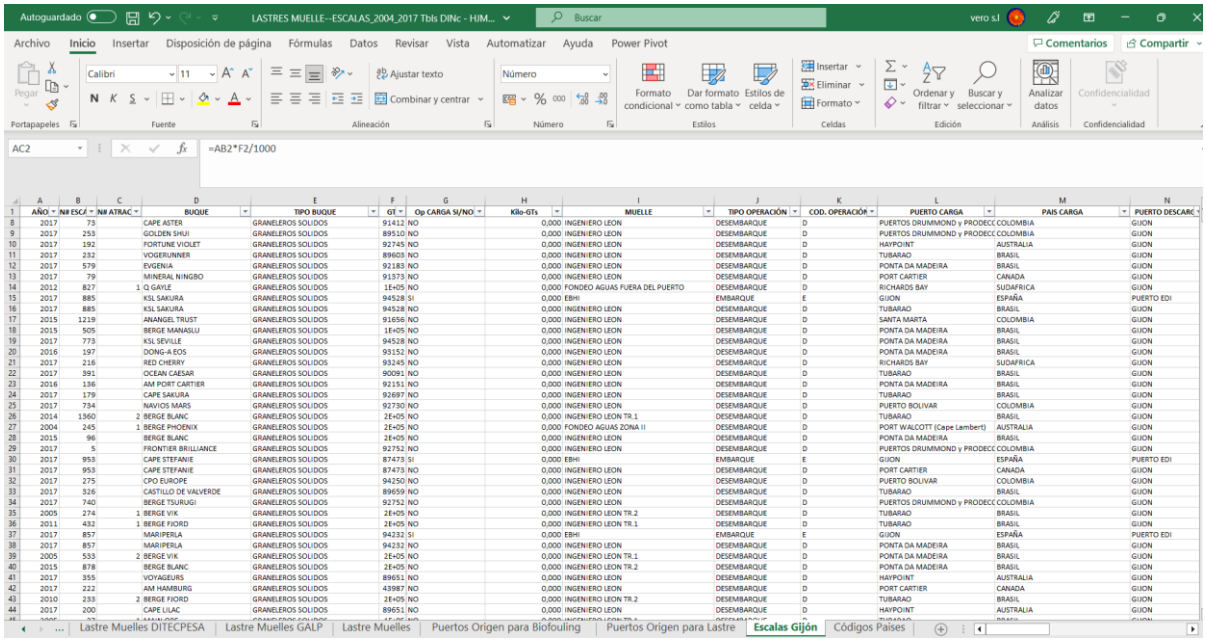


Imagen 16: Base de datos con toda la información de la APG. Fuente: Elaboración propia.

En los apartados dedicados a cada muelle se pueden ver los barcos que han atracado en ellos durante el periodo 2004-2017. Se ha generado un gráfico dinámico para cada muelle con algunos datos de los que se dispone como el Puerto de procedencia, el tipo de operación que ha realizado o el tonelaje bruto. Normalmente serán multiplicados por 10^3, ya que es frecuente que las cantidades sean elevadas. Esta cantidad está representada por el tipo de buque que normalmente atraca en cada muelle. A falta de la información sobre el volumen de los residuos biológicos transportados por los buques, se utilizó el tonelaje bruto (GT) como aproximación: cuanto mayor sea el GT más capacidad de agua de lastre tendrá y, por lo tanto, más especies exóticas que pueden llegar a ser invasoras transportará. El término GT (tonelaje bruto) es una medida adimensional, que indica el volumen de todos los espacios internos del buque y se utiliza normalmente como medio para clasificar los buques comerciales, especialmente los utilizados para el transporte marítimo (Figura 11).

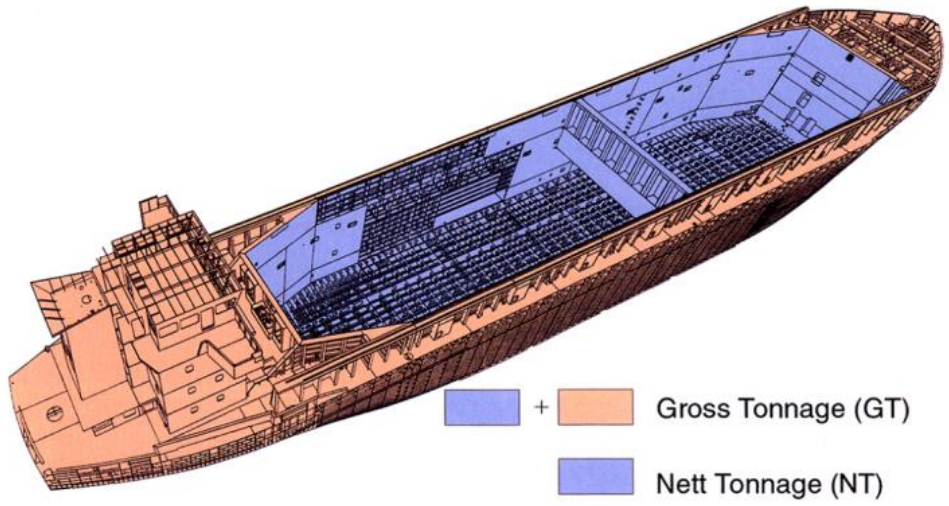


Figura 11: Explicación gráfica del término GT. Fuente: Seacareer.com

Para el agua de lastre, se tendrán en cuenta solo los buques que vayan a cargar, que carguen o estén en tránsito, o que hagan avituallamiento en cada muelle. En el gráfico dinámico se realizará un filtrado de estas operaciones y serán representadas de la siguiente manera:

- Avituallamiento – A
- Embarque – E
- Transito – Embarque – TE

También se hará referencia al último puerto de origen con las iniciales del puerto según la norma ISO 3166 [152]. El objetivo de esta norma es definir los códigos de letras y/o números reconocidos internacionalmente que se utilizan para referirse a los países y sus subdivisiones. El uso de estos códigos ahorra tiempo y evita errores, ya que en lugar de utilizar el nombre

de un país (que cambiará según el idioma que se utilice), se utiliza una combinación de letras y/o números que se entienden en todo el mundo.

En la Tabla 5, se reflejan todos los países de origen de los buques que llegan al Musel y su código, en este caso de letras. En la elaboración de la tesis se han tenido que modificar algunos datos introducidos en la base de datos como es el caso del puerto de Gibraltar, ya que muchas veces era introducido como dato también de país y Gibraltar pertenece a Reino Unido.

Tabla 5 : Código de países según la ISO 3166.

PAÍS	CÓDIGO	PAÍS	CÓDIGO
ALEMANIA	DE	IRLANDA	IE
ANGOLA	AO	ISLANDIA	IS
ARABIA SAUDITA	SA	ITALIA	IT
ARGELIA	DZ	LETONIA	LV
BELGICA	BE	INDIA	IN
BENIN	BJ	LIBERIA	LR
BRASIL	BR	LIBIA	LY
BULGARIA	BG	LITUANIA	LT
CABO VERDE	CV	MARRUECOS	MA
CANADA	CA	MAURITANIA	MR
COLOMBIA	CO	MEXICO	MX
CONGO	CG	NAMIBIA	NA
COSTA DE MARFIL	CI	NIGERIA	NG
CROACIA	HR	NORUEGA	NO
CUBA	CU	POLONIA	PL
DINAMARCA	DK	PORTUGAL	PT
EEUU	US	REPUBLICA DOMINICANA	DO
EGIPTO	EG	REINO UNIDO	UK
ESPAÑA	ES	REPUBLICA DEMOCRATICA	CG
ESTONIA	EE	DEL CONGO	
FINLANDIA	FI	RUSIA	RU
FRANCIA	FR	SENEGAL	SN
GHANA	GH	TUNEZ	BO
GRECIA	GR	TURQUIA	TR
GUINEA ECUATORIAL	GQ	UCRANIA	UA
HOLANDA	HO	VENEZUELA	VE

Por otro lado, la enumeración y nombre de los muelles de la base de datos final se ha modificado posteriormente para una mejor operatividad ya que existían diferentes zonas del puerto que estaban nombradas de varias maneras. Por ello, se determina un solo nombre para cada zona. Al principio, existían 47 zonas y con la agrupación realizada teniendo en cuenta zona y tipo de carga se quedan en un total de 20 muelles. A continuación, en la Tabla 6 se puede observar la distribución inicial y final de los muelles con el tipo de carga que llegan a estos y un número de referencia de cada uno de ellos que se representan en la Imagen 17.

Tabla 6 : Distribución inicial y final de los muelles.

Nombre de los muelles en la base de datos	**Agrupación de muelles**	**Nº ref Base datos**	**Tipo de carga**
Muelle Norte	Muelle norte	36	Carga General
Contradique Príncipe De Asturias	Contradique Príncipe de Asturias	3	Gasero
EBHI	Ingeniero Marcelino León	4	Granelero
Ingeniero León		18	
Ingeniero León Tramo1		19	
Ingeniero León Tr.2		20	
Ingeniero Olano Tramo 1	Ingeniero Olano Tramo 1 y 2	23	Carga General
Muelle Norte Tramo 1		37	
Ingeniero Olano		22	
Ingeniero Olano Tramo 2		24	
Muelle Norte Tramo 2		38	
Ingeniero Olano Terminal Butano	Ingeniero Olano Terminal Butano	17	Tanque
Ribera 1ª Alineación	Ribera 1ª Alineación	41	Carga General
Ribera 2ª Alineación	Ribera 2ª Alineación	42	Cementero
Espigón I Norte	Espigón I Norte	5	Carga General
Espigón I Norte Tramo 2		6	
Espigón I Sur	Espigón I Sur	7	Carga General
Espigón I Sur Tramo1		8	
Espigón I Sur Tr.2		9	
5ª Alineación	Ribera 5ª Alineación	1	Quimiquero
5ª Alineación Terminal Proas		2	Quimiquero
Marítima 5ª Alineación		35	Carga General
Espigón II Norte	Espigón II Norte	10	Carga General
Espigón II Norte Tramo 2		13	
Espigón II Norte Silos Tudela Veguín		11	
Espigón II Norte Tramo 1		12	
Espigón II Sur Tramo 1	Espigón II Sur	15	Carga General
Espigón II Sur Tramo 2		16	Carga General
Espigón II Sur Terminal Ditecpesa		14	Tanque
Terminal Ditecpesa		46	Tanque
Pantalán Norte	Pantalán Norte	39	Tanque
Pantalán Sur	Pantalán Sur	40	Quimiquero
La Osa 7ª Alineación Terminal CLH	La Osa 7ª Alineación Petroleros	26	Tanque
La Osa 7ª Alineación Terminal Galp		27	
La Osa 7ª Alineación Terminal PetroAstur		28	
Terminal Galp		47	
Terminal C.L.H.		43	
La Osa 7ª Alineación	La Osa 7ª Alineación Portacontenedores	25	Portacontenedores
La Osa 7ª Alineación Terminal T.C.G.		29	Portacontenedores
Terminal Contenedores		45	Portacontenedores
La Osa 7ª Alineación Tramo 2		30	Crucero
La Osa 7ª Alineación Tramo 3		31	Carga General
La Osa 8ª Alineación	La Osa 8ª Alineación	32	Carga General
La Osa 9ª Alineación	La Osa 9ª Alineación	33	Carga General
La Osa Rampa Ro/Ro	La Osa Rampa Ro/Ro	34	Carga rodada (RO/RO)
Ingeniero Moliner	Ingeniero Moliner	21	Carga General
Terminal Ceferino Ballesteros En Muelle Moliner		44	Granelero

Imagen 17: Referencia de los muelles geoposicionados con la aplicación Google maps.

El Gráfico 1, es un ejemplo de un gráfico dinámico generado para el muelle Ingeniero Moliner. En él se puede observar que es un atraque normalmente de buques de carga general. En el eje horizontal se pueden apreciar que en este muelle atracan barcos procedentes de un total de 16 países como Marruecos, Bélgica, Colombia, España, Francia, etc. Destacan los puertos de España como puertos de origen de los buques. Las operaciones que más se realizan en él son operaciones de embarque, aunque también se realizan operaciones de tránsito y embarque y en menor medida operaciones de avituallamiento. Para una mejor visualización del gráfico se mostrarán solo los puertos de los países que más riesgo generen en cada muelle.

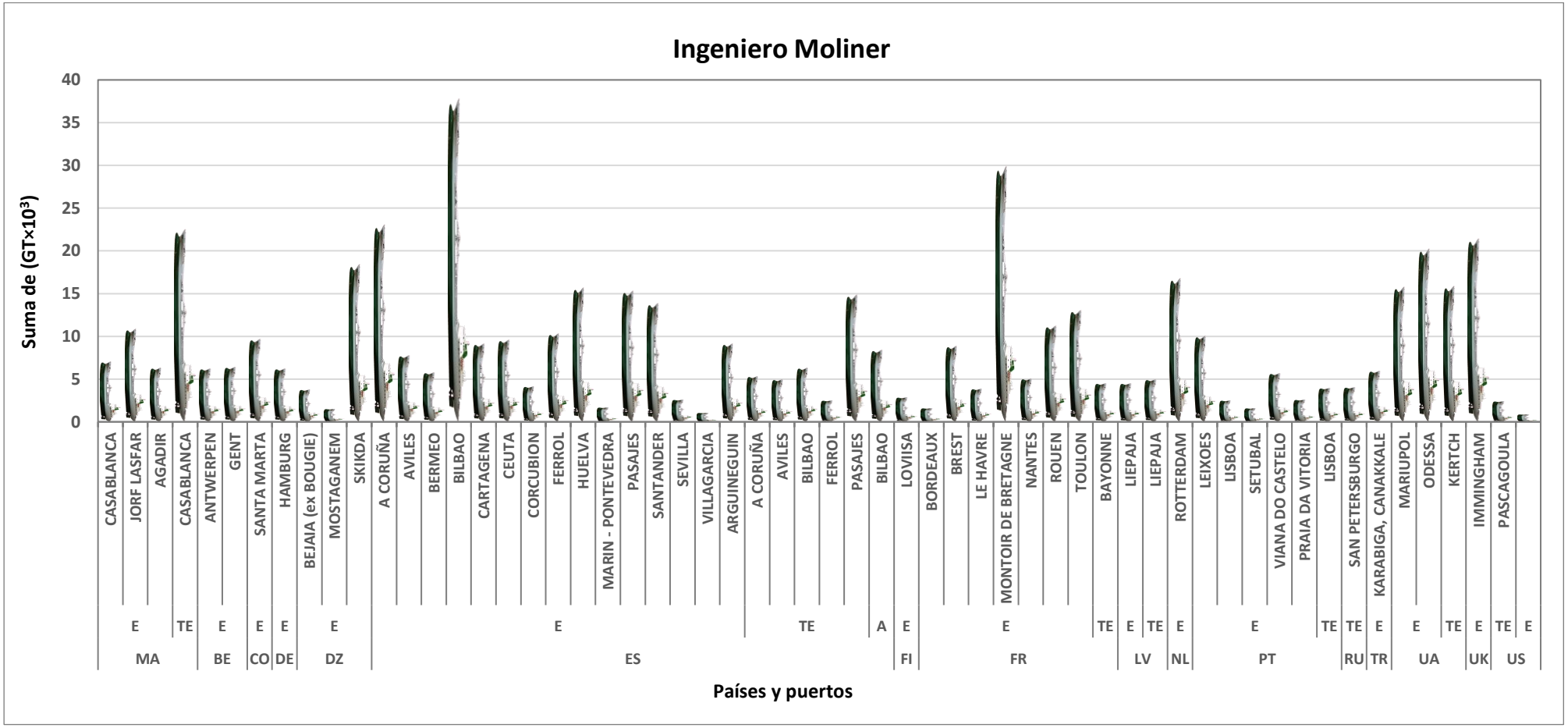


Gráfico 1: Ejemplo de gráfico dinámico para el muelle Ingeniero Moliner.

3.4 Bases de datos para la comprobación de la existencia de especies exóticas invasoras en los puertos de origen.

Una vez que se ha confeccionado la base de datos con todos los buques que llegaron al puerto de Gijón y los muelles en los que atracaron, se determinan los puertos de origen. A continuación, se hace una búsqueda con las bases de datos biológicas para encontrar las especies que pueden haber viajado en el agua de lastre de los buques. En esta fase se tendrán en cuenta todos los puertos y no se discriminará ninguna especie, aunque no haya similitud entre la salinidad y la temperatura del puerto de origen y el de destino.

3.4.1 Global Invasive Species Database, GISD.

La primera base de datos que se ha utilizado es GISD, acrónimo de Global Invasive Species Database. Con ella se encontrarán las especies invasoras o nativas en los puertos de origen y que puedan ser transportadas por agua de lastre hasta el puerto de Gijón. Esta base no es exclusiva del medio marino, sino que también se pueden obtener datos de especies terrestres.

Se ha escogido esta base de datos por ser gratuita, fácil de utilizar y porque se puede consultar en línea. Su objetivo principal es aumentar la concienciación pública sobre las especies invasoras. Por otro lado, intenta facilitar la prevención y gestión de dichas especies mediante la difusión de los conocimientos y la experiencia de los investigadores al público mundial. Se centra en las especies exóticas invasoras que amenazan la biodiversidad autóctona y los espacios naturales y abarca todos los grupos taxonómicos, desde los microorganismos hasta los animales y las plantas.

Está gestionada por el grupo de especialistas en especies invasoras, (Invasive Species Specialist Group [ISSG] por sus siglas en inglés], de la comisión de supervivencia de especies de la unión internacional para la conservación de la naturaleza, cuyo acrónimo en inglés es UICN. Esta base fue desarrollada entre 1998 y 2000 como parte de una iniciativa global sobre especies invasoras liderada por el antiguo programa global de especies invasoras (Global Invasive Species [GISP] por su acrónimo en inglés). Y entre 2004 y 2005 fue actualizada para mejorar como se presentan los datos y la función de búsqueda y descarga de la información.

A continuación, en la Imagen 18 se puede observar la imagen de inicio de la base de datos GISD antes de realizar una búsqueda.

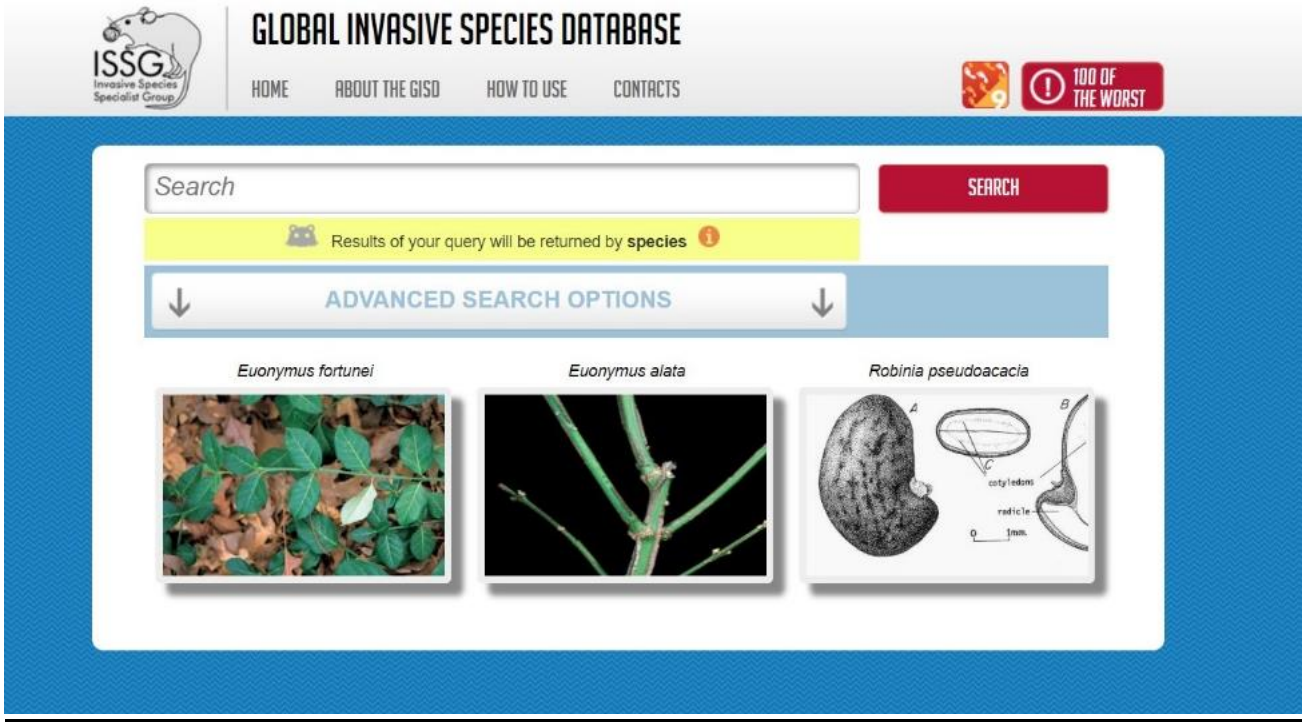


Imagen 18: Página de inicio de la base de datos GISD.

Para realizar la búsqueda de las especies se analiza muelle a muelle, determinando los puertos de origen de los buques que atracan en él. Estos puertos serán introducidos en el GISD para determinar las posibles especies que puedan haber sido transportadas.

Se deberán de escoger opciones de búsqueda avanzada y se introducen una serie de filtros. El procedimiento será el siguiente:

El primer requisito que permite seleccionar la base de datos es la taxonomía. Dentro de esta primera opción de búsqueda, se deberá de elegir entre animales, bacterias, cromista, hongos, plantas, protista y virus. Para este estudio, en la búsqueda se descartan los hongos y los virus por ser poco probable que puedan llegar a ser transportados en agua de lastre.

El segundo requisito que se ha de escoger es la localización. Se podrá optar por una o varias regiones, océanos y mares, función multipaís y otros. En este estudio se ha escogido la zona más cercana al puerto de procedencia del buque. En los casos en los que no existía la posibilidad de elegir el puerto se ha acotado la zona más cercana a dicho punto.

El tercer requisito es el sistema, entendiendo como tal:

- Agua dulce.
- Marina.
- Terrestre.
- Salobres.
- Marina / agua dulce / salobre.
- Terrestre / agua dulce / marina.
- Marino / terrestre, agua dulce / terrestre.

En este caso, se ha seleccionado marina y marina / agua dulce / salobre ya que existen muchos puertos que están en la desembocadura de los ríos o incluso dentro de ellos

El último dato a determinar sería el medio de transporte de la especie o pathway. La base de datos permite distinguir entre contenedores, equipamientos del barco, gente y su equipaje, agua de lastre, incrustaciones, vehículos, otro tipo de transporte, equipos de acuicultura o material empaquetado, y otras subclases indefinidas. En este caso, se ha marcó como único vector de transporte el agua de lastre.

A continuación, en la Figura 12, se pueden ver los parámetros utilizados en la base de datos GISD para este estudio.

Figura 12: Parámetros utilizados en la base de datos GISD para este estudio. Fuente: Elaboración propia.

Una vez aplicados dichos filtros, se obtiene un enlace a la o las especies encontradas por el sistema. En este se obtendrá una información general de la especie, su distribución, si es nativa de la zona o es especie exótica invasora. En esta base de datos el término que se utiliza es alien. También, se aportará el impacto que tiene la especie, las zonas afectadas, estudios económicos de dicho impacto si los hubiese, y métodos o estudios para intentar controlar su propagación. Por último, la bibliografía existente de la especie.

Todas las especies encontradas en cada puerto, así como la información relevante son recogidas en un Excel separadas por pestañas para cada muelle para una gestión más eficaz. Se representan en un cuadro los países de procedencia de los buques, las especies encontradas, el reino animal, y si son nativas o NIS de la región de origen.

En la Figura 13 se representa una secuencia de búsqueda para el muelle Ingeniero Olano. Entre la lista de puertos de origen para este muelle se escoge el puerto de Antwerpen, en Bélgica como ejemplo.

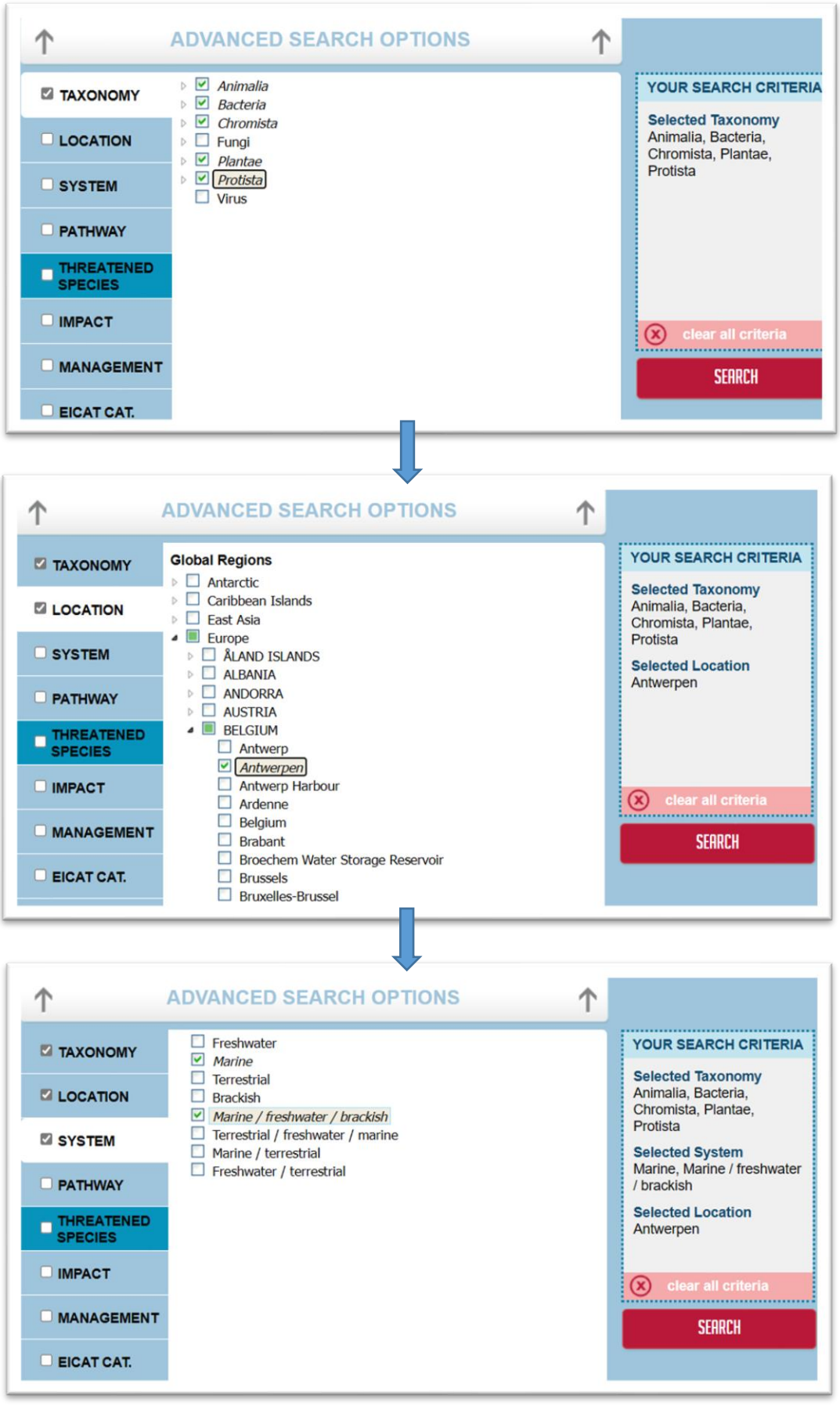

ADVANCED SEARCH OPTIONS
TAXONOMY
LOCATION
SYSTEM
PATHWAY
THREATENED SPECIES
IMPACT
MANAGEMENT
EICAT CAT.
Animalia
Bacteria
Chromista
Fungi
Plantae
Protista
Virus
YOUR SEARCH CRITERIA
Selected Taxonomy
Animalia, Bacteria, Chromista, Plantae, Protista
clear all criteria
SEARCH
ADVANCED SEARCH OPTIONS
Global Regions
Antarctic
Caribbean Islands
East Asia
Europe
ÅLAND ISLANDS
ALBANIA
ANDORRA
AUSTRIA
BELGIUM
Antwerp
Antwerpen
Antwerp Harbour
Ardenne
Belgium
Brabant
Broechem Water Storage Reservoir
Brussels
Bruxelles-Brussel
YOUR SEARCH CRITERIA
Selected Taxonomy
Animalia, Bacteria, Chromista, Plantae, Protista
Selected Location
Antwerpen
clear all criteria
SEARCH
ADVANCED SEARCH OPTIONS
Freshwater
Marine
Terrestrial
Brackish
Marine / freshwater / brackish
Terrestrial / freshwater / marine
Marine / terrestrial
Freshwater / terrestrial
YOUR SEARCH CRITERIA
Selected Taxonomy
Animalia, Bacteria, Chromista, Plantae, Protista
Selected System
Marine, Marine / freshwater / brackish
Selected Location
Antwerpen
clear all criteria
SEARCH

Figura 13: Secuencia de búsqueda en GISD para el muelle Ingeniero Olano.:.

3.4.2 WORMS.

La segunda base de datos biológicos utilizada fue el Registro Mundial de Especies Marinas, (World Register of Marine Species [WoRMS] por sus siglas inglés. Esta base de datos es exclusiva de organismos marinos, está en línea y complementa a la base de datos GISD. El objetivo principal de WoRMS es proporcionar una lista autorizada y completa de nombres de organismos marinos, incluyendo información sobre la sinonimia. Aunque esta base de datos prioriza los nombres validados científicamente, se incluyen otros nombres en uso para que este registro pueda servir de guía al interpretar la literatura taxonómica de una manera más ágil por parte de cualquier usuario.

Esta base de datos surgió del registro europeo de especies marinas cuyo acrónimo en inglés es ERMS. Este registro es una lista taxonómica de las especies presentes en el medio marino europeo, que abarca hasta la línea de costa o zona de salpicadura por encima de la marca de la marea alta y hasta 0,5 psu, unidad práctica de salinidad, en los estuarios. El registro se mantiene activamente y actualiza cada día los taxones pertinentes. WoRMS se nutre de distintas bases de datos a su vez, como AlgaeBase, FishBase, Index Fungorum, del Comité Internacional de Taxonomía de Virus, cuyo acrónimo en inglés es ICTV, y de SeaLifeBase, entre otras. También, gestiona información procedente de contribuciones de grandes conjuntos de datos, como listas de especies globales o regionales [153]. En la Figura 10, se puede observar la página de inicio de la base de datos WoRMS sin haber realizado ninguna búsqueda.

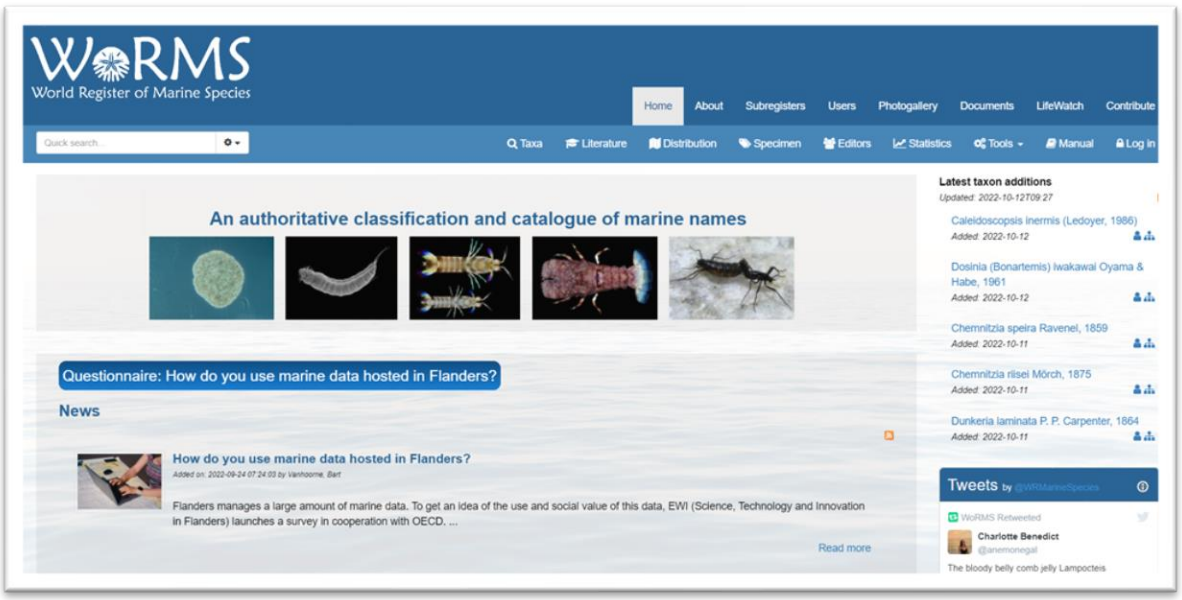


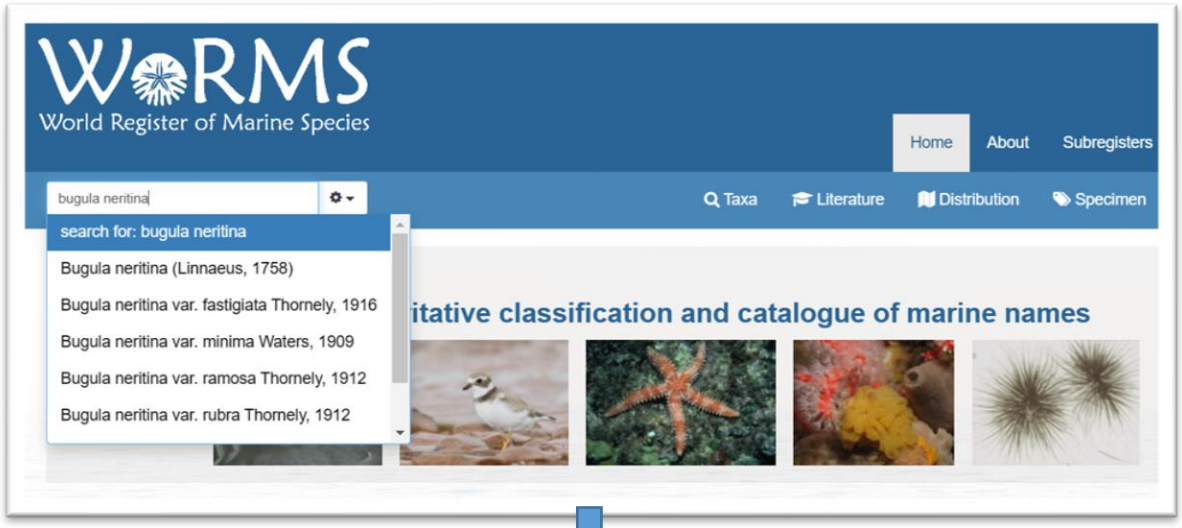
Imagen 19: Página de inicio de la base de datos WoRMS.

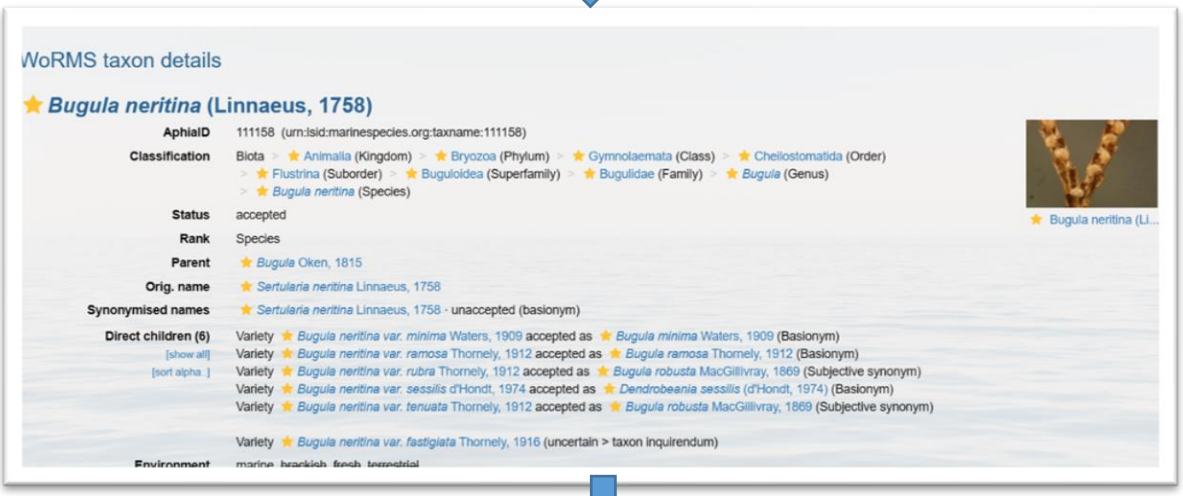
En este estudio, se utilizará dicha base de datos para cruzar y ampliar información sobre las especies encontradas en GISD y que pueden llegar a ser peligrosas para el puerto de Gijón. En aquellos casos en los que el GISD solo detecte especies en todo el país se utilizará WORMS para comprobar si en el puerto a estudio existe la especie y su distribución de manera global. Por otro lado, esta base de datos proporciona los nombres científicos de las especies encontradas y sí ha existido una variación de este. El proceso que se ha seguido para la búsqueda es el siguiente:

En primer lugar, se introduce la especie a estudio proveniente de la base de datos GISD en la casilla de búsqueda de la aplicación en línea. Una vez que la base de datos encuentre una coincidencia la mostrará. En algunas ocasiones puede darse el caso de que se encuentren varias afecciones para un mismo nombre. Esto se debe a que la base recoge el primer nombre dado a la especie y distintos nombres asignados a posteriori que surgen de investigaciones científicas y que pueden ser aceptados en el pasado, pero no lo ser hoy en día.

Una vez que ya se ha realizado la búsqueda y se escoge el taxón, se entra en el enlace que se genera. En dicho enlace, se obtiene una primera información sobre la clasificación de organismos marinos, si está aceptado o no su nombre, el origen del nombre con la referencia bibliográfica de este, y medio en el que vive, entre otra información. También se puede observar que existen una serie de subapartados donde se puede obtener información muy valiosa sobre fuentes de información, distribución de la especie, introducción sobre las bases de datos de especies regionales o informes sobre vectores de dispersión, como es la especie, links de interés e imágenes de la especie.

En este caso, se dará especial importancia a la distribución de la especie y si está presente en las zonas de estudio o es alien, así como la bibliografía de la introducción y dispersión de las especies y los vectores de transporte. En la Figura 14, se puede observar un ejemplo de la secuencia de búsqueda de la especie *Bugula neritina*. Para recoger toda esta información se utiliza la base de datos Excel, en la que se vuelcan los datos de las especies introducidas en el WoRMS. Por otro lado, para un mejor entendimiento se realiza una tabla donde se pueden observar los países de procedencia de los buques, las especies encontradas, el reino animal, y si son nativas o NIS de la región de origen.


WoRMS
World Register of Marine Species
Home
About
Subregisters
bugula neritina
Taxa
Literature
Distribution
Specimen
search for: bugula neritina
Bugula neritina (Linnaeus, 1758)
Bugula neritina var. fastigiata Thornely, 1916
Bugula neritina var. minima Waters, 1909
Bugula neritina var. ramosa Thornely, 1912
Bugula neritina var. rubra Thornely, 1912
itative classification and catalogue of marine names


WoRMS taxon details
Bugula neritina (Linnaeus, 1758)
AphiaID 111158 (urn:lsid:marinespecies.org:taxname:111158)
Classification Biota > Animalia (Kingdom) > Bryozoa (Phylum) > Gymnolaemata (Class) > Cheilostomatida (Order) > Flustrina (Suborder) > Buguloidea (Superfamily) > Bugulidae (Family) > Bugula (Genus) > Bugula neritina (Species)
Status accepted
Rank Species
Parent Bugula Oken, 1815
Orig. name Sertularia neritina Linnaeus, 1758
Synonymised names Sertularia neritina Linnaeus, 1758 · unaccepted (basionym)
Direct children (6)
[show all]
[sort alpha]
Variety Bugula neritina var. minima Waters, 1909 accepted as Bugula minima Waters, 1909 (Basionym)
Variety Bugula neritina var. ramosa Thornely, 1912 accepted as Bugula ramosa Thornely, 1912 (Basionym)
Variety Bugula neritina var. rubra Thornely, 1912 accepted as Bugula robusta MacGillivray, 1869 (Subjective synonym)
Variety Bugula neritina var. sessilis d'Hondt, 1974 accepted as Dendrobeania sessilis (d'Hondt, 1974) (Basionym)
Variety Bugula neritina var. tenuata Thornely, 1912 accepted as Bugula robusta MacGillivray, 1869 (Subjective synonym)
Variety Bugula neritina var. fastigiata Thornely, 1916 (uncertain > taxon inquirendum)
Bugula neritina (Li...

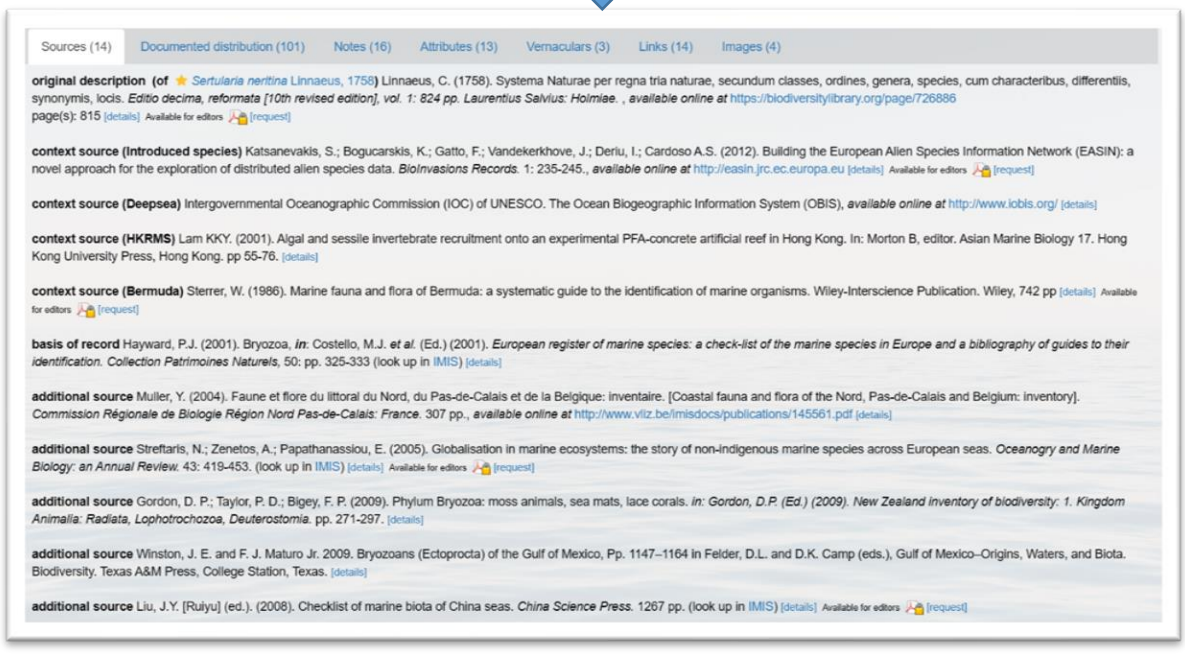

Sources (14)
Documented distribution (101)
Notes (16)
Attributes (13)
Vernaculars (3)
Links (14)
Images (4)
original description (of Sertularia neritina Linnaeus, 1758) Linnaeus, C. (1758). Systema Naturae per regna tria naturae, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis. Editio decima, reformata [10th revised edition], vol. 1: 824 pp. Laurentius Salvius: Holmiae. , available online at https://biodiversitylibrary.org/page/726886
page(s): 815 [details] Available for editors [request]
context source (Introduced species) Katsanevakis, S.; Bogucarskis, K.; Gatto, F.; Vandekerkhove, J.; Deriu, I.; Cardoso A.S. (2012). Building the European Alien Species Information Network (EASIN): a novel approach for the exploration of distributed alien species data. BioInvasions Records. 1: 235-245., available online at http://easin.jrc.ec.europa.eu [details] Available for editors [request]
context source (Deepsea) Intergovernmental Oceanographic Commission (IOC) of UNESCO. The Ocean Biogeographic Information System (OBIS), available online at http://www.iobis.org/ [details]
context source (HKRMS) Lam KKY. (2001). Algal and sessile invertebrate recruitment onto an experimental PFA-concrete artificial reef in Hong Kong. In: Morton B, editor. Asian Marine Biology 17. Hong Kong University Press, Hong Kong. pp 55-76. [details]
context source (Bermuda) Sterrer, W. (1986). Marine fauna and flora of Bermuda: a systematic guide to the identification of marine organisms. Wiley-Interscience Publication. Wiley, 742 pp [details] Available for editors [request]
basis of record Hayward, P.J. (2001). Bryozoa, in: Costello, M.J. et al. (Ed.) (2001). European register of marine species: a check-list of the marine species in Europe and a bibliography of guides to their identification. Collection Patrimoines Naturels, 50: pp. 325-333 (look up in IMIS) [details]
additional source Muller, Y. (2004). Faune et flore du littoral du Nord, du Pas-de-Calais et de la Belgique: inventaire. [Coastal fauna and flora of the Nord, Pas-de-Calais and Belgium: inventory]. Commission Régionale de Biologie Région Nord Pas-de-Calais: France. 307 pp., available online at http://www.vliz.be/imisdocs/publications/145561.pdf [details]
additional source Streftaris, N.; Zenetos, A.; Papathanassiou, E. (2005). Globalisation in marine ecosystems: the story of non-indigenous marine species across European seas. Oceanogry and Marine Biology: an Annual Review. 43: 419-453. (look up in IMIS) [details] Available for editors [request]
additional source Gordon, D. P.; Taylor, P. D.; Bigey, F. P. (2009). Phylum Bryozoa: moss animals, sea mats, lace corals. in: Gordon, D.P. (Ed.) (2009). New Zealand inventory of biodiversity: 1. Kingdom Animalia: Radiata, Lophotrochozoa, Deuterostomia. pp. 271-297. [details]
additional source Winston, J. E. and F. J. Maturo Jr. 2009. Bryozoans (Ectoprocta) of the Gulf of Mexico, Pp. 1147–1164 in Felder, D.L. and D.K. Camp (eds.), Gulf of Mexico–Origins, Waters, and Biota. Biodiversity. Texas A&M Press, College Station, Texas. [details]
additional source Liu, J.Y. [Ruiyu] (ed.). (2008). Checklist of marine biota of China seas. China Science Press. 1267 pp. (look up in IMIS) [details] Available for editors [request]

Figura 14: Secuencia de búsqueda de la especie Bugula neritina en el WoRMS.

3.4.3 OBIS.

Una vez que se obtiene información de sobre los puertos de procedencia de los buques y donde atracan, mediante la base de datos del puerto de Gijón, de que especies pueden llegar a estos muelles procedentes de sus puertos de origen utilizando la base de datos GISD, y contrastada esta información con la base de datos WoRMS para saber más sobre las especies, su nombre científico y su distribución, se va a determinar en qué tipo de ambiente pueden sobrevivir. Para ello, se utiliza la base de datos OBIS, acrónimo de Ocean Biodiversity Information System.

Esta base es de acceso libre, gratuito y facilita información muy completa sobre la biodiversidad y la biogeografía oceánica a nivel mundial. Más de 500 instituciones de 56 países están conectadas con el sistema y en ella se pueden ver millones de datos sobre observaciones de casi 1200 especies marinas. La información de las especies es facilitada por el nombre de especie, nivel taxonómico superior, área geográfica, profundidad, tiempo y parámetros ambientales.

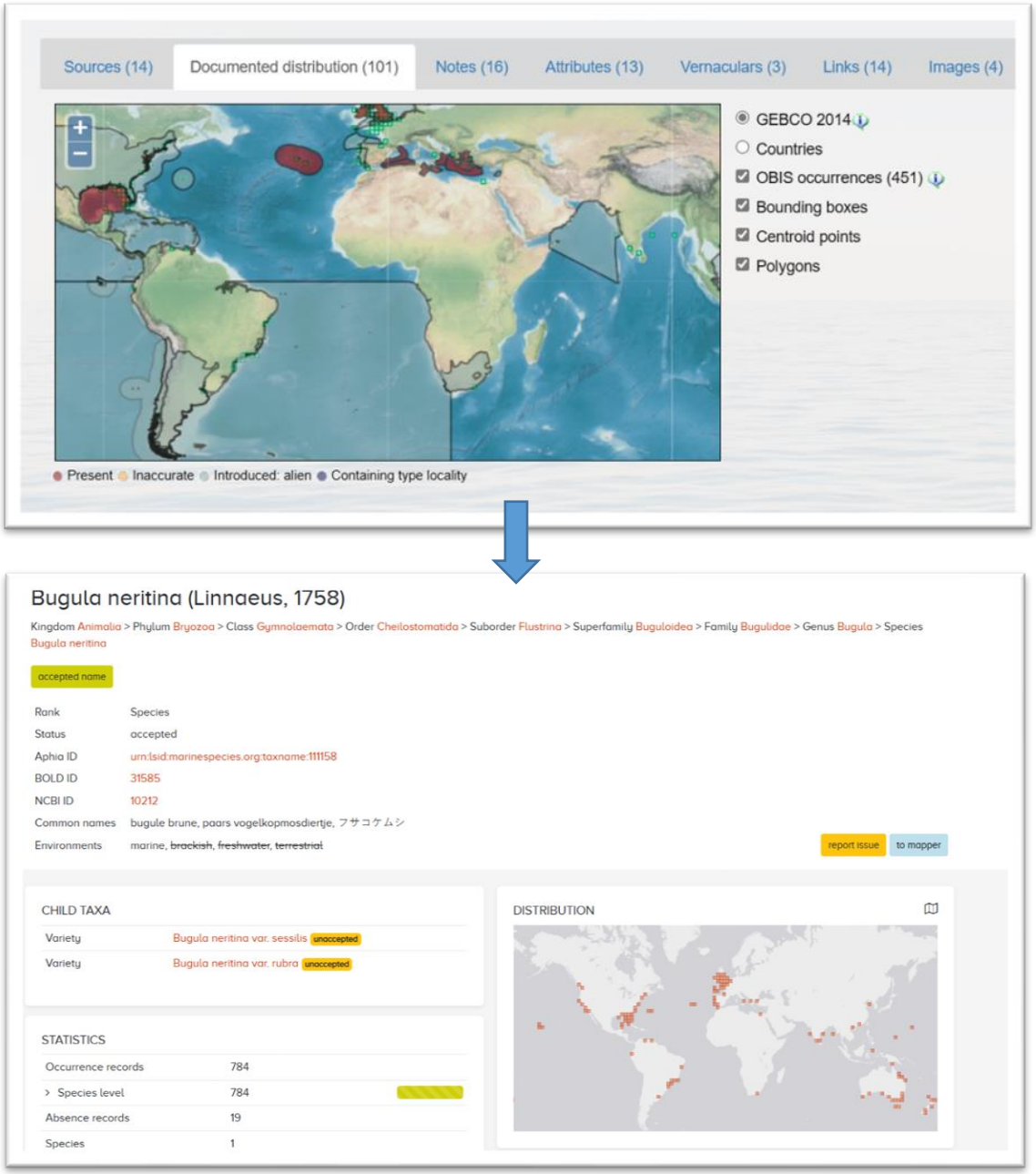
OBIS surge del programa internacional de datos e información oceanográfica, (International Oceanographic Data and Information Exchange [IODE] por sus siglas en inglés). En concreto del censo de la vida marina realizado entre 2000 y 2010 [154]. Tiene entre otros objetivos proporcionar la base de conocimientos científicos más grande del mundo sobre la diversidad, distribución y abundancia de todos los organismos marinos en un formato sencillo y estandarizado. También tiene como misión facilitar la integración de la información biogeográfica con los datos ambientales físicos y químicos, para facilitar los estudios de cambio climático. Contribuye por otro lado a un enfoque mundial concertado para la biodiversidad marina y el monitoreo de los ecosistemas, a través de directrices sobre estándares y mejores prácticas.

Esta base de datos aporta una gran variedad de información sobre las especies, pero para este estudio se revisarán la salinidad y la temperatura de las especies exóticas que puedan haber sido transportadas por agua de lastre al puerto del Musel para ver si estas podrían sobrevivir en nuestras aguas.

Una vez detectada la especie que pudo haber sido transportada hasta el puerto de Gijón e introducida en la base de datos WoRMS la manera más fácil de obtener información es en el enlace directo de la especie a OBIS que se encuentra en la pestaña de distribución de la especie. Una vez que el enlace se abre, redirige a la página de OBIS con la especie ya seleccionada. En ella se puede ver información como su taxonomía; si el nombre está

aceptado hoy en día; tipo de medio en el que vive; la distribución mundial y enlaces a las investigaciones científicas más relevantes de la especie, entre otros datos.

En este estudio, como se comentó anteriormente, solo se tendrán en cuenta en el rango de temperaturas y salinidad más adecuadas para la supervivencia. Esta información se plantea en la página mediante gráficos muy visuales y de fácil entendimiento. A continuación, en la Figura 15, se puede ver un ejemplo del procedimiento a realizar para la especie Bugula neritina.


Sources (14)
Documented distribution (101)
Notes (16)
Attributes (13)
Vernaculars (3)
Links (14)
Images (4)
GEBCO 2014
Countries
OBIS occurrences (451)
Bounding boxes
Centroid points
Polygons
Present
Inaccurate
Introduced: alien
Containing type locality
Bugula neritina (Linnaeus, 1758)
Kingdom Animalia > Phylum Bryozoa > Class Gymnolaemata > Order Cheilostomatida > Suborder Flustrina > Superfamily Buguloidea > Family Bugulidae > Genus Bugula > Species Bugula neritina
accepted name
Rank Species
Status accepted
Aphia ID urn:lsid:marinespecies.org:taxname:111158
BOLD ID 31585
NCBI ID 10212
Common names bugule brune, paars vogelkopmosdiertje, フサコケムシ
Environments marine, brackish, freshwater, terrestrial
report issue
to mapper
CHILD TAXA
Variety Bugula neritina var. sessilis unaccepted
Variety Bugula neritina var. rubra unaccepted
DISTRIBUTION
STATISTICS
Occurrence records 784
> Species level 784
Absence records 19
Species 1

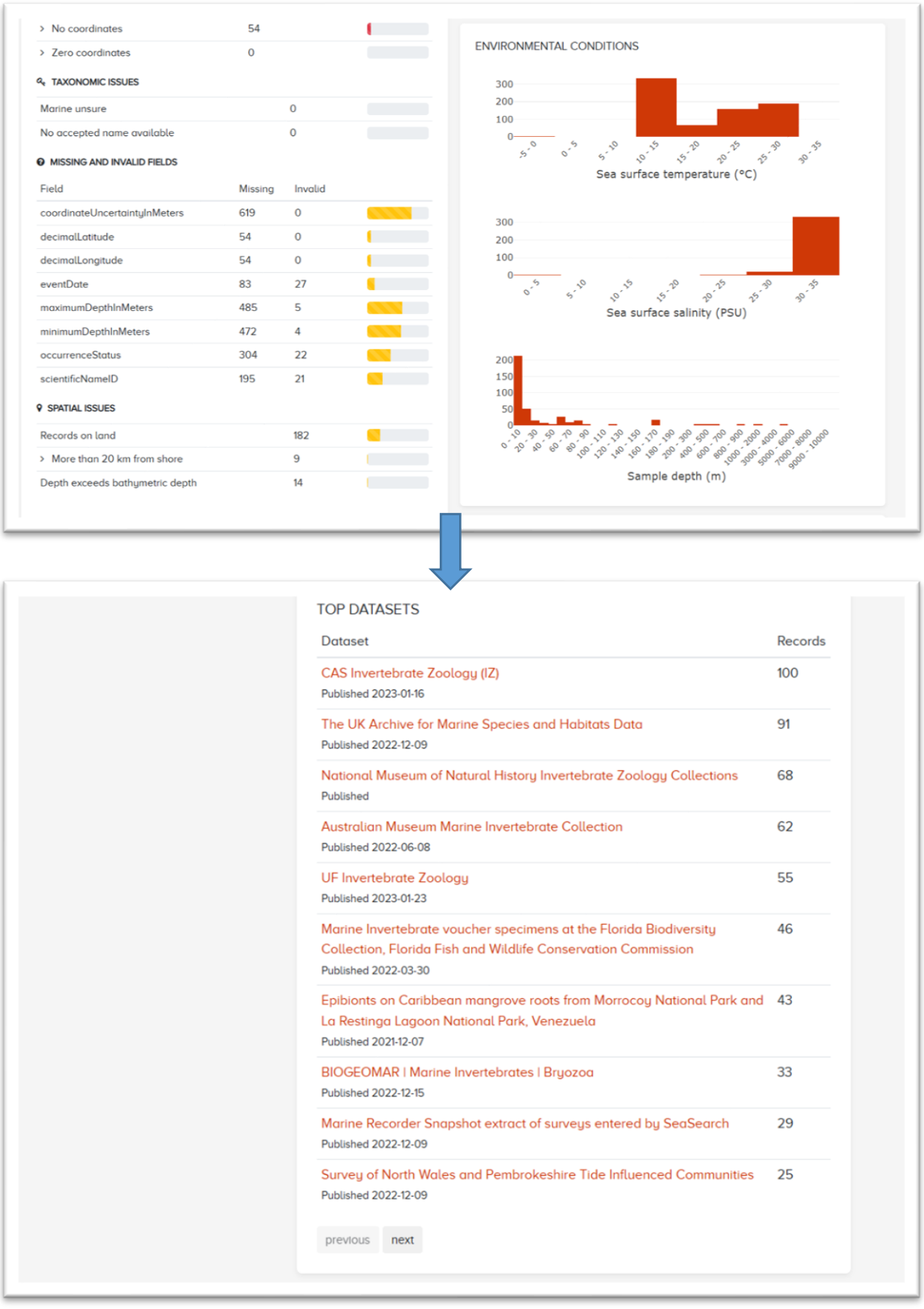


Figura 15: Procedimiento a realizar en OBIS para la especie Bugula neritina.

3.4.4 Información sobre la salinidad y la temperatura del puerto de Gijón mediante la herramienta PORTUS.

Para saber si una especie puede llegar a sobrevivir en el puerto del Musel y sus cercanías, es necesario conocer las condiciones de salinidad y temperatura que tienen sus aguas. Para averiguar dichos datos se utiliza la página Portus, perteneciente a Puertos del Estado [155].

Esta facilita datos a tiempo real sobre oleaje, viento, corrientes, salinidad, nivel del mar, oleaje medio, temperatura del aire y del agua y presión atmosférica de la zona escogida de las aguas españolas. En la Imagen 20, se puede observar un ejemplo sobre la salinidad a tiempo real de la zona del puerto de Gijón, cabo Peñas y sus cercanías el viernes 14 de abril de 2023.

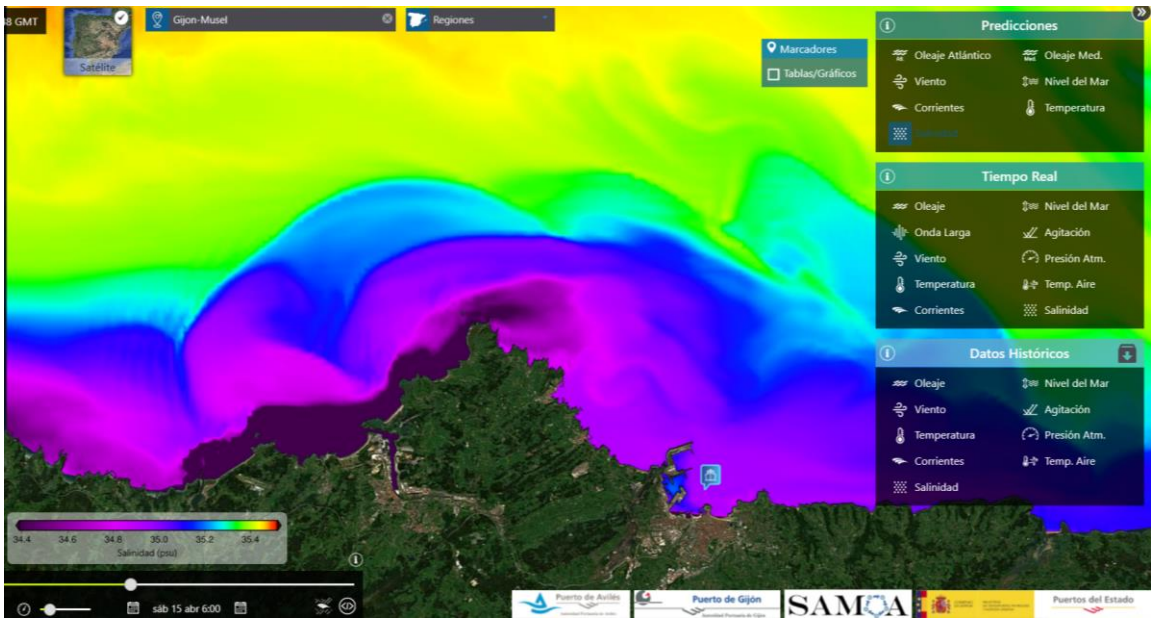


Imagen 20: Salinidad a tiempo real de la zona del puerto de Gijón, cabo Peñas y sus cercanías con la herramienta PORTUS.

En Portus, se pueden obtener los datos de predicciones o de tiempo real de estos parámetros, y algunos históricos de oleaje o niveles de mar, pero no se pudo obtener directamente información del periodo que interesa en este trabajo, ya que el volumen de datos que se necesita es muy elevado. Por ello, para conocer la salinidad y la temperatura de la zona durante el periodo del estudio se realizó una petición a través de la aplicación en el apartado de datos históricos.

El procedimiento sería el siguiente:

Se escogen los parámetros de la salinidad y temperatura, y un punto de referencia espacial, que es una boya, en este caso de las cercanías del puerto de Gijón. Para escoger dicha boya, se deberá de pinchar en su icono en la pantalla. Dentro del menú de cada variable elegida se

marcará sobre este para añadir a descargas. Cada descarga se realiza independientemente para obtener un fichero individual de cada una de ellas. Posteriormente, se filtrarán los periodos que se necesitan estudiar. Por último, para dar de alta la petición se debe de cumplimentar un pequeño registro de datos de carácter personal, como se puede observar en la Imagen 21.

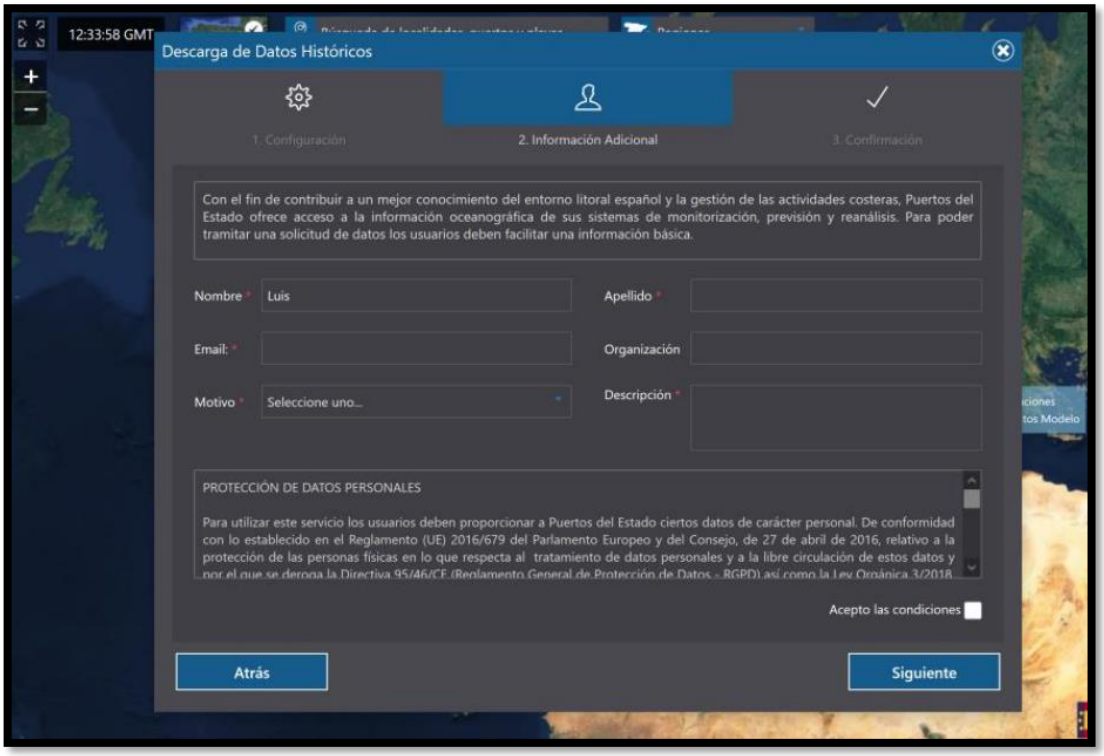


Imagen 21: Datos personales para dar de alta la petición de datos históricos a Portus.

La solicitud realizada al Ministerio por PORTUS fue valorada positivamente y se remitió por parte de Puertos del Estado dos bases de datos en formato Excel. Una de ellas, con datos de la salinidad tomada por la boya de Cabo de Peñas en una latitud de 43º45´ N y una longitud de 006°10’48” W, cuya profundidad es de 615 metros y tiene una cadencia de 60 minutos. La información se presenta en una columna con los datos de fecha de toma de muestra y la salinidad en psu del momento, siendo un total de más de 84.000 filas de datos las que se gestionan en este trabajo.

Para una mejor gestión de los datos de salinidad en el Excel se dividen por columnas y posteriormente se utilizan distintas pestañas para su división por años. Se obtienen los máximos y mínimos de psu por años y se realiza un gráfico comparativo para ver si ha variado mucho el dato durante los 13 años de estudio.

Por otro lado, la base de datos para la temperatura es tomada en la boya de Gijón, situada en una latitud de 43°37,2’ N y con una longitud de 005°39,6’ W. Dicha boya toma las muestras a

una profundidad de 54 metros con una cadencia de 60 minutos. La información aportada se muestra en una columna con los datos de fecha y temperatura dando como resultado casi 92.000 filas de datos de temperaturas.

Los datos en el Excel aportado por el Ministerio son divididos en columnas y pestañas por años. Se han obtenido los máximos y mínimos de psu anuales en el caso de la salinidad, y temperaturas máximas y mínimas en grados Celsius en el caso de temperaturas. Y se han realizado gráficos comparativos de todo el periodo a estudio.

3.5 Mapa de riesgos para la comparativa ambiental.

Una vez obtenidos los parámetros de salinidad y temperatura de supervivencia de las especies a estudio y las características del puerto de Gijón, se realiza una evaluación del riesgo de introducción de especies invasoras basada en la circular MEPC 289(17) [148]. Dicha circular habla sobre la evaluación de los riesgos a efectos de la regla A-4 del convenio BWM.

La probabilidad general de éxito de la invasión de una especie marina por agua de lastre se medirá por el número de organismos y la frecuencia con la que estos se introducen en una zona. Por lo que se deberán de tener en cuenta los siguientes parámetros:

- Volumen total del buque para estimar el volumen total del agua descargada.
- Número total de descargas.
- Y la distribución temporal de dichas descargas.

Por lo tanto, el riesgo de introducción de una especie que puede llegar a ser especie exótica invasora va a depender de la cantidad de veces que llegue un buque al puerto de Gijón a cargar, su tamaño, y la frecuencia en el tiempo.

En la evaluación de riesgos utilizada para la comparativa ambiental, se compara la salinidad y temperatura del puerto de origen de la especie y el puerto de Gijón. Para ello, se tendrán en cuenta los siguientes parámetros:

- Si las condiciones ambientales del puerto de origen son muy similares a las del puerto de Gijón sería un índice de riesgo alto.
- Si las condiciones ambientales del puerto de origen son distintas a las del puerto de Gijón sería un índice de riesgo bajo.

Para una mejor visualización de los resultados se utiliza una tabla donde se pueden ver las especies y una columna por cada uno de los parámetros (salinidad y temperatura). Se asignará Si/No dependiendo de las coincidencias de dichos parámetros de supervivencia de

la especie y las del puerto del Musel. En la última columna, se le asignará un color rojo a la especie que tenga un riesgo elevado inaceptable y un color naranja a la de un riesgo bajo aceptable. En el caso de que no se tengan datos de alguna especie en concreto se considerará que esta especie tiene un riesgo alto.

3.6 Análisis de especies encontradas en el puerto de Gijón.

Una vez obtenida la información de las especies predichas que pueden haber llegado por medio de agua de lastre y el riesgo de cada especie, se compara con los datos ya publicados por los compañeros investigadores del Departamento de Biología Funcional de la Universidad de Oviedo, parte del proyecto BLUEPORTS. Ellos se encargaron de realizar la toma de las muestras de las especies tanto en el puerto, como en sus aguas, rascado de barcos y sedimentos.

Los resultados de estas especies encontradas se plasman en dos artículos de investigación publicados en dos revistas del primer cuartil del Journal Citation Reports. El primero con el que se compara es con los resultados obtenidos por Aitor Ibabe en “Building on gAMBI in ports for a challenging biological invasions scenario: Blue-gNIS as a proof of concept” publicado en la revista Marine Enviromental research.

Para el caso del agua de lastre, se comparan las especies cogidas y estudiadas que se muestran en las tablas suplementarias 5 y 7 de este artículo. En la primera tabla se pueden ver las 140 especies encontradas, su clase y donde se han encontrado. En la otra tabla se muestran las especies que son AIS y NIS, si ha habido un reporte anterior, tipo de estudio, en que superficie se ha cogido la muestra y la localización de esta especie por primera vez. El muestreo en el puerto del Musel se realizó en julio de 2017. Para una mejor operatividad, el puerto se dividió en 5 estaciones siguiendo la distribución sur a norte de los muelles dentro del puerto. Se denominaron estación A, B, C, D y el puerto deportivo E, y dentro de cada sitio se eligieron dos puntos de muestreo, como se puede ver en la Imagen 22. Se tomaron cuatro muestras en cada punto, con dos réplicas en la columna de agua y otras dos en el sedimento.

Imagen 22: Puntos de tomas de muestras biológicas en el Musel.

Las muestras son tratadas con el proceso denominado Metabarcording de ADN electrónico. Este proceso se ha popularizado entre los biólogos en los últimos años por ser una herramienta útil para evaluar el estado ecológico y ambiental de los ecosistemas acuáticos. Se trata de una técnica basada en marcadores genéticos obtenidos de muestras del entorno que se utiliza para identificar secuencias específicas de los taxones a partir del ADN del organismo liberado. Esto permite la identificación simultánea de múltiples taxones a partir de muestras a granel o ambientales, por ello este tipo de herramientas genéticas están basadas en el ADN ambiental de la zona a estudio.

Este método en comparación con los clásicos que emplean identificaciones de especies basadas en rasgos morfológicos es más rentable y aumenta la resolución taxonómica. Puede detectar especies en etapas de vida más tempranas o en muestras fragmentadas o destruidas. El único inconveniente que se puede observar para este estudio es que puede detectar rasgos de ADN de especies que han estado en ese punto geográfico, pero puede ser que no hayan sobrevivido en la zona.

El segundo estudio con el que se compara es el realizado por Laura Miralles, titulado ""If You Know the Enemy and Know Yourself": Addressing the Problem of Biological Invasions in Ports Through a New NIS Invasion Threat Score, Routine Monitoring, and Preventive Action Plans" y publicado en la revista Frontiers in Marine Science. En este estudio se hace una evaluación global de la probabilidad de ocurrencia de NIS basada en una revisión de las introducciones de especies a través del transporte marítimo en los últimos 70 años (bioincrustaciones y agua de lastre) y combinada con la idoneidad del hábitat para cada especie en las condiciones del puerto, la invasividad de las especies y los análisis de datos de tráfico.

Se realizaron durante dos años consecutivos muestreos en la zona para ver el seguimiento físico de la biota del puerto de Gijón. También se tomaron muestras de diferentes cascos de buques para analizar la comunidad de biofouling con el objetivo de comparar los escenarios de NIS previstos y reales, centrados en identificar sus impactos ambientales más significativos.

El estudio de la biota portuaria se centró en los macroinvertebrados adheridos a las instalaciones portuarias (fondos rocosos y estructuras portuarias). El muestreo se realizó en dos años consecutivos (2016 y 2017) durante la pleamar primaveral. Los puntos donde se cogieron las muestras se denominaron como en el artículo de Ibabe estación A, B, C, D y Marina. En cada área se estudiaron dos lugares, excepto en el puerto deportivo, donde solo se muestreó un lugar debido a su reducida superficie. En cada lugar, la toma de muestras se realizó en tres niveles de marea diferentes (alto, bajo y medio). La superficie estudiada en cada sitio dentro del área del puerto fue de aproximadamente 200 m^2, y la duración del muestreo fue de 30 minutos. Las especies encontradas fueron identificadas taxonómicamente. En este estudio se identificaron 380 especies que han sido transportadas a través de las incrustaciones de los cascos y el agua de lastre en todo el mundo.

En este trabajo, se cruzan los datos obtenidos en el estudio con los de la tabla suplementaria 6 de Miralles. En esta aparece toda la biota muestreada y genéticamente identificada de las diferentes estaciones del Puerto de Gijón (estaciones A, B, C, D y la Marina) y de los buques estudiados (S1, S2 y S3). Se indica el número de individuos por año y por zona.

Los datos obtenidos tanto de especies estimadas en este estudio por el riesgo del tráfico marítimo, como las tablas suplementarias 5 y 7 de Aitor y la tabla suplementaria 6 de Miralles se introducen en una hoja del programa de Microsoft Excel y se cruzan los datos para comprobar si hay coincidencias.

4. Discusión de los resultados

"La ciencia siempre vale la pena porque sus descubrimientos, tarde o temprano, siempre, se aplican."

Severo Ochoa

4.1 Análisis del tráfico marítimo del puerto de Gijón.

En este trabajo se han analizado las estadísticas del tráfico marítimo y de las mercancías que se han cargado o descargado en los puertos españoles en el periodo 2005 a 2017. En total han sido 28 los puertos estudiados y cabe destacar que en España ha habido un incremento en todos los tipos de mercancías en los últimos años como se puede observar en el Gráfico 2. Los graneles líquidos son junto con los contenedores las mercancías que más se han movido en los puertos españoles en el periodo citado y aunque han sufrido un pequeño descenso en 2009 estos han sumado un total de 2.023.606.354 toneladas y 175.412.415 TEU respectivamente.

Las mercancías generales, el tráfico de RO-RO y el transporte de pasajeros tienen una tendencia muy parecida durante todo el periodo coincidiendo con una pequeña disminución en 2009. Esta bajada al igual que en los graneles líquidos y contenedores se relaciona con la crisis económica que comenzó en 2008 causada en gran medida por los riesgos asumidos por las instituciones financieras norteamericanas en relación a préstamos abusivos en viviendas y que desembocaría en la llamada “Gran Recesión”. El transporte de personas ha sido la parte del sector marítimo español donde se ha producido una subida más gradual en las cifras sumando un total de 361.864.689 viajeros en régimen de transporte y de crucero.

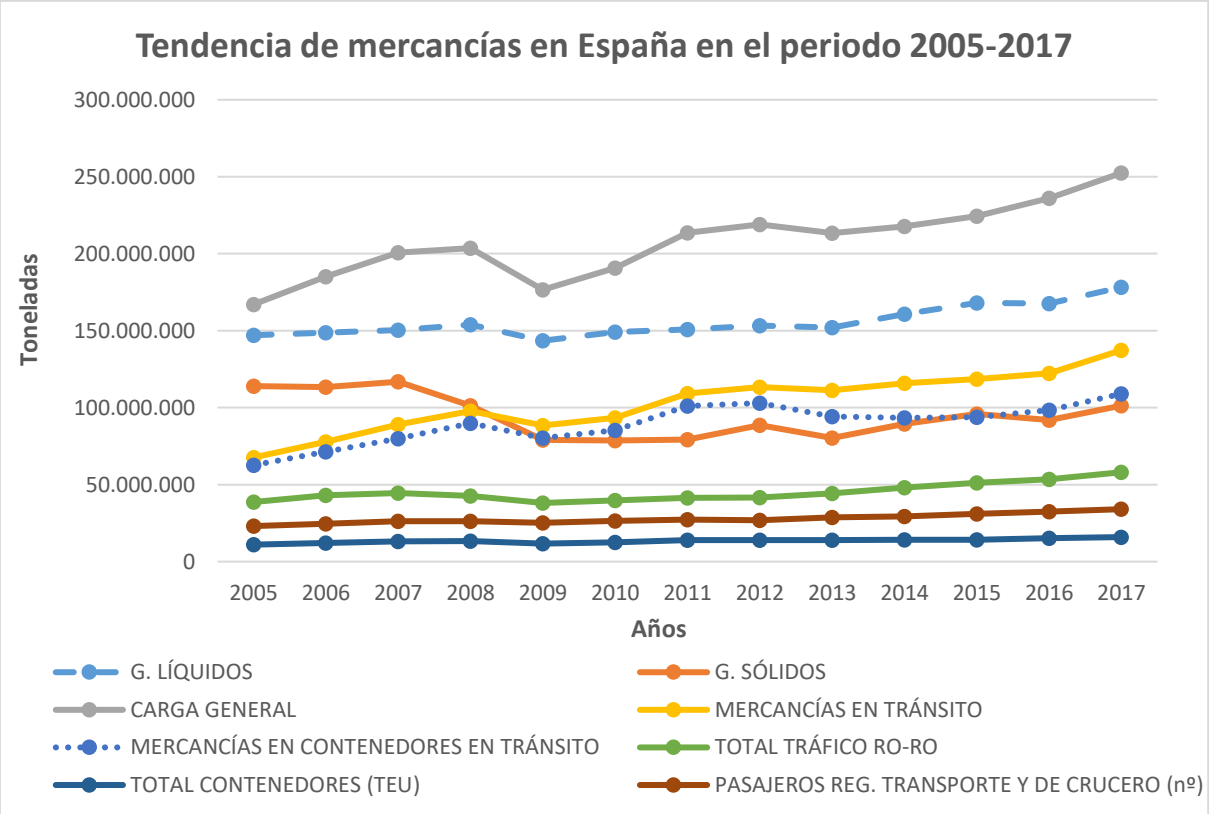


Gráfico 2: Tendencia del transporte marítimo en España en el periodo 2005 a 2017.

Los graneles sólidos en España han generado un movimiento de 1.230.690.349 de toneladas en los 12 años de estudio y en los últimos años se ha producido un aumento de este tipo de mercancías casi a la par de las mercancías en contenedores en tránsito. En el Gráfico 3 se puede observar la tendencia de mercancías sólidas en España.

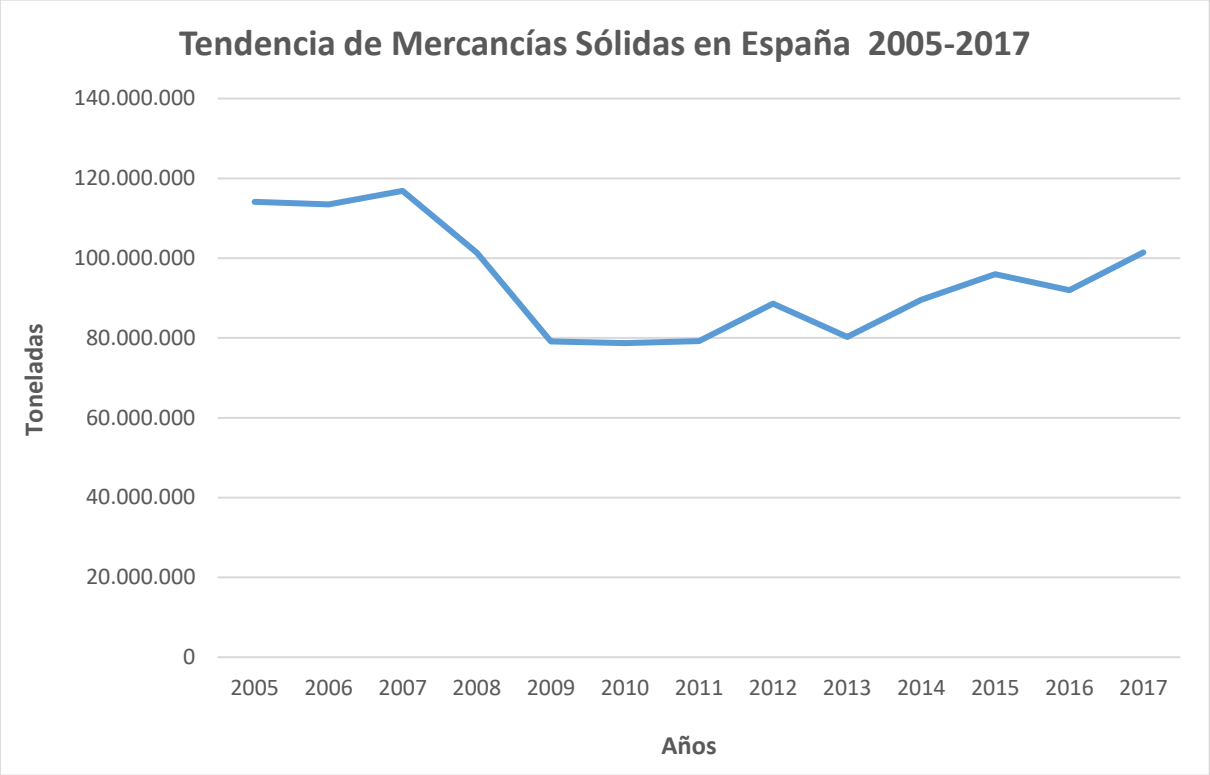


Gráfico 3: Tendencia de mercancías sólidas en España en el periodo 205-2017.

Puertos del Estado tiene datos sobre los siguientes puertos de A Coruña, Alicante, Almería, Avilés, Bahía de Algeciras, Bahía de Cádiz, Baleares, Barcelona, Bilbao, Cartagena, Castellón, Ceuta, Ferrol-San Cibrao, Gijón, Huelva, Las Palmas, Málaga, Marín y Ría de Pontevedra, Melilla, Motril, Pasaia, Santa Cruz de Tenerife, Santander, Sevilla, Tarragona, Valencia, Vigo y Villagarcía.

Los puertos con más movimiento de graneles líquidos en España son Bahía de Algeciras, Bilbao, Tarragona y Cartagena, siendo el primero el que más destaca en volumen. Durante el periodo a estudio siempre ha estado por encima de los otros puertos que se disputan el segundo y tercer puesto. En graneles sólidos es el puerto de Gijón el que siempre ocupa el primer puesto seguido por Tarragona y Ferrol-San Cibrao, siendo este último el que destaca en el segundo puesto en los últimos años

El puerto de la Bahía de Algeciras es el primero en las mercancías generales, en contenedores y mercancías en tránsito y en el total de contenedores en TEUs seguido por los puertos de

Barcelona y Valencia que se intercambian el puesto de segundos en muchas ocasiones a lo largo de 2005 a 2017.

Con relación al régimen de pasaje destaca Baleares frente al puerto de la Bahía de Algeciras y Santa Cruz de Tenerife. Por último, el puerto de Barcelona supera a Baleares y Santa Cruz de Tenerife en el movimiento de vehículos en régimen de pasaje.

El Musel es el puerto con más tráfico de graneles sólidos de España. Los buques vienen a descargar productos como el carbón y mineral de hierro de países como Estados Unidos, Brasil, Rusia o Canadá destinados a las empresas siderúrgicas y centrales térmicas. Otros barcos cargan cemento para su distribución por España, Reino Unido, Francia y Portugal, entre otros. Por este motivo es un claro candidato a la introducción de especies exóticas que pueden llegar a ser invasoras en dichas aguas tanto por agua de lastre como por incrustaciones.

4.2 Países que generan más riesgo según el tráfico marítimo que llega al puerto del Musel.

Las pautas seguidas para las descargas de agua de lastre vienen determinadas en gran medida por el tipo de comercio del país o el puerto en cuestión. Por ello, la naturaleza de la carga y el tipo de buque va a ser fundamental para determinar los volúmenes de agua de lastre y las posibles descargaras que estos pudieran realizar con el consiguiente peligro para el medio marino.

El puerto de Gijón es un puerto que genera grandes cantidades de movimientos sólidos por el embarque de productos derivados del cemento. En este tipo de buques, es frecuente que se descarguen o carguen, como es el caso, toda la mercancía en un solo puerto por lo que es probable que el agua de lastre proceda del último puerto en el que hayan descargado.

Con estas premisas, y tras el estudio realizado, se ha podido determinar que al puerto de Gijón vienen buques mayoritariamente de otros puertos españoles con un volumen total en el periodo a estudio de $15.100{,}728\times10^3$ GTs, seguidos de países como Reino Unido con $2.949{,}555\times10^3$ GTs, Francia con $2.182{,}213\times10^3$ GTs, Portugal con $1859{,}578\times10^3$ GTs, Bélgica con $1050{,}315\times10^3$ GTs, Marruecos con $998{,}429\times10^3$ GTs, etc. (Gráfico 8).

Aunque existen buques procedentes de países como Brasil, Rusia, Canadá o Colombia, etc. ninguno de ellos suma más de 50×10^3 GTs en el periodo a estudio, por lo que a priori podríamos decir que estos países no generan grandes riesgos para el puerto y sus aguas.

En la Tabla 7 se puede observar la suma de los GTs de todos los países de los que llegaron buques al puerto de Gijón durante 2004 a 2017 y de los que podrían haber vertido aguas contaminadas biológicamente por agua de lastre.

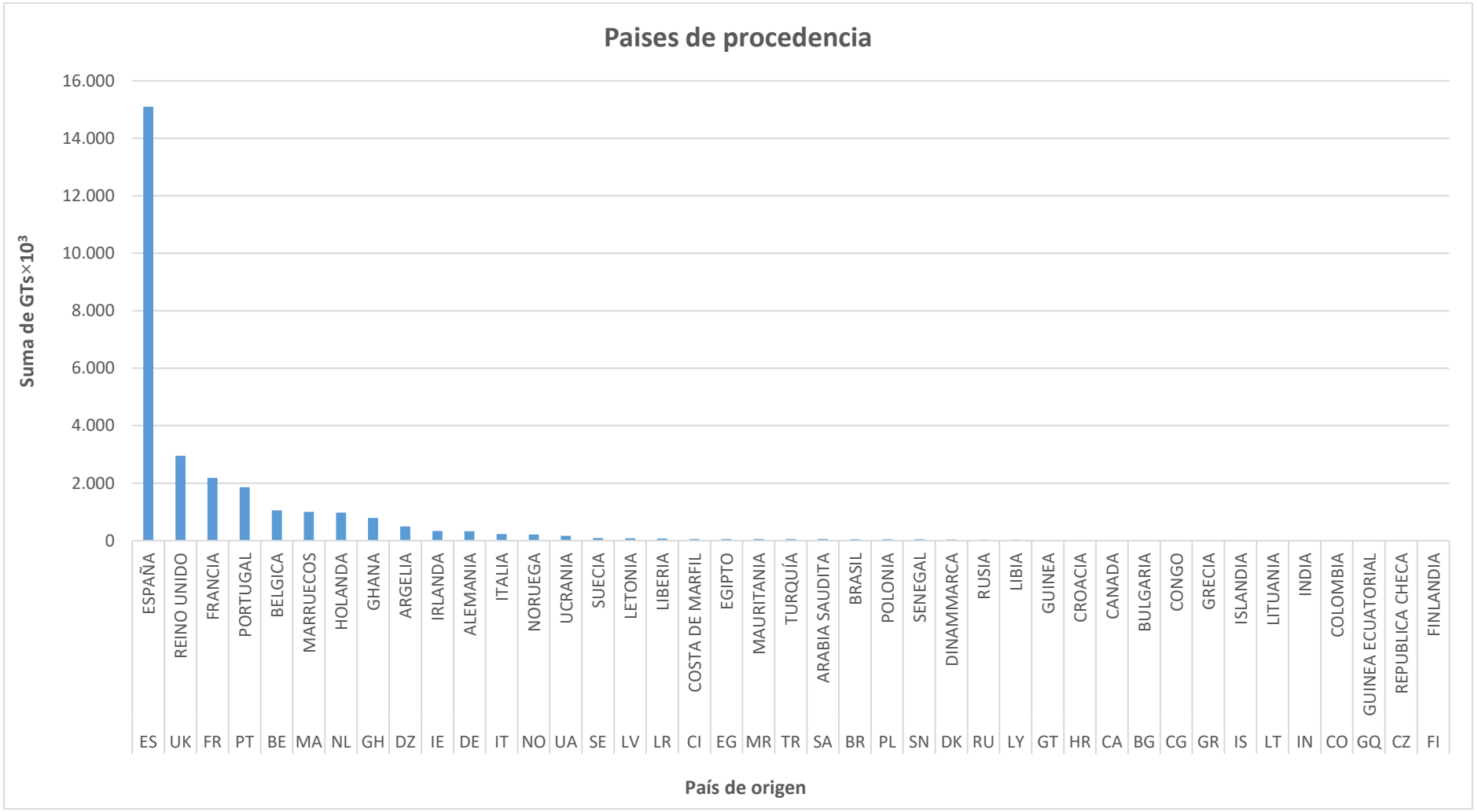


Gráfico 4: Riesgo por países en el Puerto de Gijón

Tabla 7: Suma de GTs de los países de los que provienen buques que arribaron con agua de lastre al Musel entre 2004 a 2017.

N.º	CODIGO DEL PAÍS	PAIS	SUMA DE GTs×10^3
1	ES	ESPAÑA	15.101
2	UK	REINO UNIDO	2.950
3	FR	FRANCIA	2.182
4	PT	PORTUGAL	1.860
5	BE	BELGICA	1.050
6	MA	MARRUECOS	998
7	NL	HOLANDA	978
8	GH	GHANA	789
9	DZ	ARGELIA	496
10	IE	IRLANDA	333
11	DE	ALEMANIA	327
12	IT	ITALIA	234
13	NO	NORUEGA	213
14	UA	UCRANIA	165
15	SE	SUECIA	87
16	LV	LETONIA	79
17	LR	LIBERIA	76
18	CI	COSTA DE MARFIL	59
19	EG	EGIPTO	58
20	MR	MARRUECOS	54
21	TR	TURQUÍA	53
22	SA	ARABIA SAUDITA	51
23	BR	BRASIL	49
24	PL	POLONIA	46
25	SN	SENEGAL	46
26	DK	DINAMARCA	37
27	RU	RUSIA	31
28	LY	LIBIA	25
29	GT	GUINEA	24
30	HR	CROACIA	21
31	CA	CANADA	20
32	BG	BULGARIA	20
33	CG	CONGO	17
34	GR	GRECIA	12
35	IS	ISLANDIA	12
36	LT	LITUANIA	12
37	IN	INDIA	11
38	CO	COLOMBIA	10
39	GQ	GUINEA ECUATORIAL	7
40	CZ	REPUBLICA CHECA	6
41	FI	FINLANDIA	6

Por lo tanto, los continentes que más riesgo generan por agua de lastre en el puerto del Musel son los de Europa con un 90 % de GTs, frente a un 9 % de África. Y en menor medida en América y Asia que entre los dos suman escasamente el 1 % de las mercancías, como se puede observar en el Gráfico 5.

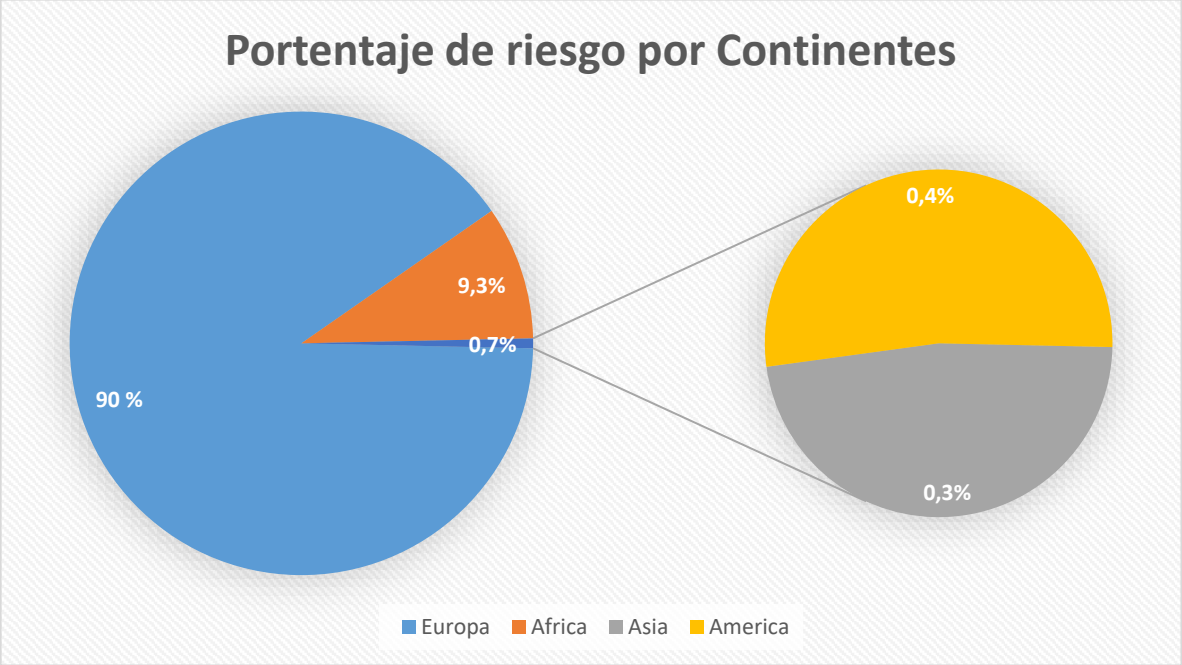


Gráfico 5: Porcentaje de riesgo por continentes

4.3 Análisis de riesgo por muelles.

Para el estudio del riesgo por muelles del puerto del Musel se han identificado un total de 20, de los cuales se estima un riesgo que dependerá del tipo de buques que atracan en ellos y de los puertos de los que vienen dichos barcos. Cuanto mayor sea la suma de GTs, más agua de lastre podrá transportar el buque y más especies exóticas podrán viajar en sus tanques, con el consiguiente peligro para el puerto y sus cercanías.

Tras analizar el tráfico de barcos que cargan en el Musel, atendiendo a su puerto de origen, se ha determinado que el muelle con más riesgo por agua de lastre, por la suma de los GTs×10^3, es el muelle Ribera 2ª Alineación, seguido del Muelle Norte y del Espigón I Sur, como se puede observar en el Gráfico 6. El muelle Ribera 2ª Alineación destaca con el embarque de mercancías en buques cuya suma es de unos 7.090 GTs×10^3. Entre los cuatro primeros muelles, Ribera 2ª alineación; Muelle Norte; Espigón I Sur e Ingeniero Olano Tramo 1 y 2, generan un total del 77 % del riesgo por el tráfico de barcos que atracan en el puerto de Gijón.

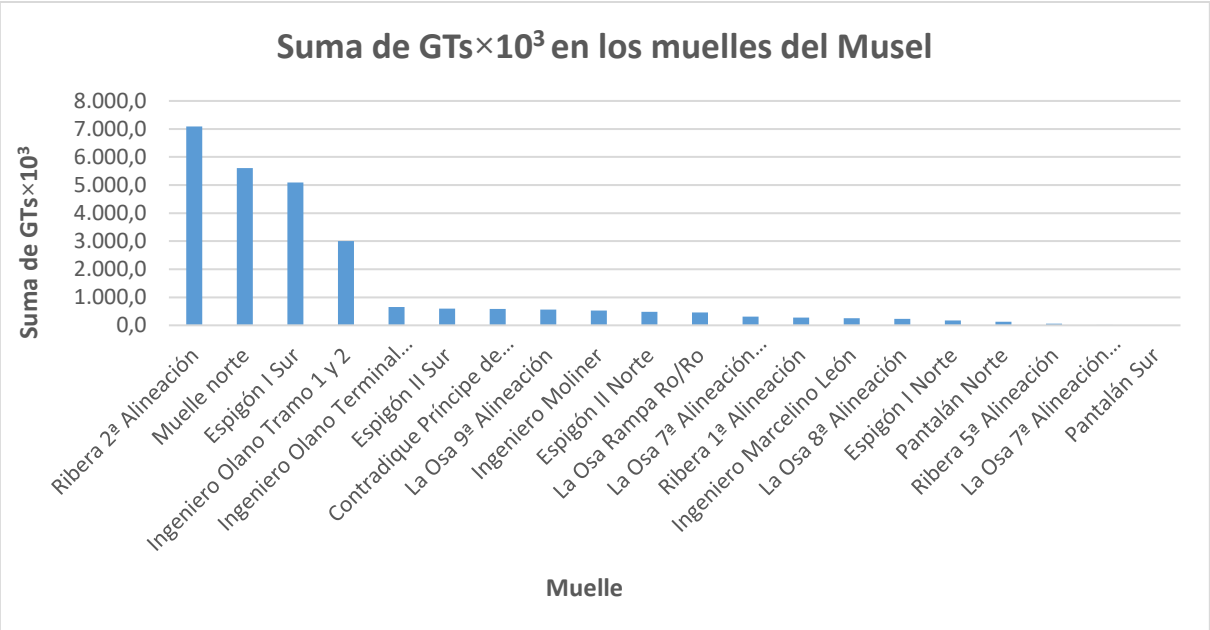


Gráfico 6: Muelles del Musel que generan más riesgo.

A continuación, en los siguientes apartados se va a estudiar cada uno de los muelles y el riesgo que generan dependiendo de la procedencia de los barcos que llegan a cargar en ellos y el tipo de operación a realizar. El orden en el que se han colocado los apartados es de mayor a menor GTs, para una mejor comprensión.

4.3.1 Ribera 2ª Alineación.

El muelle Ribera 2ª (43°33'57,8"N; 005°42'03,7"W) cuenta con una línea de atraque de 100 m y un calado de unos 6,5 metros. Está equipado con dos grúas de 16/30 toneladas y un cargadero de cemento de 400 t/h. También tiene enlaces por carretera y ferrocarril para facilitar el tránsito de mercancías. En este atraque opera la empresa Cementos Tudela Veguín, SAU que tiene líneas frecuentes con los puertos de Vigo y A Coruña. En la Imagen 23 se puede observar el muelle con un buque de la empresa de cementos.

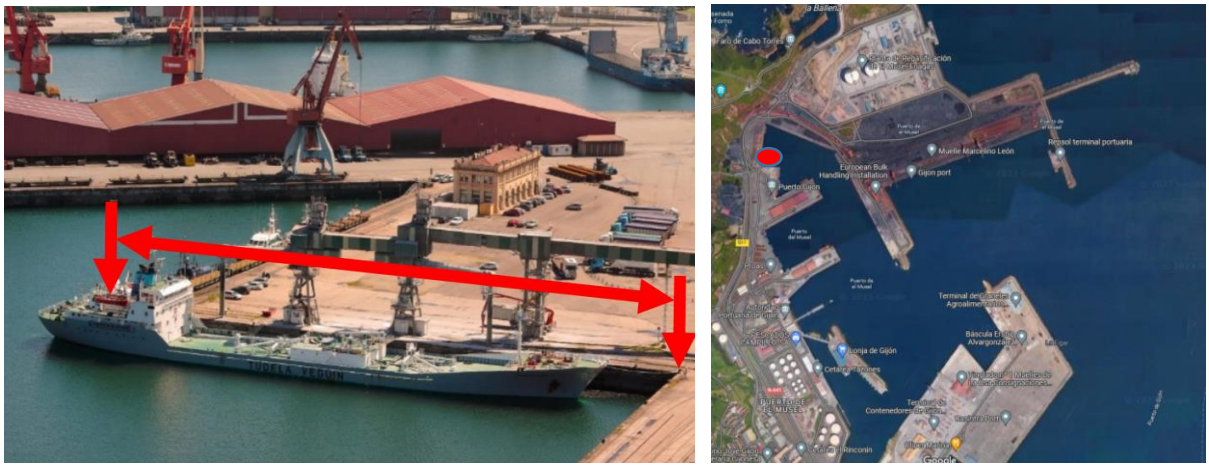


Imagen 23: Muelle Ribera 2ª alineación y su situación. Fuente: Autoridad Portuaria Gijón y Google maps.

En este muelle han atracado buques con un total de 7.090×10^3 GTs a lo largo del periodo a estudio siendo el muelle del Musel que más riesgo genera por el volumen de tráfico que a él llega. El puerto de origen de las mercancías más importante es el de Vigo con un total de 2.932×10^3 GTs, seguido de A Coruña y Villagarcía como se puede observar en el gráfico 7. Los países que destacan por detrás de España como origen de la carga en este muelle son Reino Unido con los puertos de Northfleet, Runcorn y Blyth como los más importantes en volumen; Noruega con Brevik y Slemmestad e Irlanda con Dublín.

En el siguiente gráfico se pueden ver indicados con más detalle los países de los que proceden más buques que llegan al muelle Ribera 2ª alineación y se observa también cuáles son los puertos de origen. Mientras que de los países que proceden menos barcos sólo se ve el país de origen. Se ha destacado también las cantidades por encima de 40.000×10^3 GTs para que el Gráfico 7 sea fácil de leer.

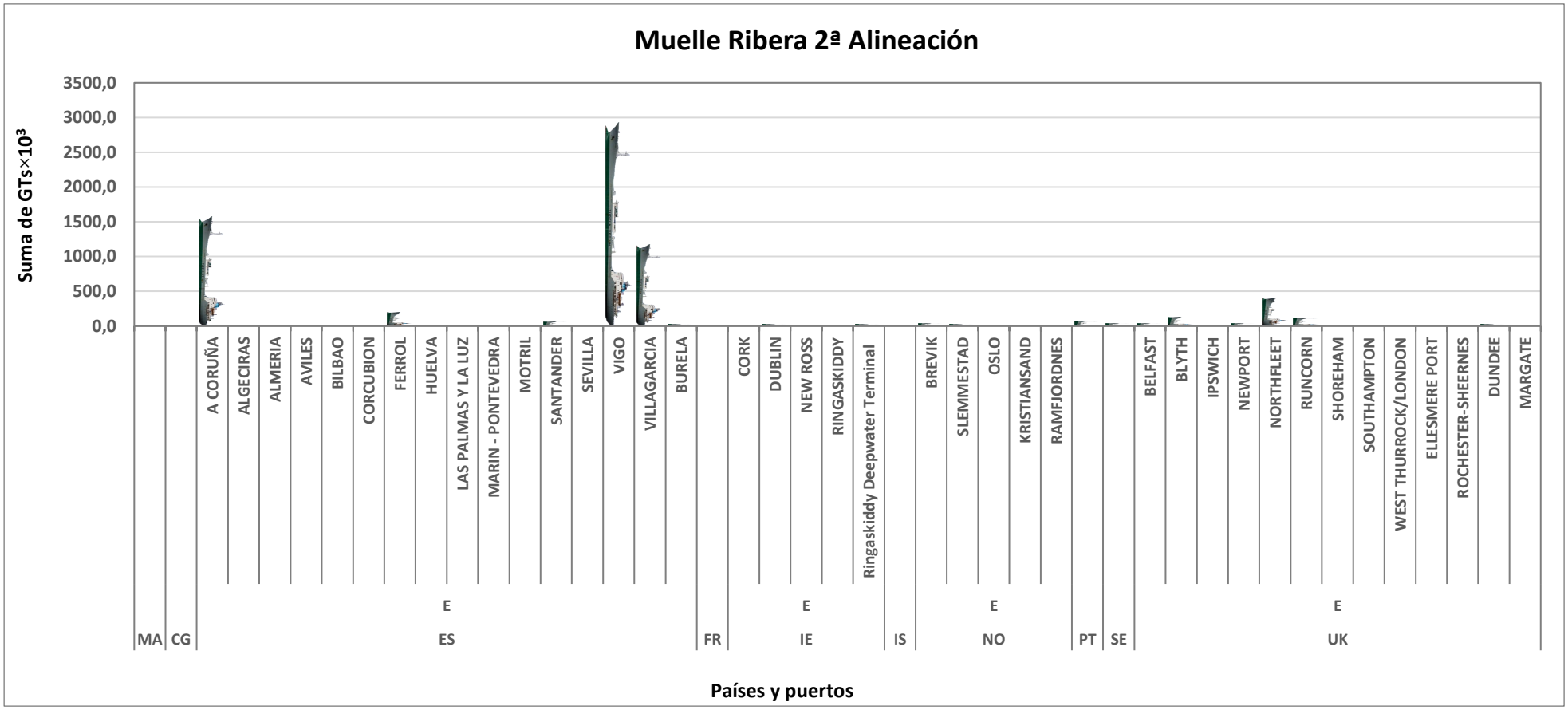


Gráfico 7: Puertos de origen de buques que cargan en el muelle Ribera 2ª Alineación

4.3.2 Muelle Norte.

El muelle Norte (43º34'49,9"N; 005º41'19,1"W) dispone de una línea de atraque de 500 m y cuenta con el calado más grande del puerto del Musel con unos 23 metros. Este muelle sufrió una ampliación de su superficie entre los años 2005 y 2010, por lo que el personal que utiliza estas instalaciones muchas veces se refiere a él como la Ampliación. Actualmente, tiene una superficie de 162.500 m^2 más 859.216 m^2 de la ampliación y está equipado con tres grúas móviles de 40 y 60 toneladas. En este muelle opera la empresa Cementos Tudela Veguín, SAU y la empresa Natural Mining Resources especialista en carbón, arcilla, litio y cobalto.

En la Imagen 24 se puede observar el muelle con un buque granelero de grandes dimensiones en el momento de su carga, varios de menor tamaño y un crucero. Los buques de pasaje de gran calado atracan en ocasiones en este muelle ya que es el que mayor profundidad no pudiendo atracar en otros muelles específicos para ello.

Imagen 24: Muelle Norte o Ampliación y su localización. Fuente: Autoridad Portuaria Gijón y Google maps.

En la Imagen 25 se puede observar las mercancías dispuestas para ser cargadas a un buque granelero. Se observan varias pilas de carbón y arcilla distribuidos en la explanada del muelle Norte en la zona más vieja de este.

Imagen 25: Mercancías distribuidas en el muelle Norte. Fuente: Google maps.

El muelle Norte es el segundo muelle con más riesgo en el puerto del Musel por el volumen de tráfico que llega a él. Los países que más riesgo generan son España, Reino Unido, Francia y Bélgica. Entre estos cuatro países suman un volumen de 3.600×10^3 GTs del total de los 5.608×10^3 GTs que vinieron a este muelle en el periodo a estudio. De los puertos españoles destacan Bilbao, A Coruña, Santander, Huelva, Avilés y Algeciras con una suma de 1.069 $\times 10^3$ GTs (Gráfico 8).

De Reino Unido generan más riesgo los puertos de Gibraltar y Avonmouth, con una suma de 467×10^3 GTs para un total de 953×10^3 GTs pertenecientes a este país. En Francia, destacan los puertos de Montoir de Bretagne con una suma de $174,4 \times 10^3$ GTs, La Pallice con $81,6 \times 10^3$ GTs y Bayonne con 67×10^3 GTs de un total de 488, 9×10^3 GTs pertenecientes de este país. En Bélgica, puertos como Zeebrugge, Antwerpen y Ghent suman el total de barcos que vienen a cargar al Muelle Norte entre 2004 y 2017 siendo su volumen total $391,6 \times 10^3$ GTs.
Países como Portugal, Países bajos y Marruecos también aportan un gran volumen de buques que cargan en Gijón, desatacando Aveiro, Rotterdan y Casablanca respectivamente

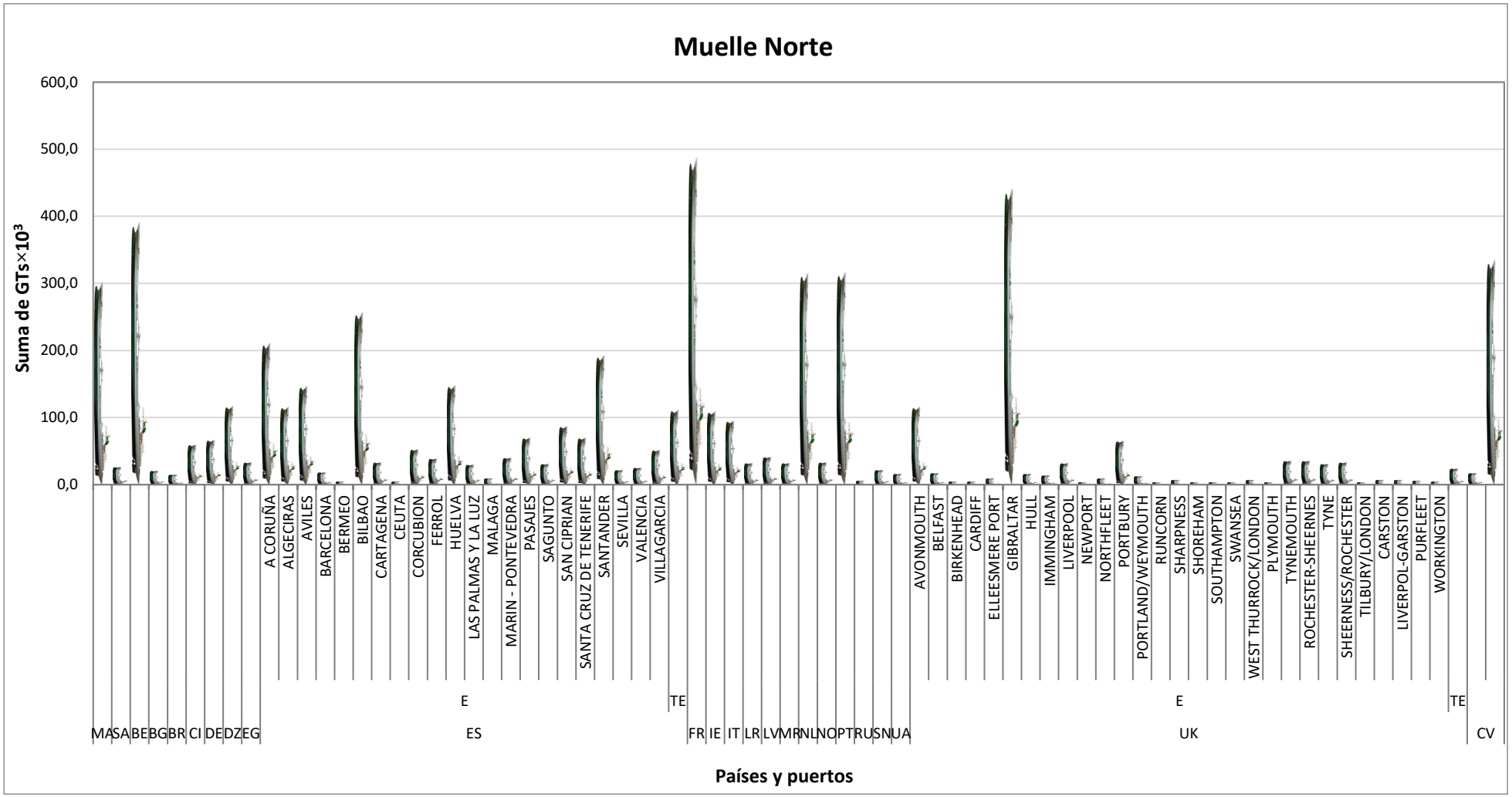


Gráfico 8: Puertos de origen de buques que cargan en el muelle Norte

4.3.3 Espigón I Sur.

El Espigón I Sur (43º33'53,0"N; 005º42'03"W) tiene una línea de atraque de 335 m lineales y un calado de 8,6 metros. Tiene una superficie de almacenamiento cubierto de 10.500 m^2 y 35.924 m^2 descubiertos y cuenta con una superficie total de 103.783 m^2. Está equipado con dos grúas pico-pato de 35 toneladas y una de 25 toneladas. También tiene enlaces por carretera para facilitar la llegada de las mercancías. En la Imagen 26 se puede observar el muelle con dos buques de carga general y rollos de alambrón provenientes de la empresa Arcelor Mittal España, S.A. operador del muelle almacenados para su posterior carga, así como su situación en el puerto.

Imagen 26: Espigón I Sur, rollos de alambrón almacenados y su situación en el muelle. Fuente: Autoridad Portuaria Gijón y Google maps.

El espigón I Sur es el tercer muelle con más riesgo en el puerto del Musel por el volumen de tráfico que llega a él. En este han cargado buques provenientes de más de 35 países de todo el mundo. Los países que más riesgo generan son España, Portugal, Francia, Reino Unido y Bélgica.

De España, destaca Bilbao como el puerto de mayor riesgo generado por el tráfico con el puerto del Musel seguido de Pasajes, Avilés, Santander y A Coruña sumando entre todos

1.663,9×10^3 GTs, y siendo la suma total de todos los puertos de origen español 2.186,9×10^3 GTs. En este muelle destaca los embarques (E) y solo algún buque proveniente de Bilbao ha realizado avituallamiento (A), como se puede observar en el Gráfico 9.

De Portugal, destacan los puertos de Aveiro, Leixoes, Setúbal y Lisboa sumando entre los tres puertos 396,9×10^3 GTs de una suma total de 519,4×10^3 GTs de todo el país. De Francia, los puertos que más riesgo generan son Bayona, La Pallice y San Nazare. Sobresale también por la amplia variedad de puertos de origen.

De Reino Unido, Gibraltar es el puerto de origen de buques que cargan en el Musel en este atraque seguido de Immingham, Avonmouth, Port Talbot y Newport, sumando entre los cinco más de 50 % del riesgo por tráfico. Este país destaca por ser el país con más variedad de puertos de origen de los buques que llegan al Espigón I Sur. Y, por último, Bélgica con el puerto de Antwerpen que supone más del 95 % del riesgo para este país.

Hay otros países como Marruecos, Argelia, Alemania, Noruega, Irlanda o Italia que tienen menos volumen de buques que llegan a este muelle pero que no deben de ser despreciados para el riesgo en este atraque. Estos no se muestran en el Gráfico 9, ya que sería difícil representar tanto volumen de datos.

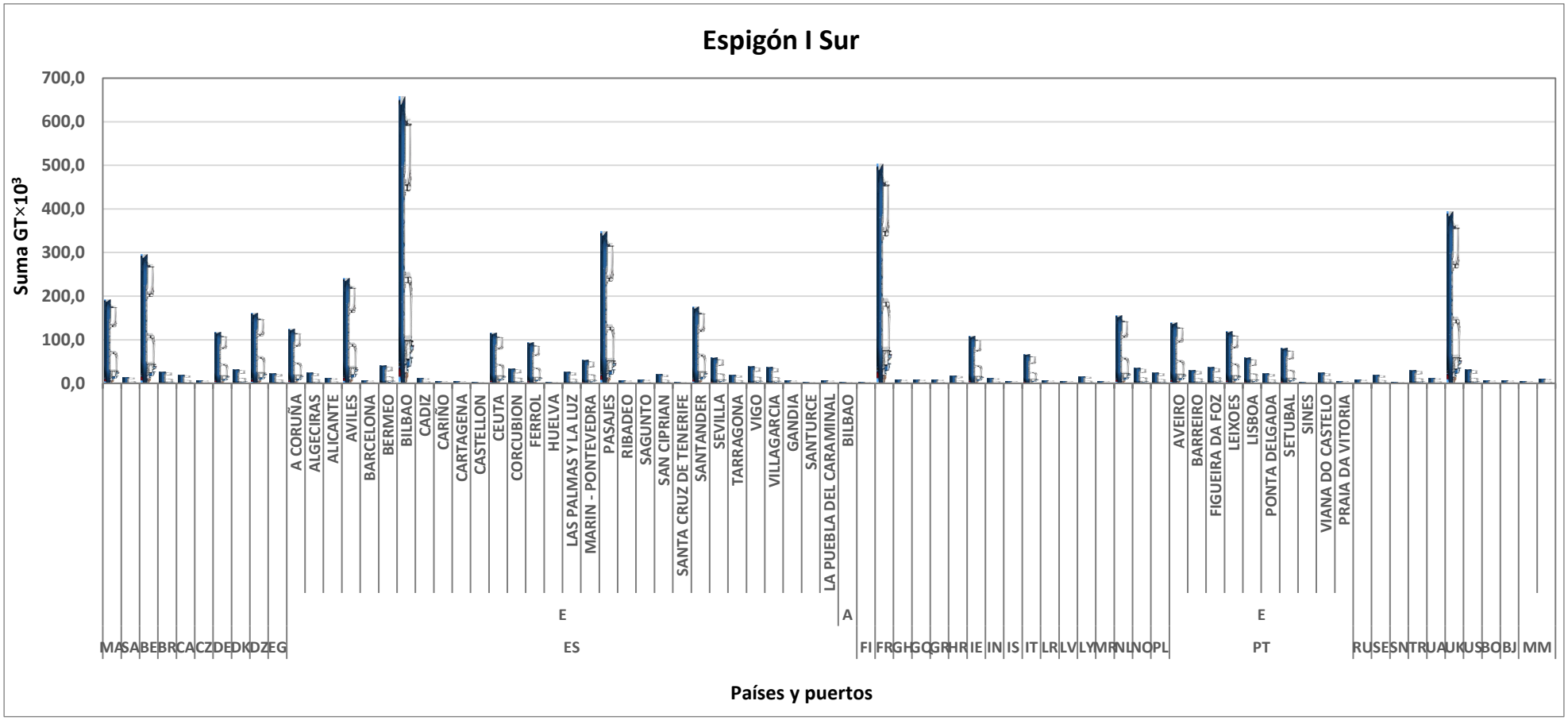


Gráfico 9: Puertos de origen de buques que cargan en el muelle Espigón I Sur

4.3.4 Ingeniero Olano Tramo 1 y 2.

El muelle Ingeniero Olano, tramo 1 y 2 (43°33'48,2"N; 005°42’04"W) cuenta con una de las mayores líneas de atraque,1.000 metros lineales, y con un calado de entre 8,5 y 11 metros en el tramo 1 y 14 metros en el tramo 2. Tiene una superficie de almacenamiento de 10.314 m^2. Está equipado con dos grúas de 16 y 30 toneladas y una grúa móvil. También tiene enlaces por carretera y ferrocarril para facilitar el tránsito de mercancías. En este muelle se embarcan graneles sólidos, un ejemplo es el carbón (Imagen 27).

Imagen 27: Muelle Ingeniero Olano tramo 1 y 2. Fuente: Autoridad Portuaria Gijón

En muelle Ingeniero Olano tramo 1 y 2, en los catorce años de estudio, cargaron buques provenientes de más de 25 países de todo el mundo. Los que más riesgo generan son España, Portugal, Francia, Reino Unido, Noruega, Bélgica y Marruecos.

De España, destacan A Coruña, Bilbao, Santander, Pasajes, Avilés, Huelva y Cartagena. En este muelle existen operaciones de embarque (E), pero también podemos observar (Gráfico 10) elevadas operaciones de tránsito y embarque (TE). En total son $551,6\times10^3$ GTs de embarque frente a las $832,8\times10^3$ GTs de tránsito y embarque

De Portugal, Lisboa embarca con unos 65,6×103 GTs ocupando el 50 % del volumen de los puertos de este país, mientras que Leixoes y Lisboa generan el mismo tráfico para el tránsito y embarque.

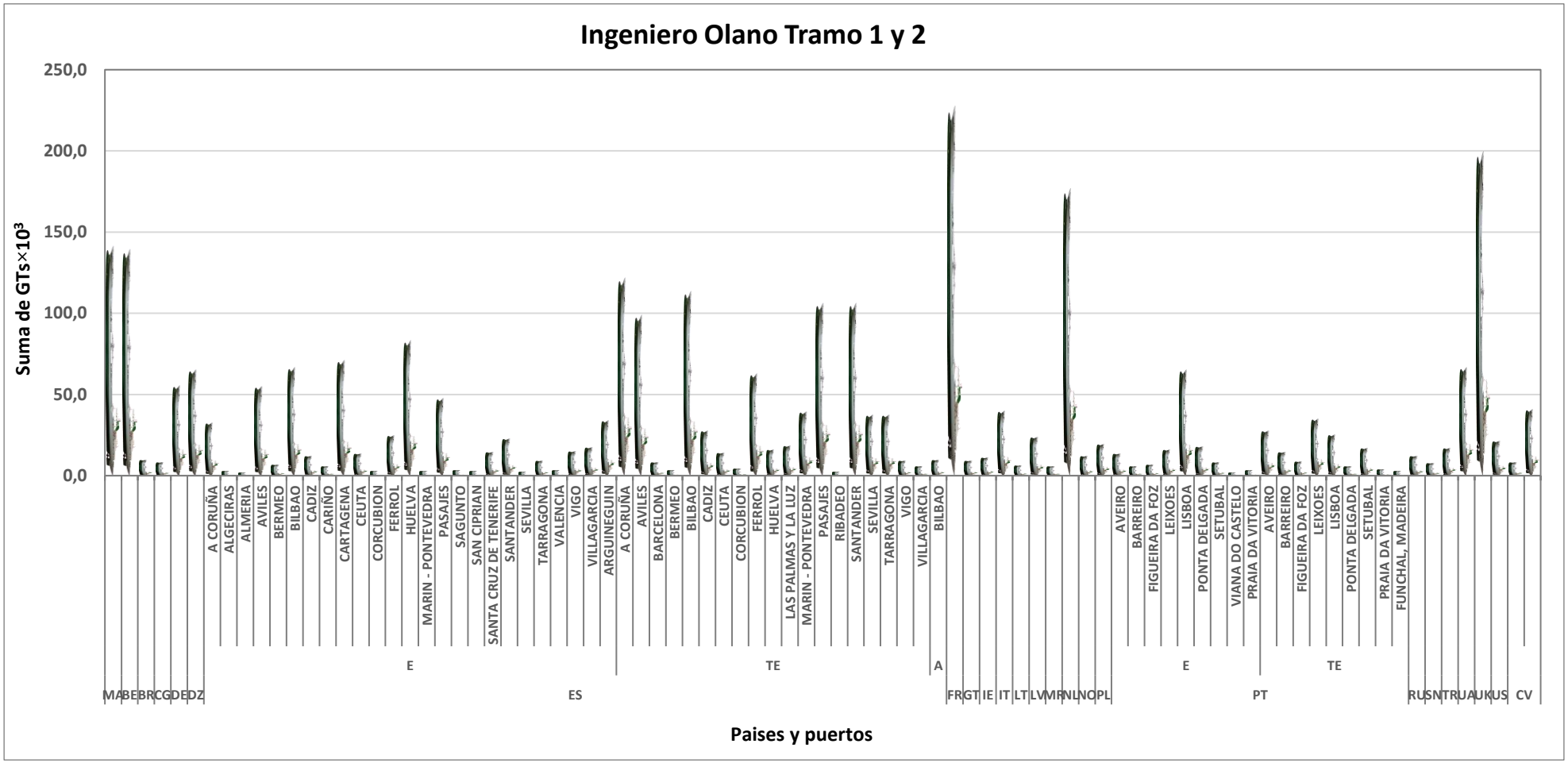


Gráfico 10: Puertos de origen de buques que cargan en el muelle Ingeniero Olano Tramo 1 y 2.

4.3.5 Ingeniero Olano Terminal Butano.

El muelle Ingeniero Olano Terminal Butano (43°33'40,6"N; 005°41'31,5"W) está al sur del muelle Ingeniero Olano tramo 2 (Imagen 28); tiene un calado máximo de 14 metros y en él se realizan embarques de gas butano.

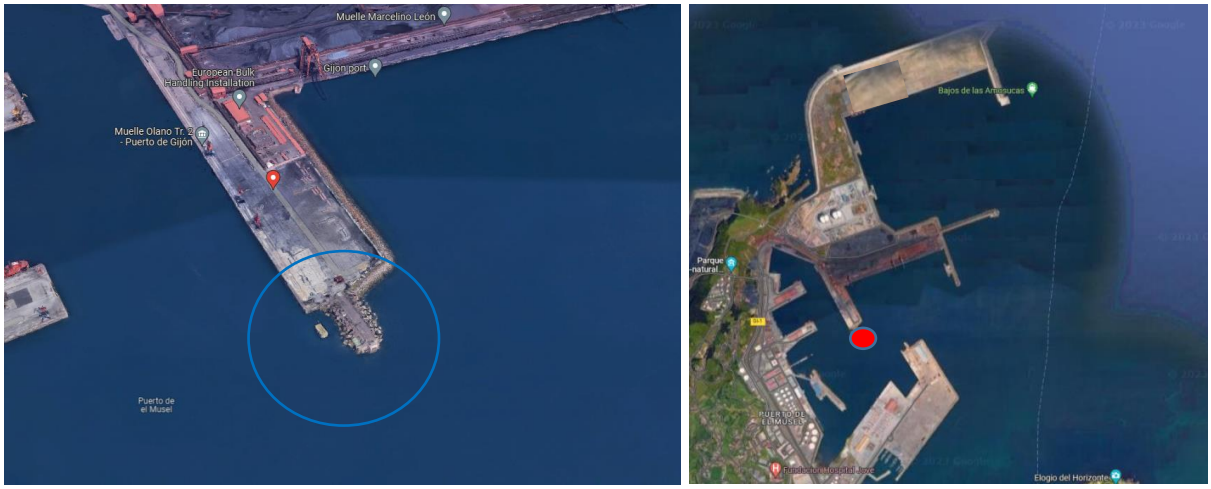


Imagen 28: Muelle Ingeniero Olano Terminal de Butano. Fuente: Google maps.

En el periodo a estudio, en este atraque cargaron buques provenientes de 11 países de todo el mundo. Los que más riesgo generan son los que llegan de puertos nacionales Musel con una suma de $464{,}1\times10^3$ GTs, Portugal con 44×10^3 GTs, Noruega $42{,}5\times10^3$ GTs, y Bélgica y Marruecos con una suma de $20{,}4\times10^3$ GTs cada uno (Gráfico 11).

De España, destacan A Coruña y Bilbao con más del 90 % del volumen, seguidos de puertos como Algeciras, Sevilla, Tarragona o Alcudia. De Portugal, Leixoes y Lisboa con una suma total de 44×10^3 GTs. De Noruega, Terneuzen con 20×10^3 GTs. De Bélgica y Marruecos, Antwerpen y Mohammedina, sucesivamente.

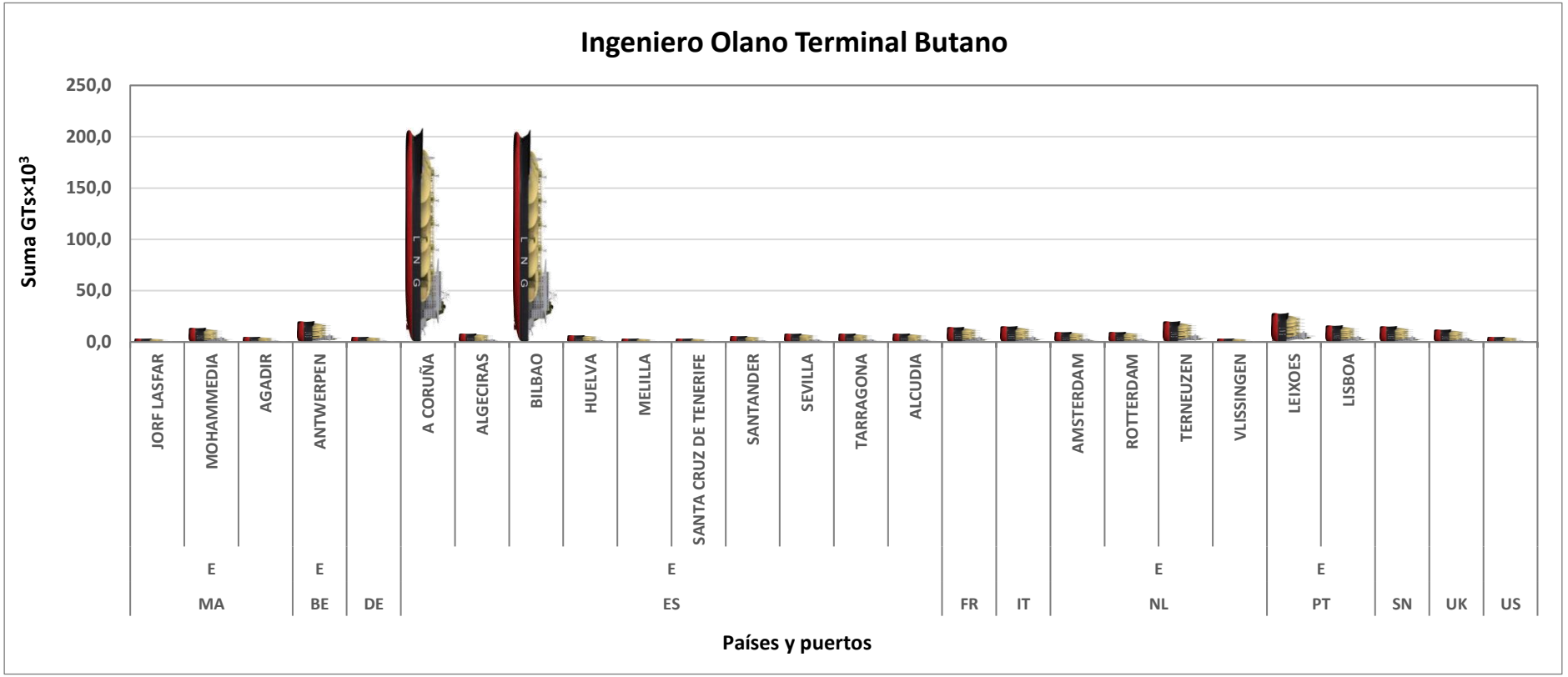


Gráfico 11: Puertos de origen de buques que cargan en el muelle Ingeniero Olano Terminal Butano.

4.3.6 Espigón II Sur.

El Espigón II Sur (43°33'38,5"N; 005º41'56,9"W) lo compone el Espigón II Sur Tramo 1 y 2, el Espigón II Sur Terminal Ditecpesa y la Terminal Ditecpesa. Su línea de atraque es de 340 m y cuenta con un calado de 8 a 8,5 metros. Tiene una capacidad de almacenamiento en superficie cubierta: 15.000 toneladas para productos siderúrgicos operados por la compañía Arcelor Mittal España, S.A y por Bergé Marítima, S.L.

La terminal de Ditecpesa, situada al oeste de este muelle, operada por la empresa del mismo nombre cuanta con una capacidad de almacenamiento en planta de 5.000 m^3 distribuidos en cuatro tanques y con un descargadero de asfalto de 350 toneladas por hora. Las mercancías que se almacenan en estas instalaciones son además del asfalto, betunes y graneles líquidos (Imagen 29).

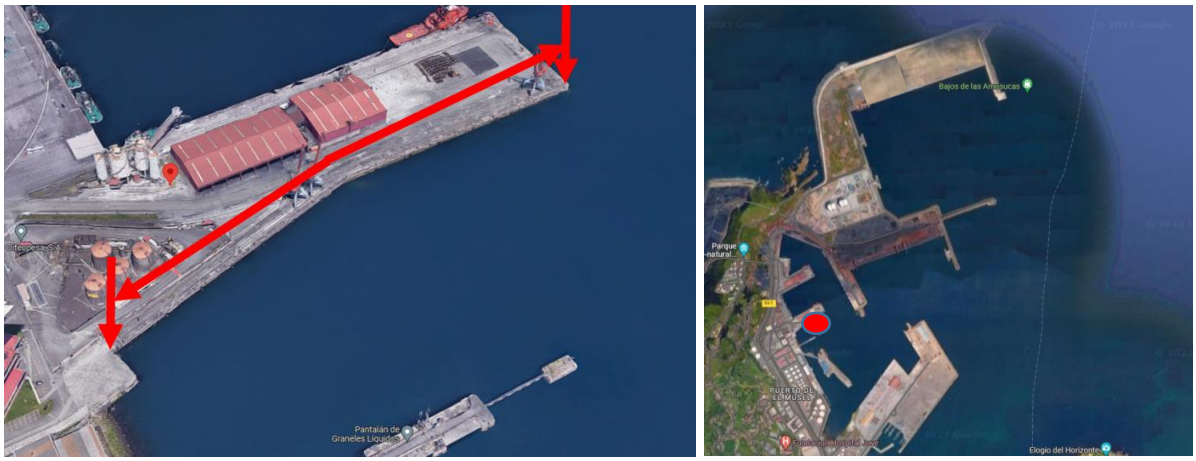


Imagen 29: Espigón II Sur. Fuente: Google maps.

A este atraque llegaron barcos cuyo origen es de doce países distintos, diez de ellos dentro de Europa y los dos restantes de África con una suma total de 594×10^3 GTs. De toda España han llegado buques provenientes de 19 puertos que realizan operaciones de carga. El puerto de origen más importante de los buques que embarcan mercancías en el Espigón II Sur es el de Pasajes, con un total de $84,8\times10^3$ GTs seguido de Ferrol y Bilbao con 57,9 y $56,4\times10^3$ GTs respectivamente, como se puede observar en el Gráfico 12.

Los países que generan más riesgo por su tráfico después de España son Francia con una suma total de $68,1\times10^3$ GTs y cuyo puerto más importante es Bayona. Y Portugal, con una suma total de $67,7\times10^3$ GTs y en el que destacan tres puertos como origen Barreiro, Leixoes y Aveiro.

También se puede indicar que a este muelle llegan buques provenientes de países más alejados geográficamente como Egipto con una suma total de $3,7\times10^3$ GTs y de Ucrania con

una suma total de $2,5\times10^3$ GTs. Aunque estos países no destacan por su volumen de carga ni su riesgo, pero serán estudiados en el apartado de especies más detalladamente

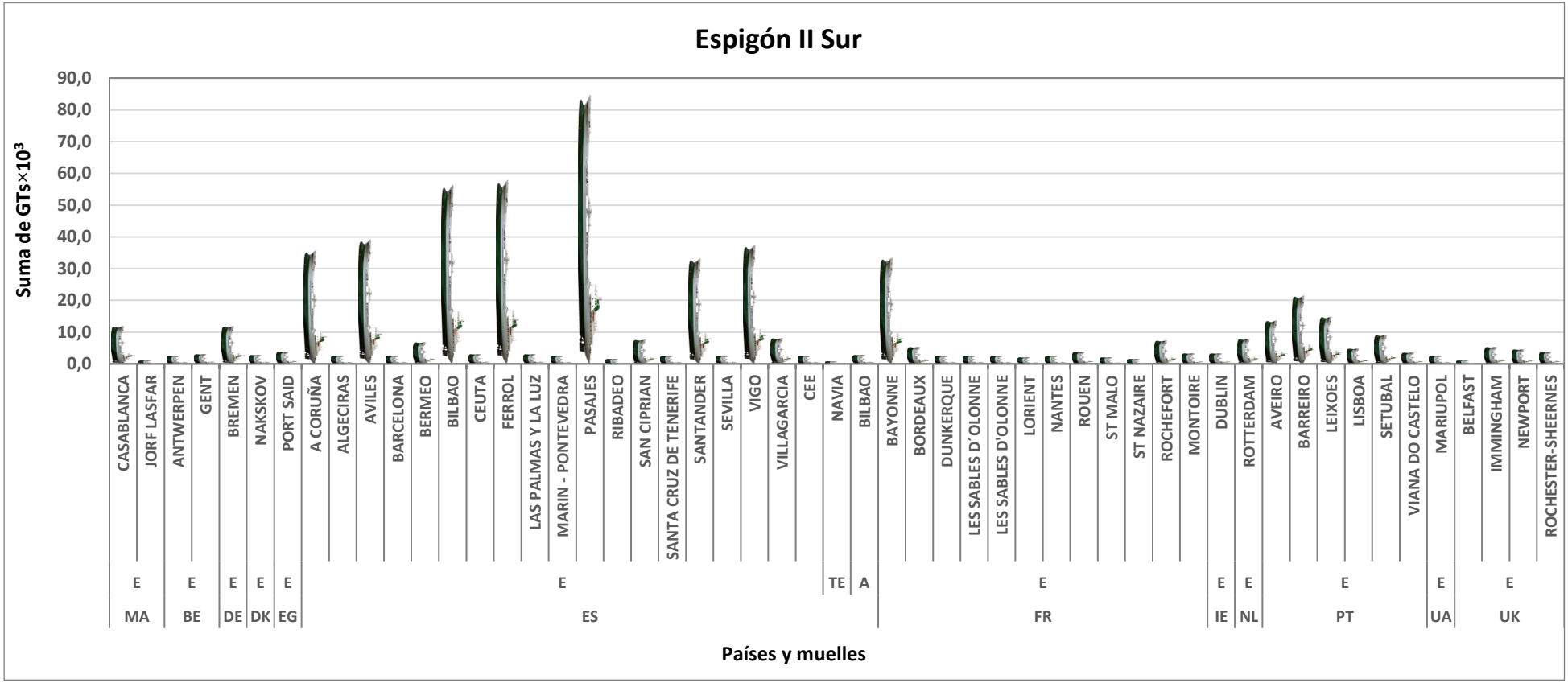


Gráfico 12: Puertos de origen de buques que cargan en el muelle Espigón II Sur.

4.3.7 Contradique Príncipe de Asturias.

El Contradique Príncipe de Asturias (43°33'59,4"N; 005°40'52,8"W) dispone de una línea de atraque de 320 metros y un calado de 16,5 metros (Imagen 30). Este atraque está destinado a mercancías como graneles líquidos, butano y propano por lo que, para su operatividad, dispone de un brazo de carga y descarga de 250 a 380 toneladas por hora. El operador de este muelle es Repsol Butano, S.A.

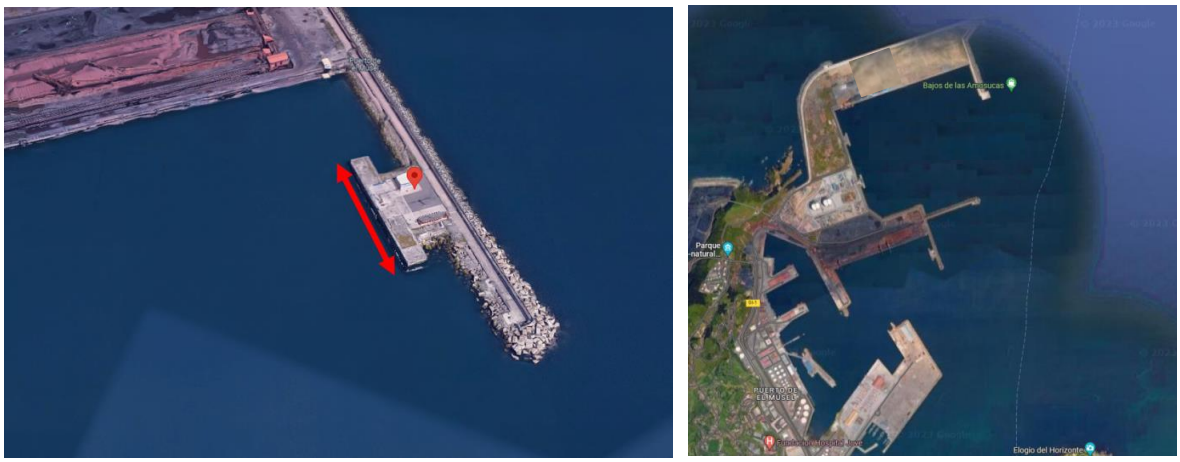


Imagen 30: Contradique Príncipe de Asturias. Fuente: Google maps.

A este atraque llegan buques procedentes de 10 países, España se erige como principal país de origen y suma más de 50 % del volumen de GTs. El puerto del que vinieron más barcos es Cartagena con $65,5\times10^3$ GTs, seguido de A Coruña con 58×10^3 GTs, Bilbao con $51,8\times10^3$ GTs y Algeciras $36,7\times10^3$ GTs, como se puede observar en el Gráfico 13.

El segundo país con más riesgo es Reino Unido, con una suma de $100,9\times10^3$ GTs. De este, se pueden señalar a Gibraltar, Fawley y Pembroke como los puertos que más riesgo generan. De Países Bajos, Rotterdam es el puerto con más riesgo en este país, con más de un 90 % de los buques que llegan al muelle Contradique Príncipe de Asturias de este país. Por detrás de estos tres países, están Marruecos con Casablanca como principal puerto de riesgo y Portugal con Sines, Leixoes y Lisboa.

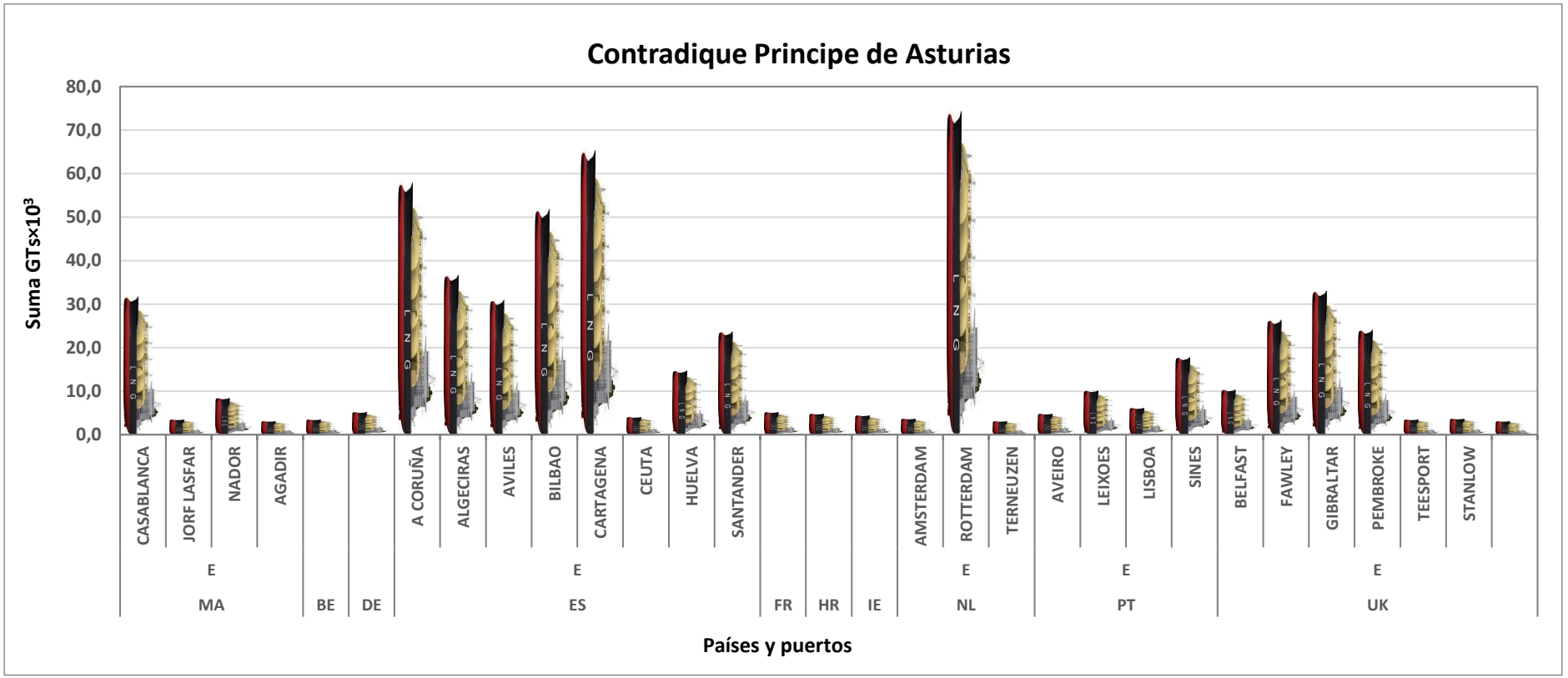


Gráfico 13: Puertos de origen de buques que cargan en el muelle Contradique Príncipe de Asturias

4.3.8 La Osa 9ª Alineación.

El muelle de la Osa 9ª (43°33'22,6"N; 005°40'56,9"W) posee una línea de atraque de 165 m y un calado de 12 metros. Está equipado con una grúa móvil de 52 toneladas para carga general y una rampa Ro-Ro para mercancías rodadas: En este atraque operan las empresas ERSHIP SAU y Alvargonzález, SA (Imagen 31).

Imagen 31: Muelle la Osa 9ª Alineación. Fuente: Google maps.

Al muelle la Osa 9ª alineación llegan buques procedentes de 8 países. Los países que más riesgo generan por su tráfico son España, Portugal, Francia, Marruecos y Reino Unido. De España destacan los puertos de A Coruña con $74{,}5\times10^3$ GTs de embarque y Ferrol con más de 50×10^3 GTs en tránsito y embarque como se puede observar en el Gráfico 14.

De Portugal, destacan por su riesgo Leixoes, Aveiro, Lisboa y Barreiro sumando entre los cuatro alrededor de 80×10^3 GTs de embarque. De Francia, el puerto que genera más riesgo es Montoir de Bretagne con más del doble que cualquier otro puerto francés. De Marruecos, solo vienen buques de Nouadhibou. De Reino Unido, los puertos de origen se distribuyen entre Gibraltar, Avonmouth, Garston, Liverpool, Southampton y Londonderry sumando entre todos $29{,}5\times10^3$ GTs de mercancías a embarcar.

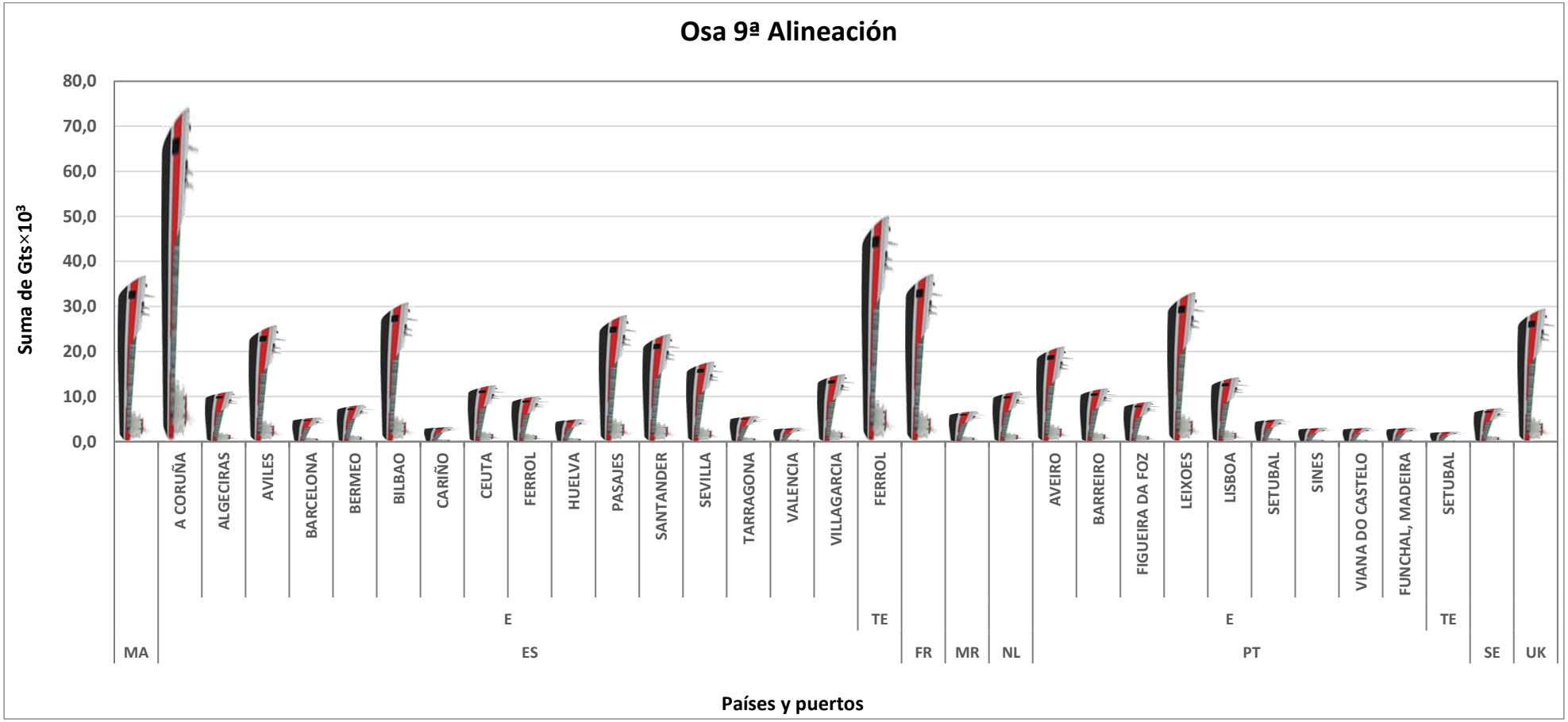


Gráfico 14: Puertos de origen de buques que cargan en el muelle la Osa 9ª Alineación

4.3.9 Ingeniero Moliner.

El muelle Ingeniero Moliner (43º 33'33,1"N; 005°41'04,9"W) tiene una extensión lineal de atraque de 282 m y cuenta con un calado de 14 metros. Está equipado con dos grúas de 16 y 30 toneladas y una grúa móvil de 50 toneladas, una cinta de evacuación con capacidad nominal de 1.350 toneladas por hora y una tolva móvil autopropulsada. También tiene una capacidad de almacenamiento de más de 10.000m^2 cubiertos y cerrados. En este atraque operan las empresas ERSHIP SAU y Alvargonzález, SA. con graneles sólidos como cereales y cuenta con acceso tanto por carretera como por ferrocarril (Imagen 32).

Imagen 32: Muelle Ingeniero Moliner. Fuente: Autoridad Portuaria Gijón y Google maps.

Al muelle Ingeniero Moliner, llegaron buques de 16 países distintos, siendo el que más riesgo genera por el tráfico España con una suma de 209,4×10^3 GTs. Destacan Bilbao, A Coruña y Huelva con operaciones de embarque y Pasajes con tránsito y embarque, como se puede observar en el Gráfico 15.

El segundo país con más riesgo en este muelle es Francia y los puertos a destacar son Montoir de Bretagne, Toulon y Rouen para el embarque y Bayona en operaciones de tránsito y embarque. Mientras que, para Ucrania, tercer país en riesgo, los puertos de los que vienen buques al muelle son Odessa con 20,3×10^3 GTs y Mariupol 15,8×10^3 GTs para el embarque y Kerch para tránsito y embarque con 15,9×10^3 GTs.

Uno de los países a destacar sería también Colombia, ya que hasta estos momentos no se habían registrado buques provenientes de esta zona en ningún otro atraque del puerto del Musel, aunque solo vienen de un puerto, Santa Marta.

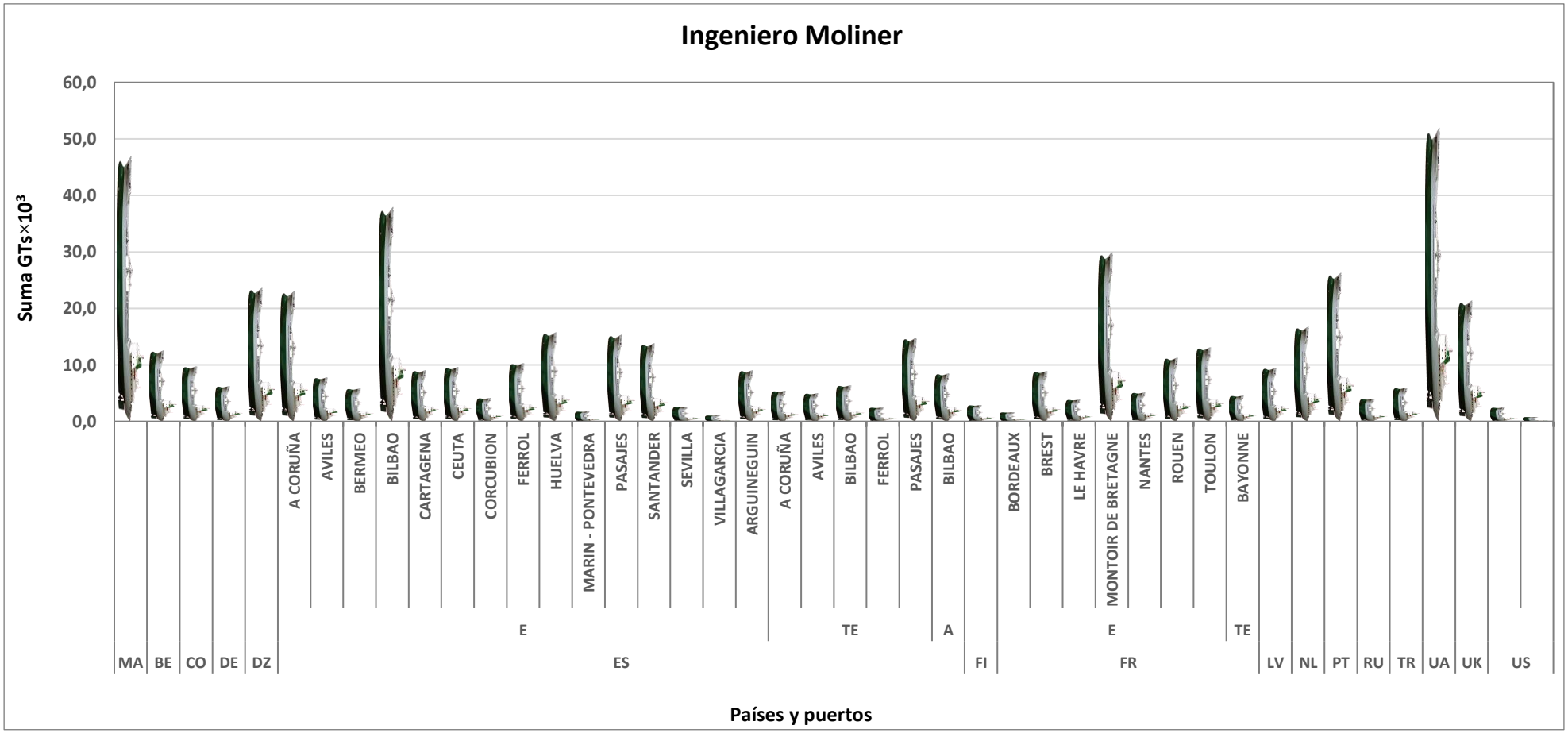


Gráfico 15: Puertos de origen de buques que cargan en el muelle Ingeniero Moliner.

4.3.10 Espigón II Norte.

El muelle Espigón II Norte (43º33'38,5"N; 005°41'56,9"W) cuenta con una línea de atraque de 230 m y un calado de 8,3 metros. Tiene una superficie de almacenamiento cubierto de 15.000 m^2 y 35.924 m^2 descubiertos y cuenta con una superficie total de 103.783 m^2. Está equipado con dos grúas pico-pato de 35 toneladas. En este muelle opera la empresa Arcelor Mittal España, S.A. empresa metalúrgica muy importante en la región y que almacena fundamentalmente rollos de alambrón en estas instalaciones. También es habitual ver embarcaciones de salvamento marítimo atracadas en la parte oeste del muelle (Imagen 33).

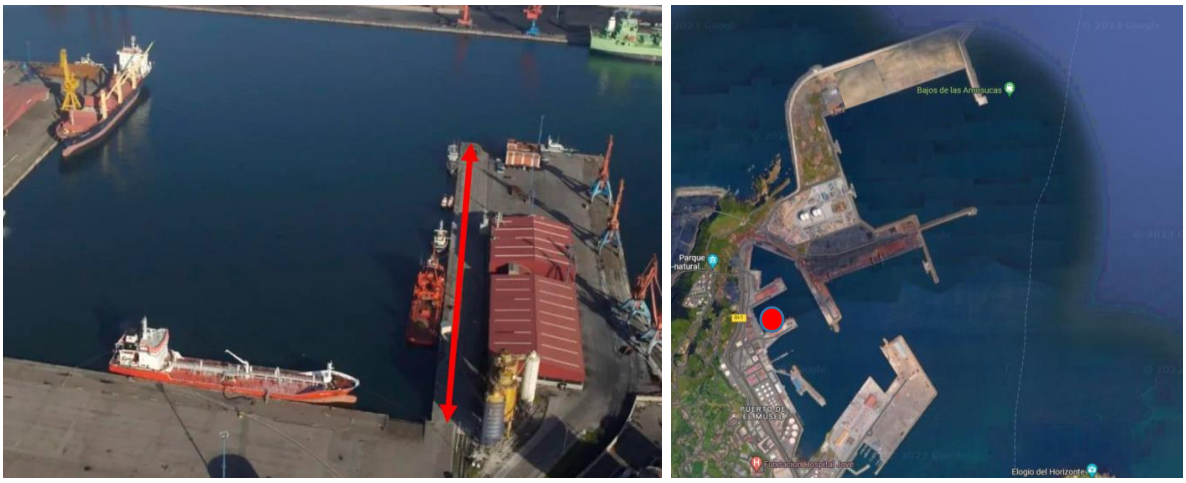


Imagen 33: Muelle Espigón II Norte. Fuente: Autoridad Portuaria Gijón y Google maps.

Al muelle Espigón II Norte atracaron buques procedentes de trece países distintos. El país que más riesgo genera es España con una suma de $343{,}7\times10^3$ GTs y los puertos de los que más barcos llegan a este muelle son Vigo con $105{,}6\times10^3$ GTs, seguido de Villagarcía y A Coruña, como se puede observar en el Gráfico 16.

El segundo país que más riesgo ocasiona a este atraque es Portugal, y los puertos de este país de los que vienen más buques son Leixoes, Aveiro y Setubal sumando entre los tres más del 65 % del volumen de GTs por embarcar. El tercero es Noruega, del cual solo llegan barcos de dos puertos, Slemmestad y Brevik.

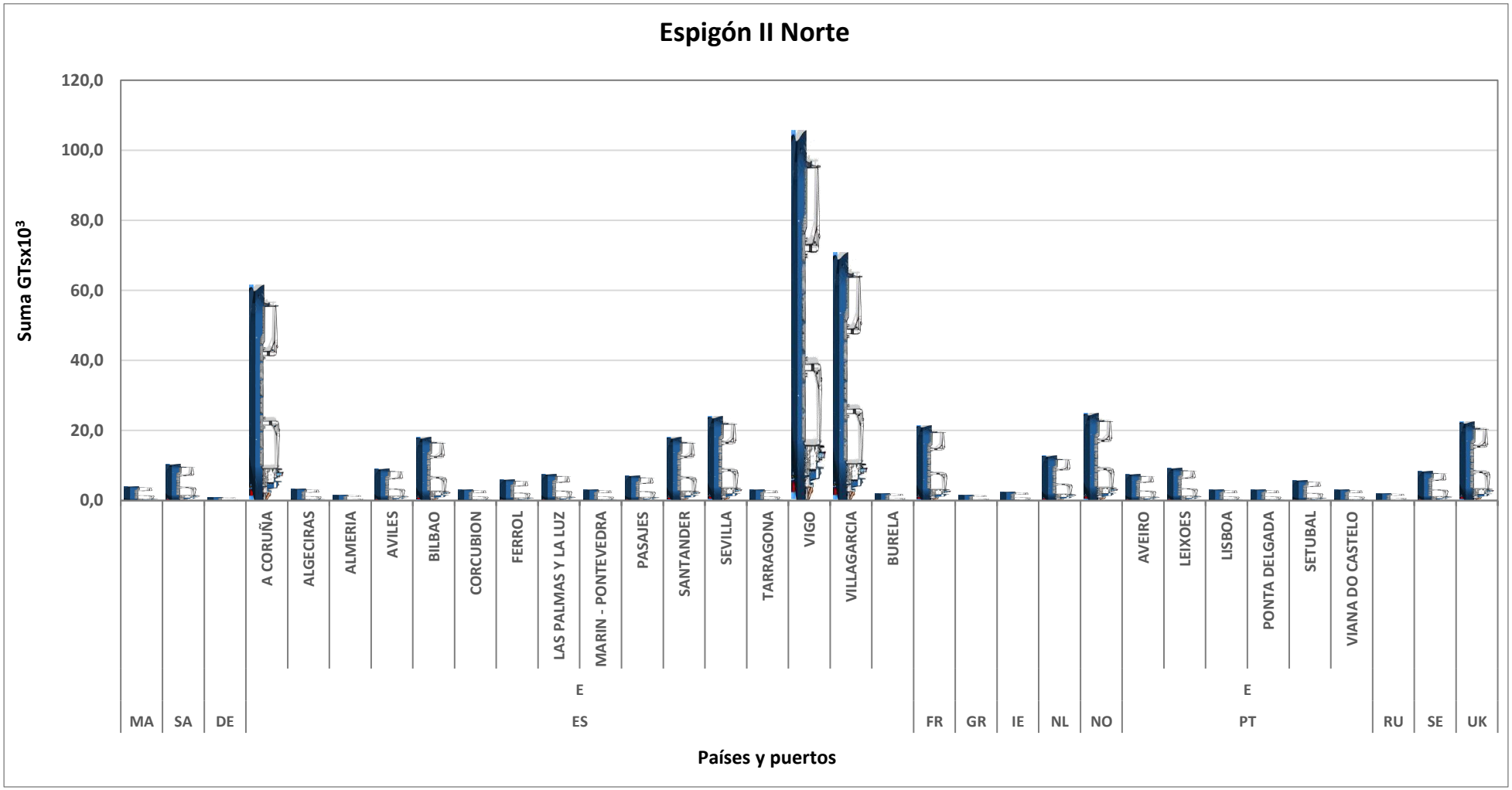


Gráfico 16: Puertos de origen de buques que cargan en el muelle Espigón II Norte

4.3.11 La Osa rampa RO/RO.

El muelle de la Osa rampa Ro/Ro (43°33'21,8"N; 005°41'09,8"W) cuenta con un atraque lineal de 282 metros y un calado de 12 metros. Está equipado con una rampa especial para el embarque/desembarque de buques Ro/Ro (especialmente preparados para transportar carga rodada como coches o camiones), o Ro/pax (buques en los que se transporta carga rodada pero también pasajeros). En este muelle atracan normalmente buques que hacen la ruta a puertos franceses (Imagen 34).

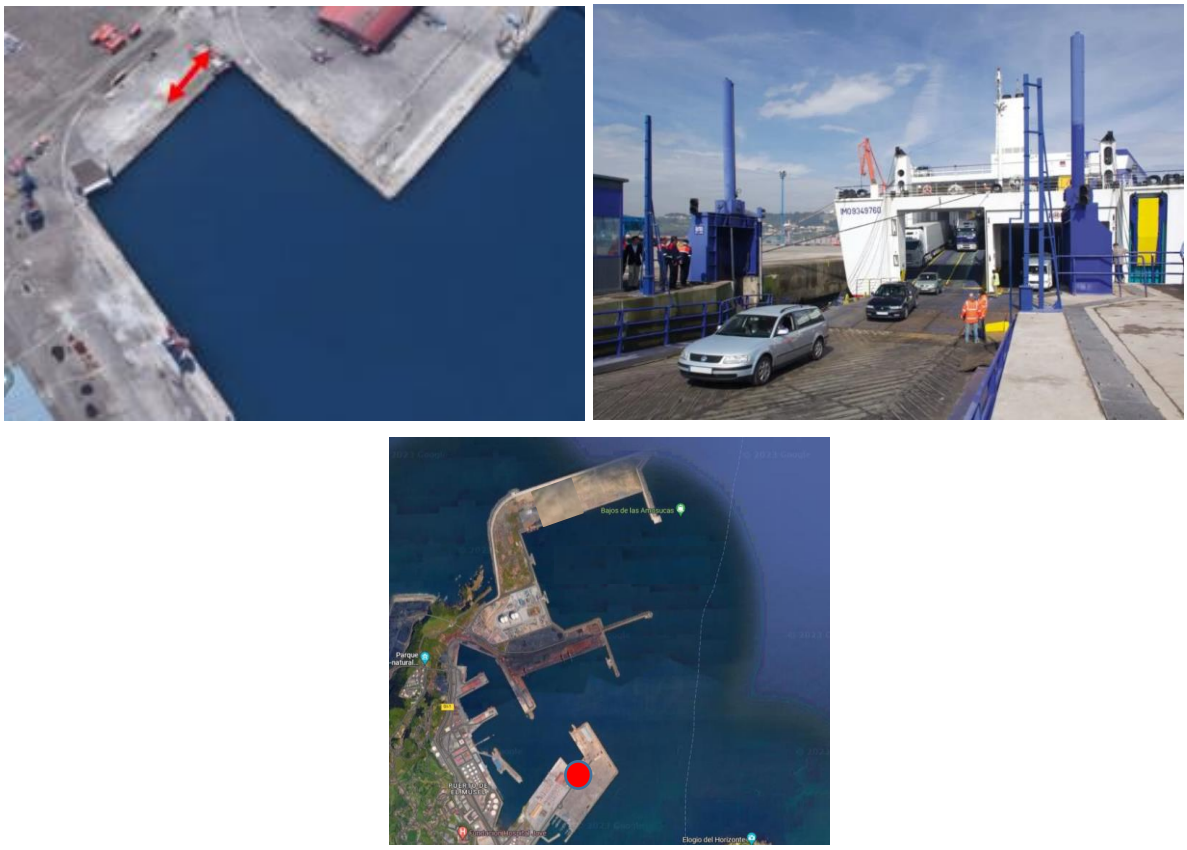


Imagen 34: Muelle Osa rampa Ro/Ro. Fuente: Autoridad Portuaria Gijón y google maps.

En este atraque en el periodo a estudio solo llegaron buques procedentes de tres puertos franceses. Destaca el puerto de St. Nazaré con $355{,}9\times10^3$ GTs, seguido de Montoir de Bretagne y Nantes como se puede ver en el Gráfico 17. El primero de estos puertos, tenía línea regular con el puerto del Musel, entre 2010 y 2014 (tiempo en el que estuvo en activo la autopista del mar), por lo que es evidente su flujo de vehículos y, por tanto, de posibles especies provenientes de Francia.

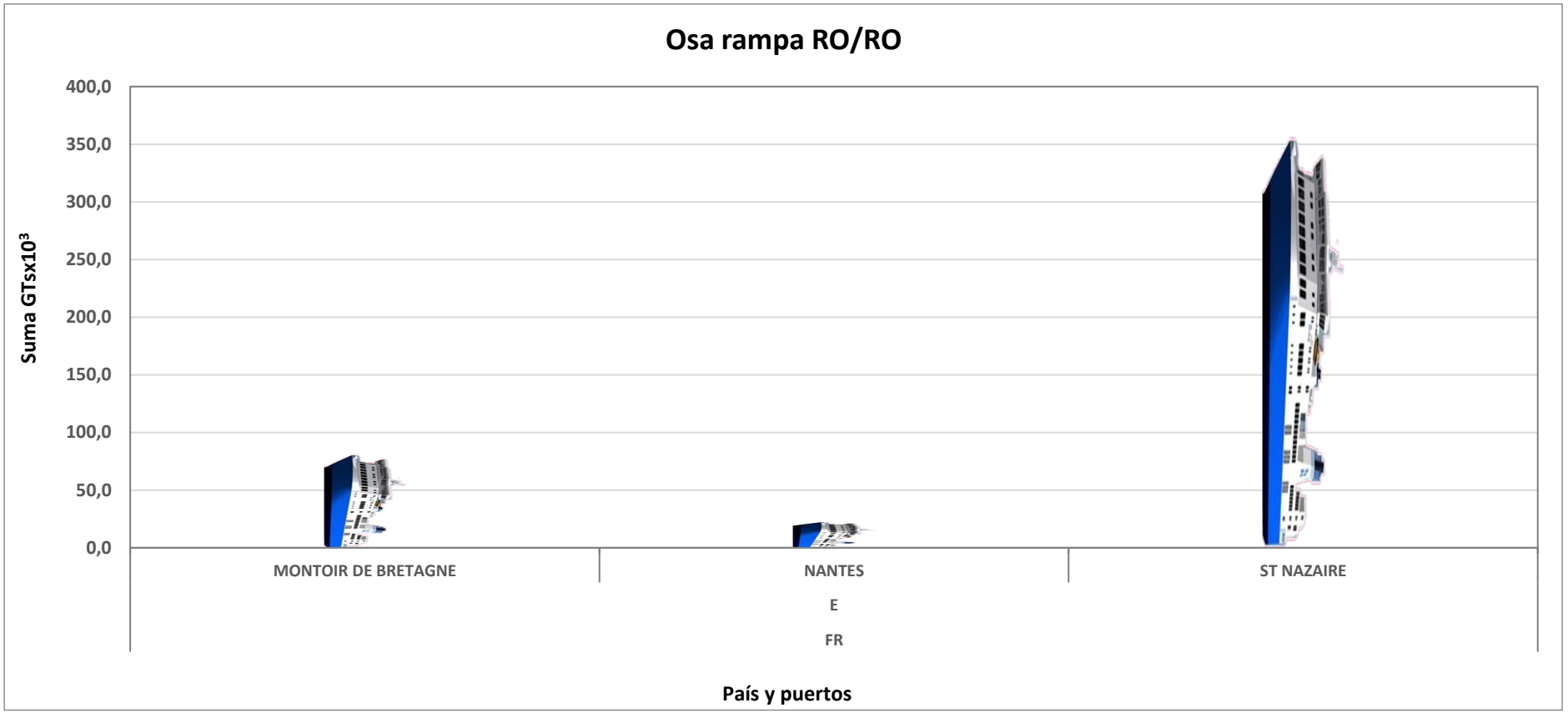


Gráfico 17: Puertos de origen de buques que cargan en el muelle la Osa rampa RO/RO

4.3.12 La Osa 7ª Alineación. Portacontenedores.

El muelle de la Osa 7ª alineación portacontenedores (43°33'22,5"N; 005°41'20,4"W) está dotado de una línea de atraque de 250 metros lineales y un calado de 11,8 metros. Está equipada con 2 pórticos de contenedores que pueden llegar a cargar 35 y 52 toneladas de mercancías y una grúa móvil de 63 toneladas. Cuenta con una superficie de almacenamiento cubierto de 40.000 m^2 y una explanada de 172.150 m^2 dedicada a la estiba de contenedores. En este atraque operan entre otras la compañía MSC con línea regular Gijón-Amberes; la compañía WEC LINES-MSC con línea regular Gijón – Sines - Casablanca- Canarias o la empresa X-PRESS FEEDERS con línea regular Le Havre – Rotterdam - Göteborg. En la Imagen 35, se puede observar el puerto y dos buques en el momento de su carga.

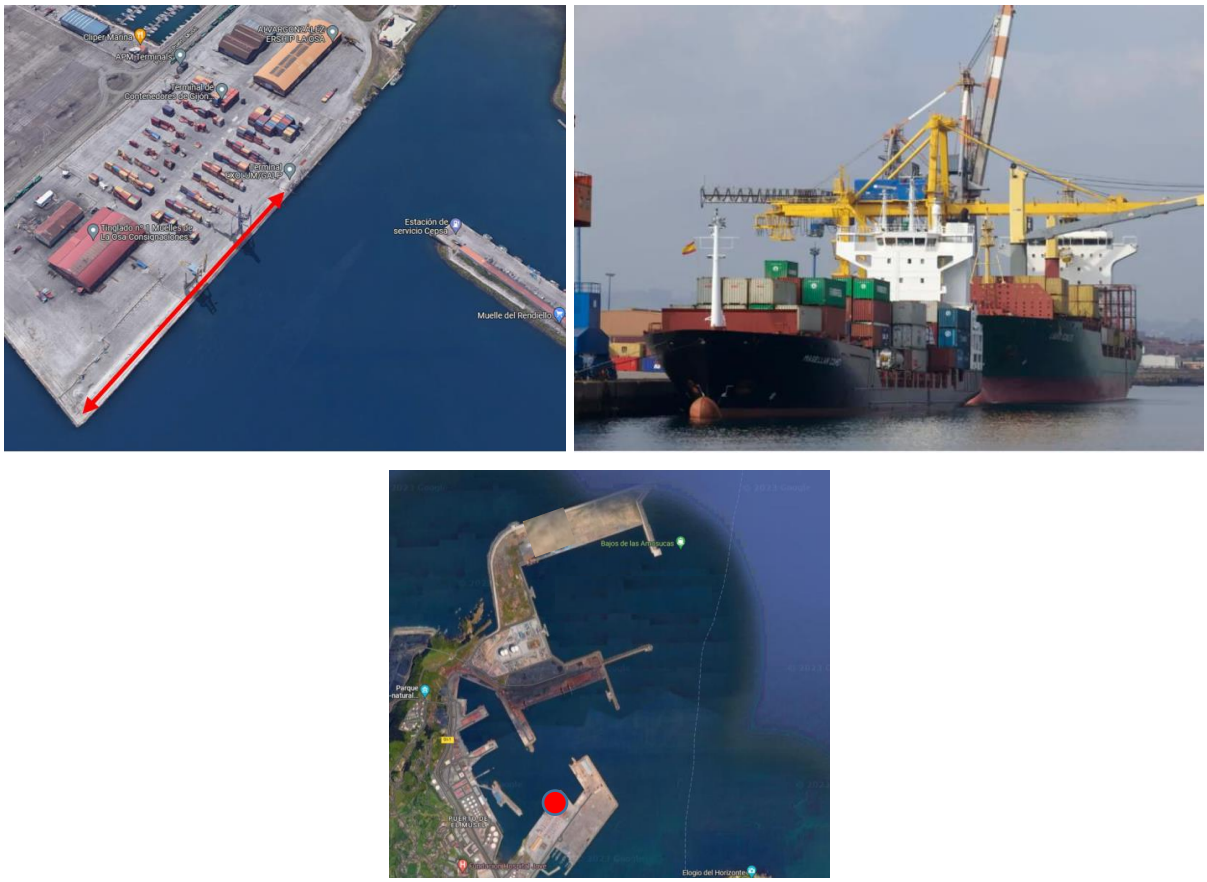


Imagen 35: Muelle Osa 7ª Alineación, portacontenedores. Fuente: Autoridad Portuaria Gijón y Google maps.

El país que más riesgo genera por agua de lastre en el muelle la Osa 7ª Alineación, portacontenedores es España. En el gráfico 18 se pueden ver que los puertos que más destacan están dentro del mar Cantábrico y son Bilbao, Avilés y Pasajes con una suma total entre los tres de alrededor de 80×10^3 GTs como se puede ver en el Gráfico 18.

Los países que le siguen en riesgo son Portugal, en el que destacan los puertos de Sines y Aveiro con un volumen de alrededor del 70 % de buques provenientes de este país. En Reino

Unido, solo atracan en este muelle buques provenientes de Imminghan para realizar la carga y de Bélgica, solo vienen buques de Antwerpen.

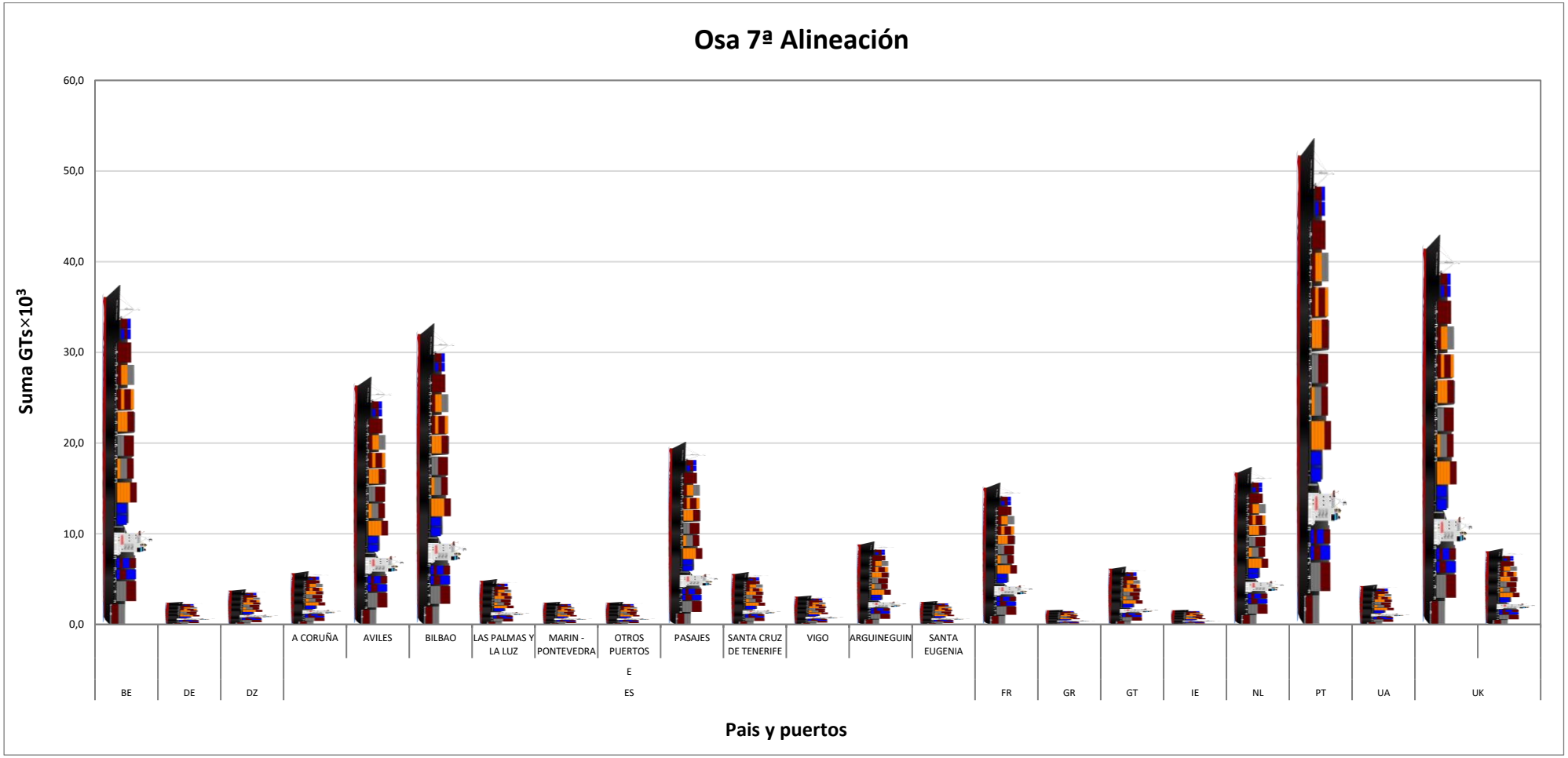


Gráfico 18: Puertos de origen de buques que cargan en el muelle la Osa 7ª Alineación, portacontenedores.

4.3.13 Ribera 1ª Alineación.

El muelle Ribera 1ª (43°34'02,4"N; 005°42'03,9"W) tiene un atraque lineal de 225 metros, un calado de 6,5 metros y una superficie de almacenamiento de 10.314 m^2. Está equipado con 1 grúa móvil y en él opera la compañía DDR Vessels XXI S.L., destinada a la manipulación, transformación y gestión de materiales usados y residuos de buques, y la empresa Tudela Veguín En la Imagen 36, se puede observar el atraque con un buque de la compañía cementera.

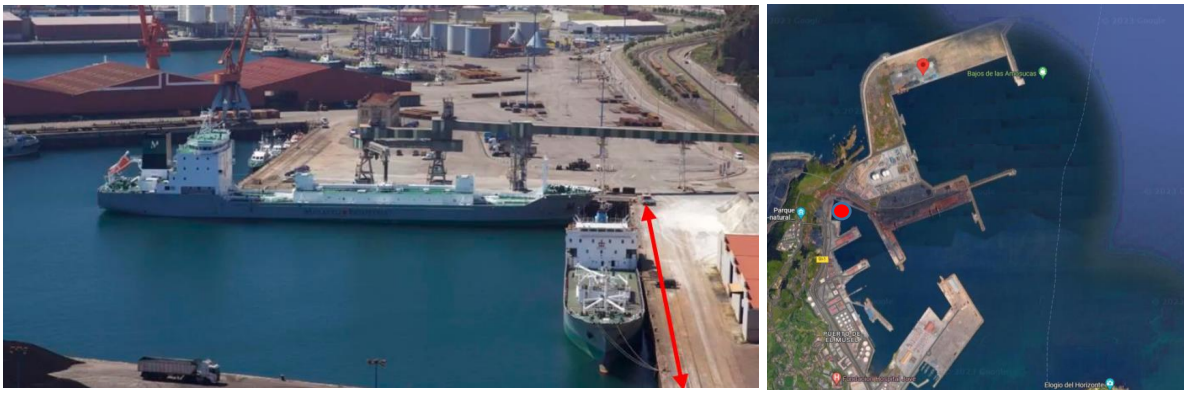


Imagen 36: Muelle Ribera 1ª Alineación. Fuente: Google maps

Al muelle Ribera 1ª Alineación llegaron buques procedentes de 9 países y el país que más riesgo genera por agua de lastre es España seguida de Francia, Portugal y Suecia. Los puertos con más riesgo generan son Vigo, La Coruña y Villagarcía debido a que la empresa Tudela Veguín tiene línea regular entre estos puertos y el Musel y suman entre los tres más de 50 % del volumen, seguidos de Bilbao y Pasajes, como se puede ver en el Gráfico 19.

De Francia vienen buques a cargar, a reparar o a desguazarse a este muelle, procedentes principalmente de Bayona, Rouen y Montoir de Bretagne. De Portugal, vienen barcos de 5 puertos Viana do Castelo, Figueira da Foz, Averio, Barreiro y Setubal sumando un total de 21×10^3 GTs. De Suecia, solo vienen buques del puerto de Helsingborg con un volumen de $11{,}7\times10^3$ GTs.

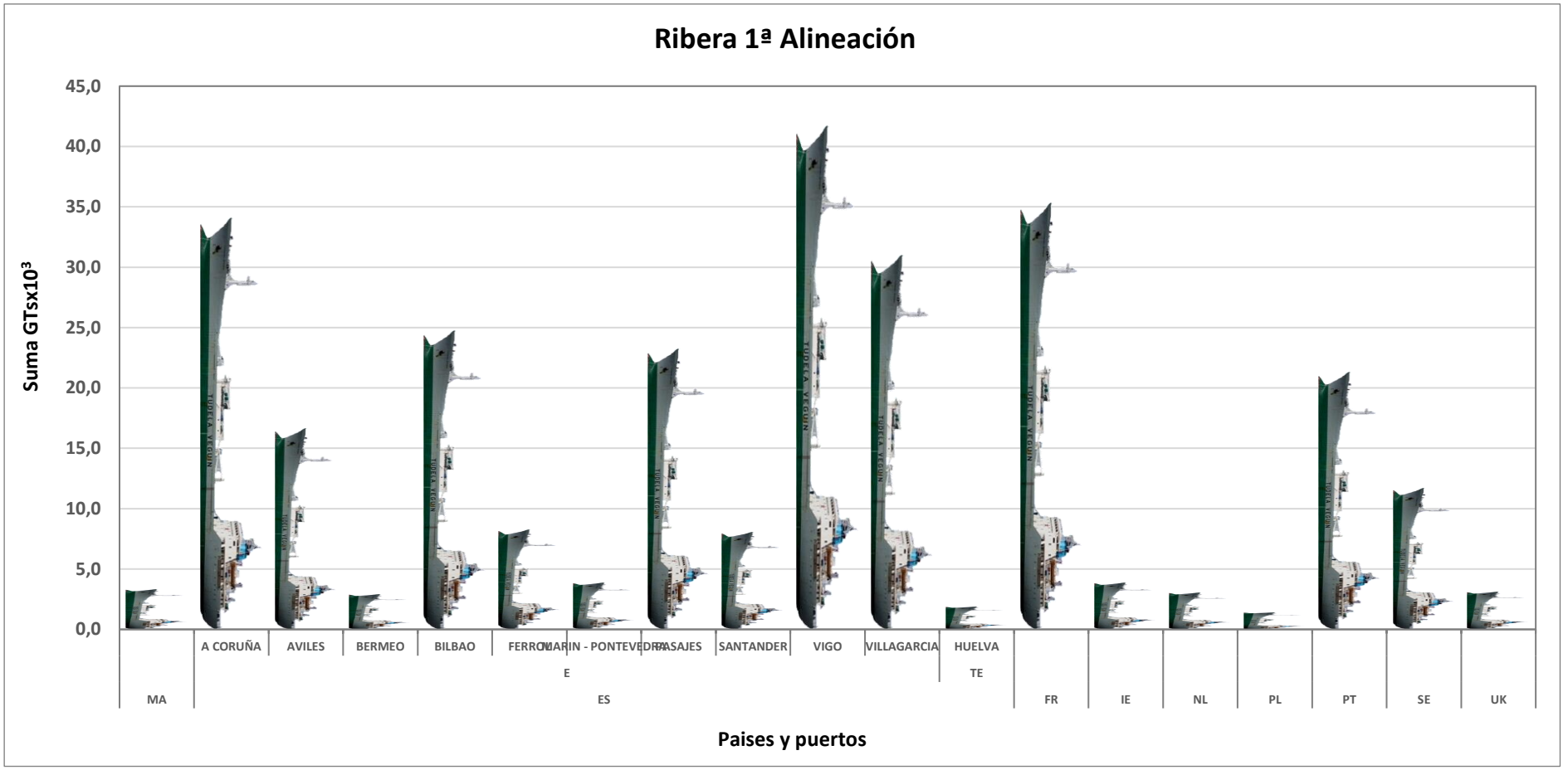


Gráfico 19: Puertos de origen de buques que cargan en el muelle Ribera 1ª Alineación.

4.3.14 Ingeniero Marcelino León.

El muelle Ingeniero Marcelino León (43°34'01,5"N; 005°41'17,0"W) cuenta con un atraque lineal de 800 metros, un calado de entre 19 y 21 metros y una superficie de almacenamiento de 146.000 m^2. Está equipado con 3 pórticos de carga de 50 toneladas, 2 roto palas con capacidad de apilado de 2800 Tm/h y 1 apilado con capacidad de 1700 Tm/h. El operador de este muelle es la empresa EBHI, SA dedicada a graneles sólidos, carbón y mineral de hierro (Imagen 37.)

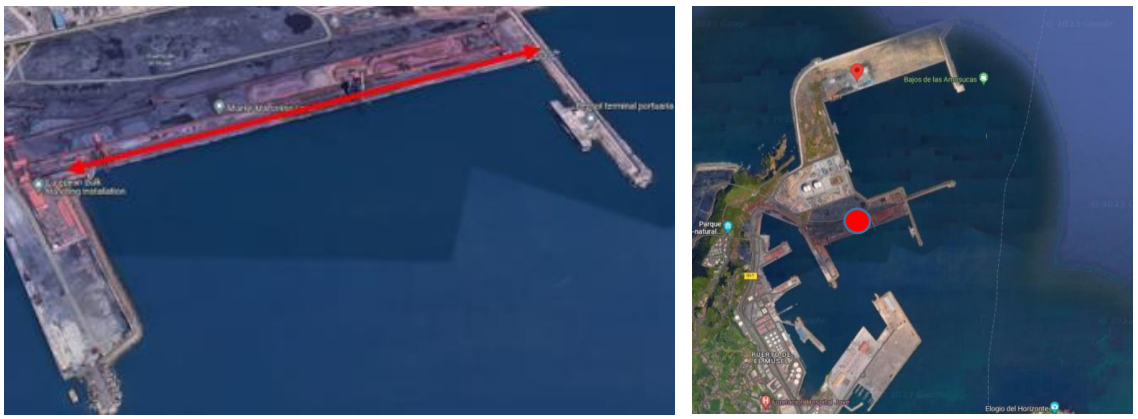


Imagen 37: Muelle Ingeniero Marcelino Moliner. Fuente: Google maps.

Al muelle Ingeniero Marcelino Moliner atracaron buques provenientes de 7 países y el país que más riesgo genera es España con solo un puerto de origen de los buques que embarcan mercancías que es Bilbao, con una suma de $197{,}4\times10^3$ GTs (Gráfico 20). El segundo país de más riesgo en el muelle es Liberia, cuyo único puerto de origen es Buchanan, con un volumen de $31{,}8\times10^3$ GTs. A estos dos países les siguen Holanda, Bélgica, Francia y Reino Unido con volúmenes mucho más pequeños y con menos riesgo.

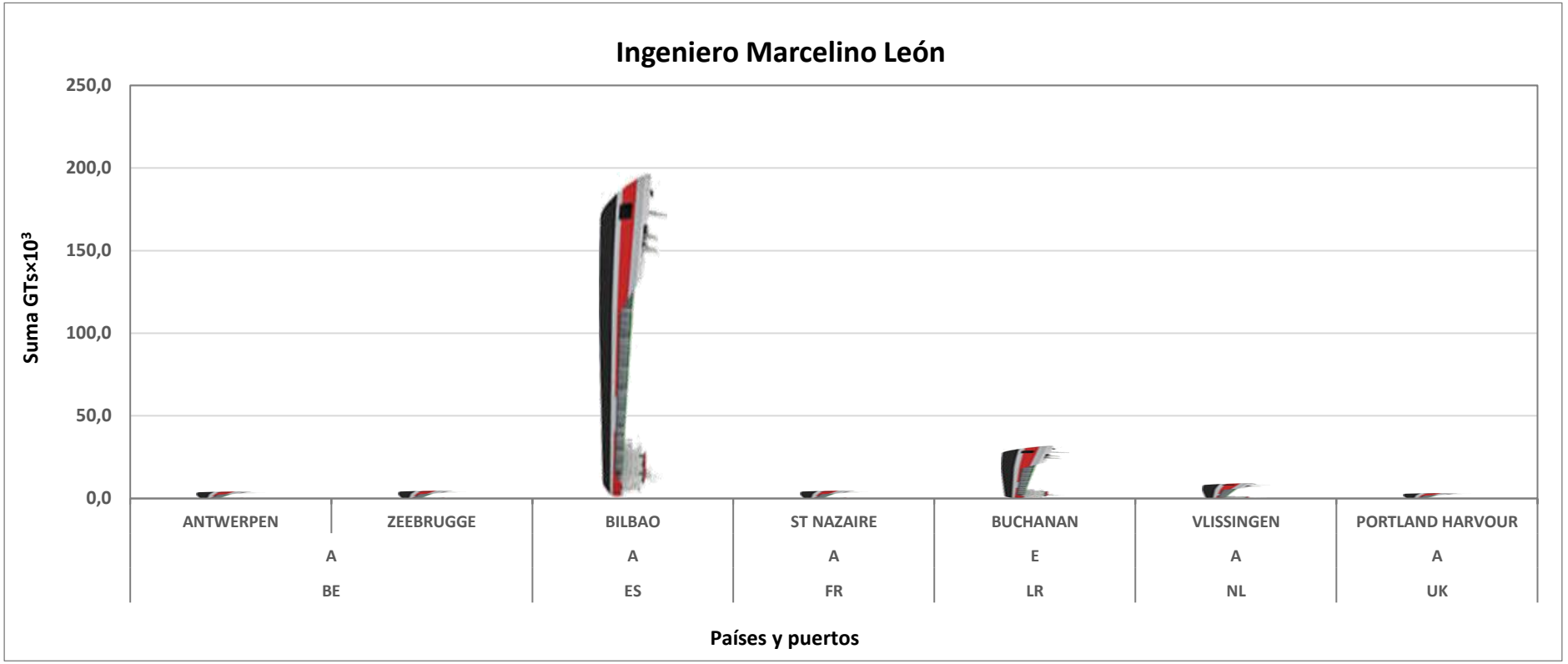


Gráfico 20: Puertos de origen de buques que cargan en el muelle Ingeniero Marcelino León.

4.3.15 La Osa 8ª Alineación.

El muelle de la Osa 8ª Alineación (43°33'24,1"N; 005°41'13,2"W) cuenta con un atraque lineal de 180 metros, un calado de 12 metros y está equipado con edificio de servicios de 358 m^2. Este atraque (Imagen 38) está a continuación del muelle de la Osa rampa Ro/Ro y en él atracan buques de carga general.

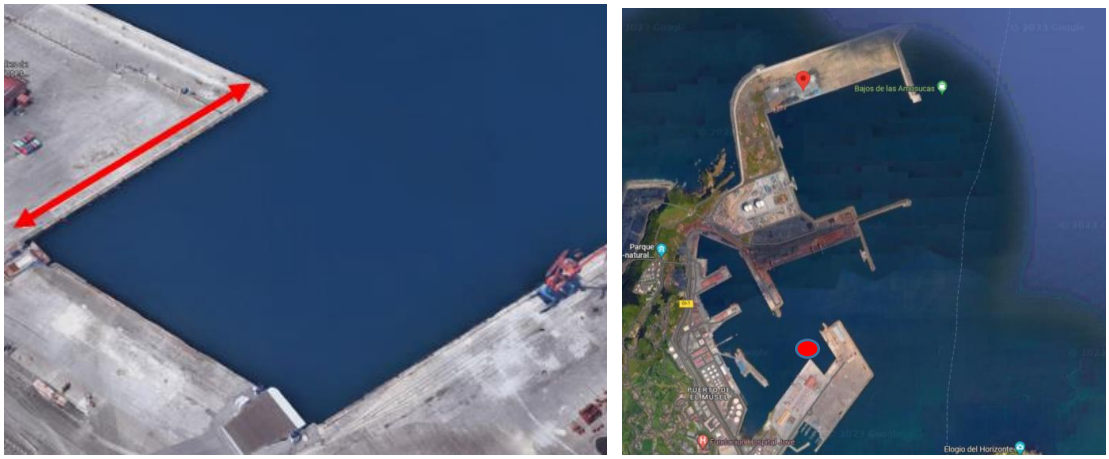


Imagen 38: Muelle la Osa 8ª Alineación. Fuente: Google maps.

Al muelle la Osa 8ª Alineación llegaron buques procedentes de diez países distintos. El país que más riesgo genera es España con una suma de $91{,}6\times10^3$ GTs seguido de Portugal $49{,}3\times10^3$ GTs, Holanda $30{,}9\times10^3$ GTs y Francia con $12{,}3\times10^3$ GTs, como se puede ver en el Gráfico 21. De España, destacan los puertos de Bilbao, Santander y Las Palmas como puertos de origen de los buques que embarcan mercancías en este atraque sumando entre los tres más del 50 % del volumen de agua de lastre que puede generar riesgo.

De Portugal, llegan buques procedentes de cinco puertos de los que destacan Lisboa, Setubal y Leixoes sumando entre ellos alrededor de 39×10^3 GTs. De Holanda, vienen barcos procedentes de tres puertos, el que más riesgo genera es Rotterdam, seguido de Vlissingen y Schiedam sumando unos 31×10^3 GTs. En Francia solo embarcan mercancías provenientes de un solo puerto, Bayona.

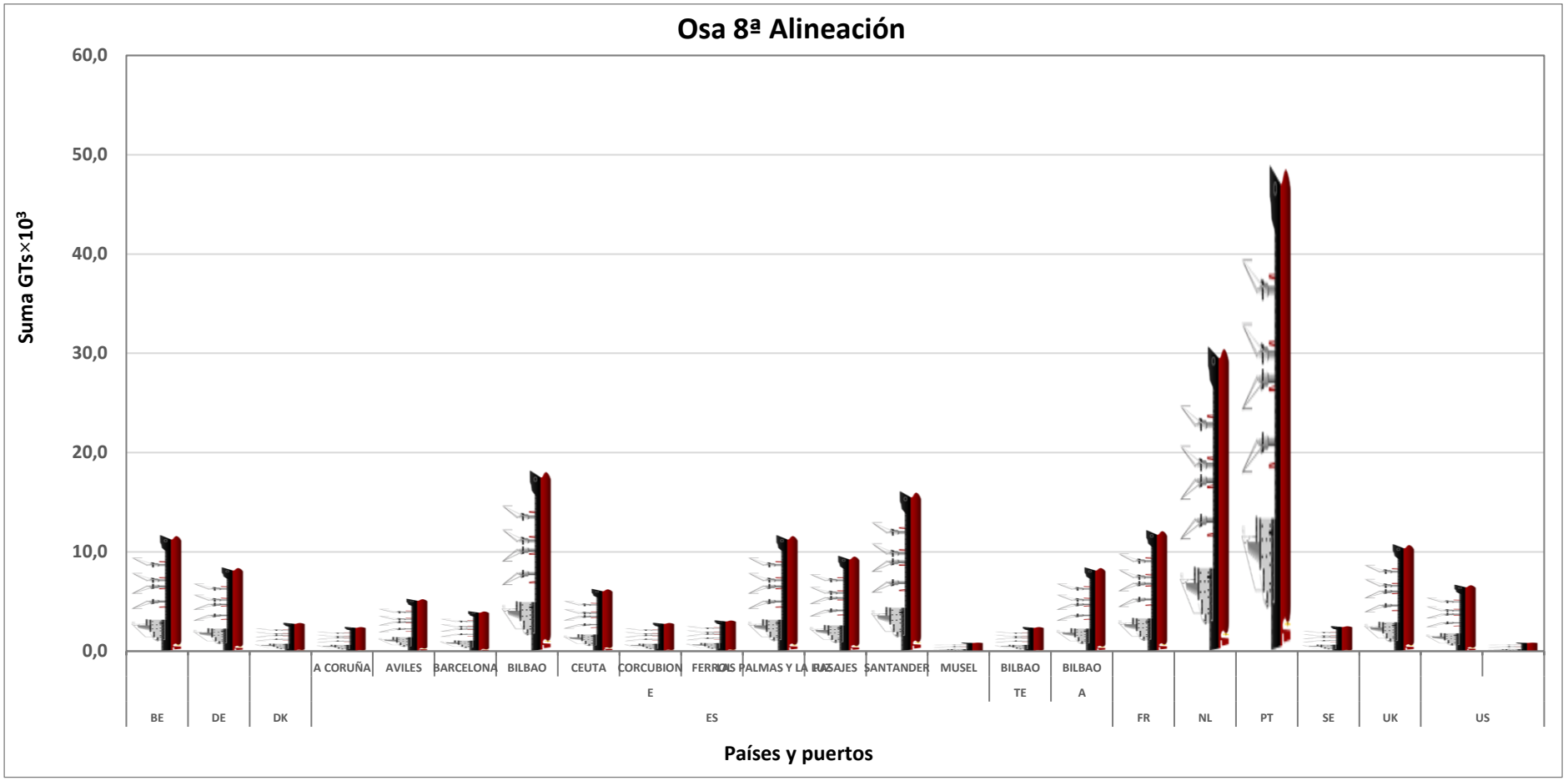


Gráfico 21: Puertos de origen de buques que cargan en el muelle la Osa 8ª Alineación.

4.3.16 Espigón I Norte.

El muelle Espigón I Norte (43°33’50"N; 005°42'03,1"W) dispone de un atraque lineal de 160 metros, un calado de 9 metros y está equipado con dos grúas pico-pato de 35 toneladas y una de 25 toneladas. Cuenta con una superficie de almacenamiento de 10.500 m^2 cubiertos y unos 36.000 m^2 descubiertos que opera la compañía Arcelor Mittal España, S.A. (Imagen 39).

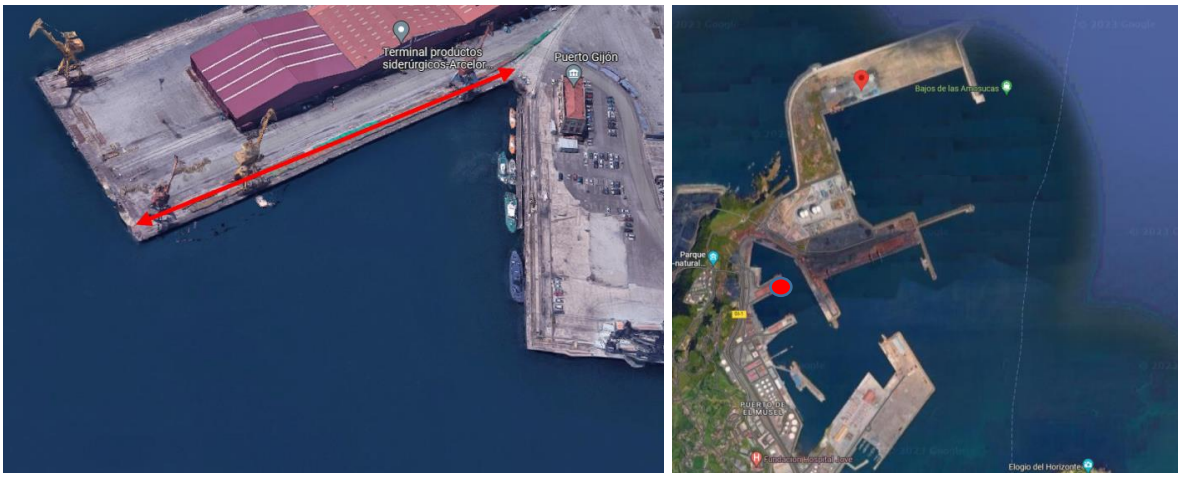


Imagen 39: Muelle Espigón I Norte. Fuente: Google maps.

En este muelle los países que más riesgo generan por agua de lastre son España con un volumen total de barcos que llegan a cargar de $110,6\times10^3$ GTs, Portugal con un volumen de $22,8\times10^3$ GTs, Marruecos $12,6\times10^3$ GTs y Argelia $12,4\times10^3$ GTs. Como se puede observar en el Gráfico 22, los puertos con más riesgo de España son Bilbao, Villagarcía y Vigo. Se puede ver que todos los buques que llegan a cargar al muelle Espigón I Norte, procedentes de España, llegan de puertos del cantábrico excepto un volumen muy pequeño que viene de Cádiz y Sevilla.

De Portugal, llegan buques procedentes de Leixoes, Setubal, Barreiro, Figuera da Foz, Aveiro y Viana do Castelo, sumando entre los dos primeros puertos un volumen de 14×10^3 GTs. De Marruecos se identifican dos puertos de origen de los buques Casablanca y Nador, con un volumen bastante similar, $6,7\times10^3$ GTs en el primer puerto y $5,9\times10^3$ GTs en el segundo. Por último, de Argelia, los puertos de origen son tres Arzew, Ghazaquet y Djidjelli con un volumen de $12,4\times10^3$ GTs.

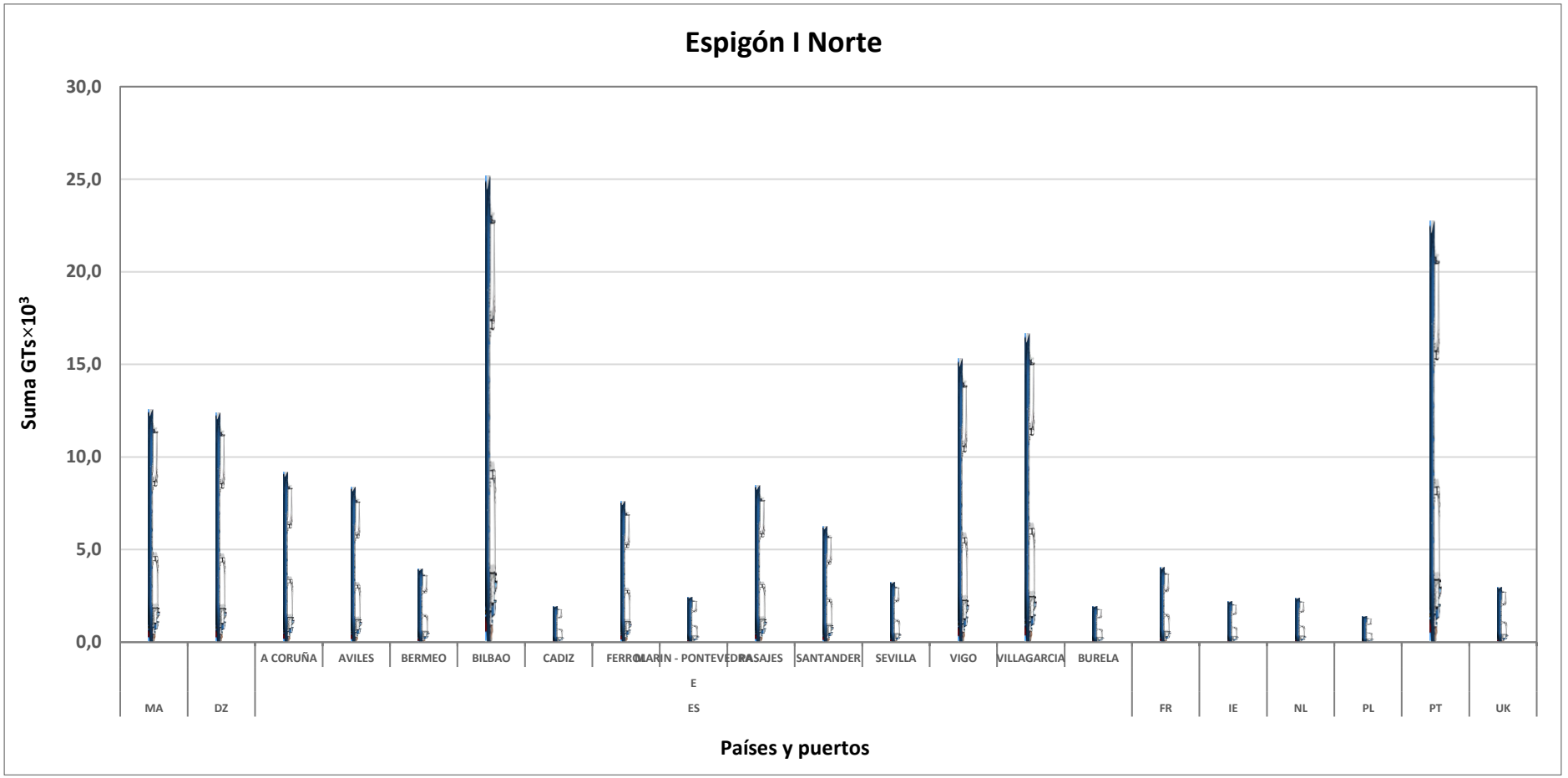


Gráfico 22: Puertos de origen de buques que cargan en el muelle Espigón I Norte.

4.3.17 Pantalán Norte.

El muelle del Pantalán Norte (43°33'33,1"N; 005°41'50,7"W) y está muy cercano al edificio de la Autoridad Portuaria de Gijón (Imagen 40). Cuenta con un atraque lineal de 182 metros y un calado de 9,5 metros. En este atraque opera fundamentalmente la empresa C.L.H., S.A. especialista en graneles líquidos. Está equipado con brazos de carga y descarga con capacidad total de 500-800 toneladas por hora de fuel-oil ó 1.500 toneladas por hora de gasóleo o gasolina.

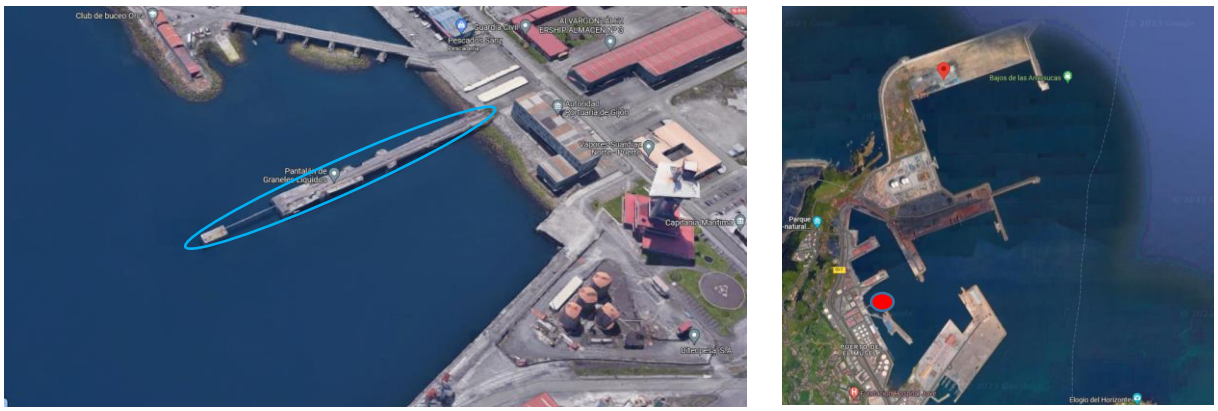


Imagen 40: Pantalán Norte. Fuente: Google maps

En este muelle el único país que genera riesgo por agua de lastre es España, siendo el único puerto de origen el de Bilbao con un valor de $124{,}2\times10^{3}$ GTs, como se puede ver en el Gráfico 23.

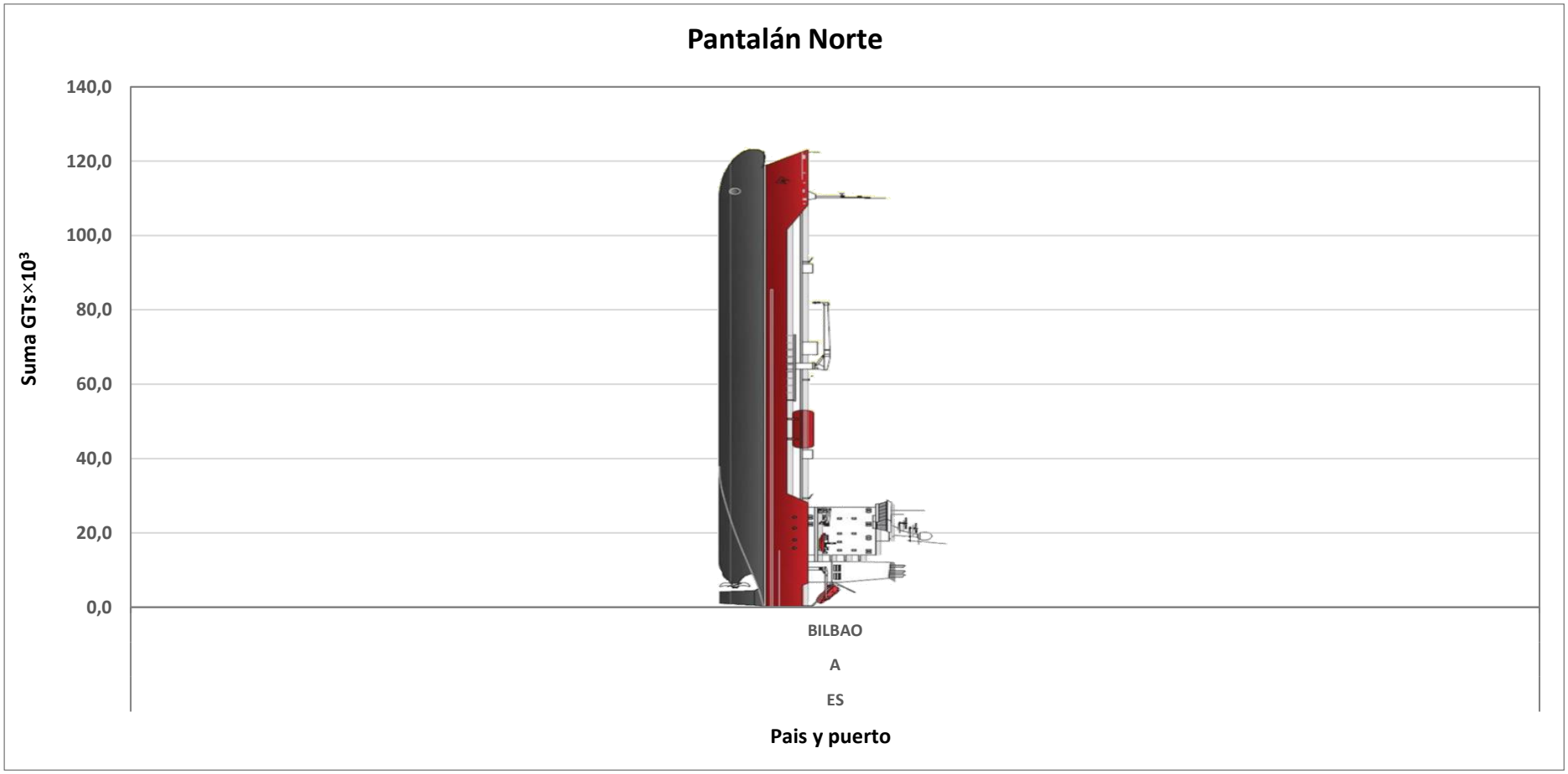


Gráfico 23: Puertos de origen de buques que cargan en el muelle Pantalán Norte.

4.3.18 Ribera 5ª Alineación.

El muelle Ribera 5ª Alineación (43°33'42,5"N; 005°42'01,6"W) tiene un atraque lineal de 207 metros, un calado de 7 metros y posee una capacidad de almacenamiento de 9000m^3 distribuido en 3 tanques y descargadero de asfalto de 500 toneladas por hora. En este muelle opera la compañía CEPSA Comercial Petróleo, S.A. En la Imagen 41 se puede ver el atraque ocupado en este caso por remolcadores del puerto del Musel.

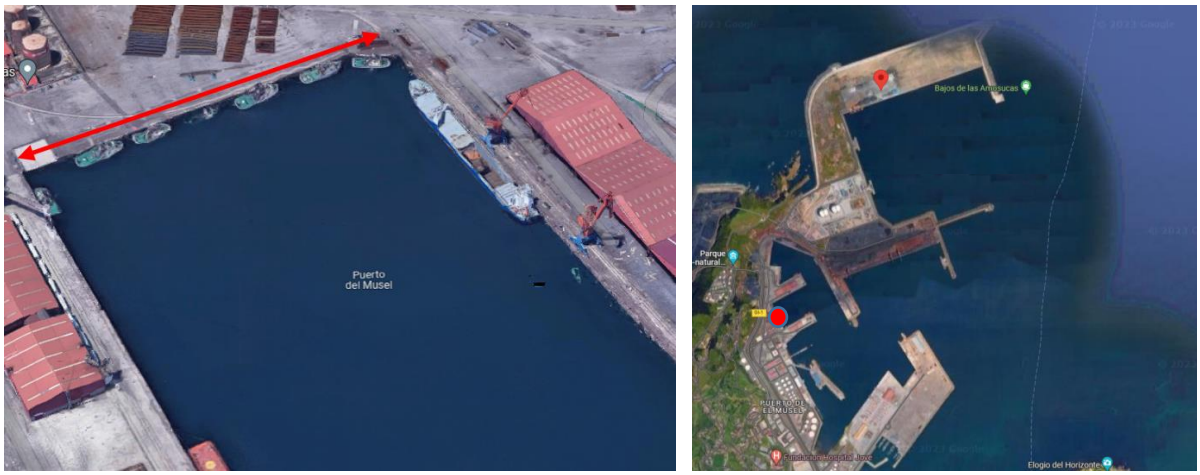


Imagen 41: Muelle Ribera 5ª alineación. Fuente: Google maps.

En este muelle, los países que más riesgo generan por agua de lastre son España con un volumen total de barcos que llegaron a cargar de 25,3×10^3 GTs, Portugal con un volumen de 15,5×10^3 GTs, Marruecos con un volumen de 10,9×10^3 GTs, y Francia con un volumen de 2,6×10^3 GTs, como se puede observar en el Gráfico 24.

De España, los puertos de origen de los buques que cargaron en este muelle son Bilbao con 22,5×10^3 GTs y Pasajes con 2,8×10^3 GTs. De Portugal, atracan buques procedentes de Figueira da Foz, Lisboa y Ponta Delgada, destacando el primero como primer aportador de buques para cargar con un volumen de 7,4×10^3 GTs. De Marruecos, cargan buques procedentes solo del puerto Jorf Lasfar. Y de Francia, solo de Rochefort. En este muelle, destaca la llegada de buques a cargar de los que no se tienen datos de su origen y se representa en la gráfica en el barco de la derecha.

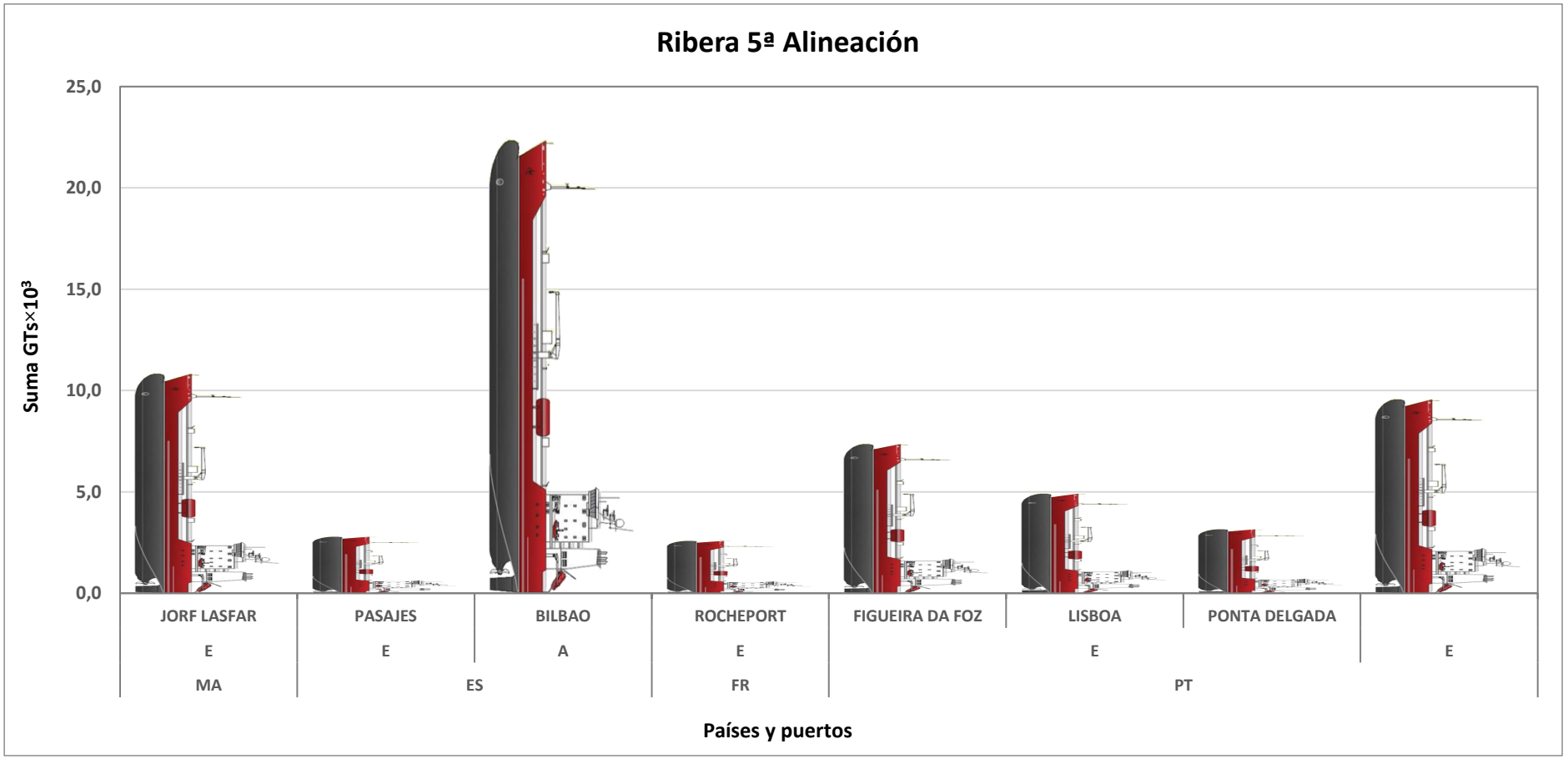


Gráfico 24: Puertos de origen de buques que cargan en el muelle Ribera 5ª Alineación.

4.3.19 La Osa 7ª Alineación. Petroleros.

Por último, el muelle de la Osa 7ª Alineación (43°33'05,3"N; 005°41'37,2"W), atraque en el que opera la compañía GALP ENERGÍA ESPAÑA, S.A y está destinada al transporte de graneles líquidos como gasolina y gasóleo. Cuenta con una capacidad de almacenamiento de 67.000 m^3 distribuida en 11 tanques y una superficie de 66.900 m^2. En la Imagen 42 se puede ver el atraque y parte de la explanada con algunos tanques de almacenamiento.

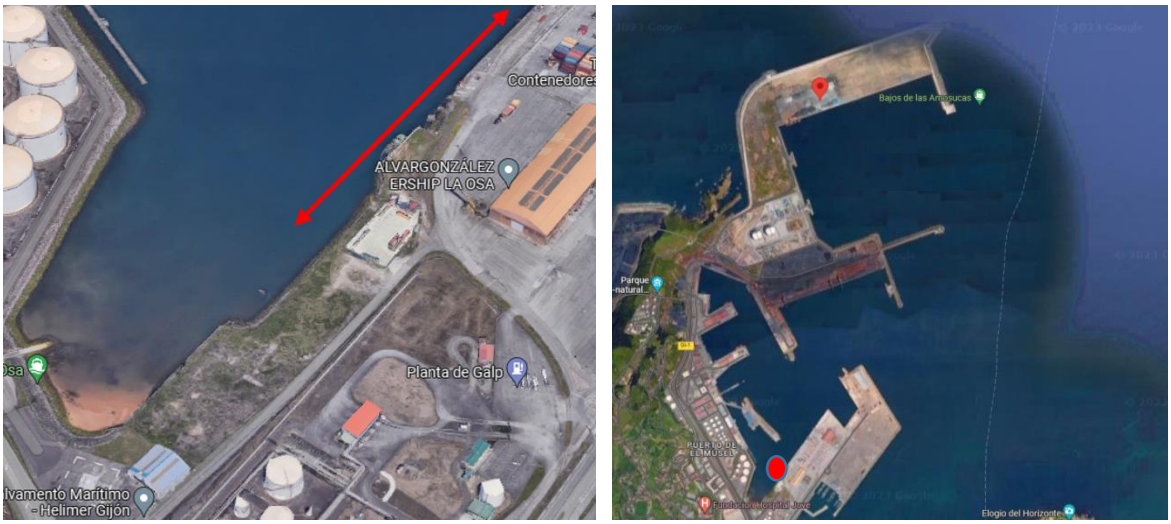


Imagen 42: Muelle la Osa 7ª Alineación. Petroleros. Fuente: Google maps.

En este muelle, los países que generan riesgo por agua de lastre son España y Francia. De España, el único puerto de origen es Bilbao y de Francia, Bayona sumando entre los dos puertos un total de $11{,}7\times10^3$ GTs (Gráfico 25).

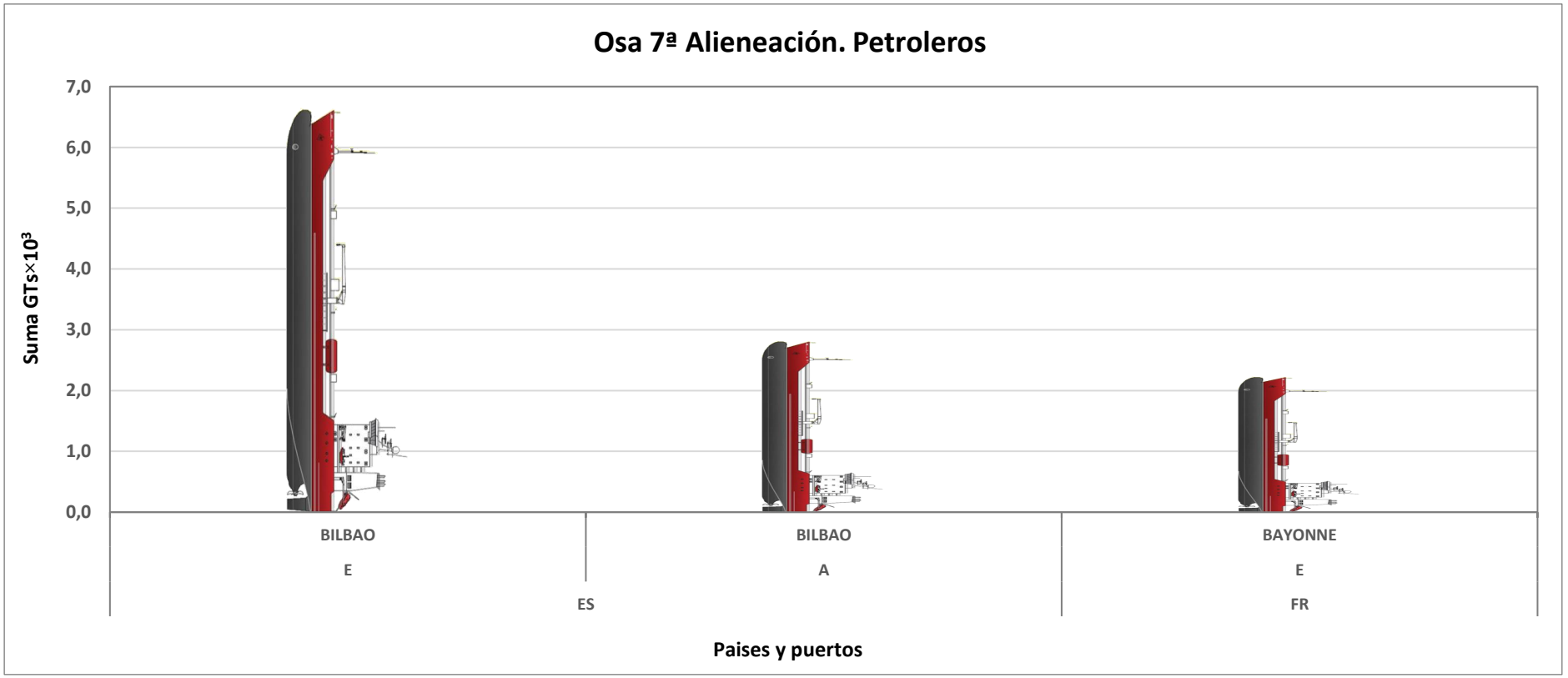


Gráfico 25: Puertos de origen de buques que cargan en el muelle la Osa 7ª Alineación. Petroleros.

Tras el estudio de los puertos que generan más riesgo por muelles en el puerto del Musel se ha podido determinar que existen 46 países que generan riegos por su tráfico al puerto. Los países a destacar serían España, Reino Unido, Francia, Portugal, Bélgica y Marruecos.

4.4 Base de datos GISD, Global Invasive Species Database.

Tras la introducción de los parámetros de taxonomía, localización (puertos), sistema y vector de transporte en la base de datos GISD se ha podido observar que de los puertos de los 46 países que generan riesgo por el tráfico marítimo existen un total de 15 especies distintas que podrían haber llegado al puerto del Musel por agua de lastre, como se puede ver en la Tabla 8. En esta, se representan de color naranja las especies NIS y en color azul las especies nativas. Siendo las especies NIS, aquellas que ya están catalogadas como invasoras en el puerto de origen y nativas las que son originarias de este puerto, pero ya han invadido algún otro puerto de la tierra llegando a ser NIS. Por otro lado, se representa de color marrón los animales marinos, en color verde las plantas y en amarillo las cromistas

Aunque los parámetros taxonómicos introducidos en el GISD son animales, bacterias, cromistas, hongos, plantas, protistas y virus, en la búsqueda realizada solo se han encontrado animales, plantas y un número menor de cromistas. De las especies encontradas por el GISD, y que están presentes en puertos concretos y no en todo el país, 12 son animales, 3 plantas y 1 cromista. En España, se localiza en la zona de Cataluña la especie NIS cromista *Alexandrium minutum* y en la zona de canarias se detecta la nativa *Polysiphonia brodiei* pero estas especies no aparecen, sin embargo, en otras partes de la península.

La especie de zooplancton *Mnemiopsis leidyi*, se ha localizado en el mar negro, pero no en toda Bulgaria y ya es también NIS en puertos muy concretos de Turquia y Ucrania bañados por dicho mar. El briozoo *Bugula neritina*, ya ha invadido puertos en India, Italia y Egipto por lo que se sospecha que cruza el canal de Suez adherida a diferentes cascos de buques mercantes y ya es una de las especies más detectadas en estos.

También se ha obtenido, tras la búsqueda realizada por todos los puertos de origen de los buques que llegan al puerto del Musel, que la especie de animal *Mytilopsis sallei* ya es invasora por agua de lastre en el puerto de Bombay, en la India. Y la especie de anélido *Alitta succinea* está como especie invasora en países tan distantes en el planeta como Canadá, Italia y Ucrania.

Tabla 8:Especies encontradas en la base de datos biológica GISD por puertos.

País de procedencia	**Especie**	**Reino**
Bélgica	*Rangia cuneata (NIS)*	Animal
	Dreissena polymorpha (NIS)	Animal
Brasil	*Perna perna (Nativa)*	Animal
Bulgaria	*Mnemiopsis leidyi (NIS)*	Animal
Canadá	*Alitta succinea (NIS)*	Animal
	Geukensia demissa (Nativa)	Animal
Egipto	*Bugula neritina (NIS)*	Animal
	Musculista senhousia (NIS)	Animal
	Schizoporella errata (NIS)	Animal
España	*Alexandrium minutum (NIS)*	Cromista
	Polysiphonia brodiei (Nativa)	Planta
Guatemala	*Mytilopsis sallei (Nativa)*	Animal
India	*Mytilopsis sallei (NIS)*	Animal
	Bugula neritina (NIS)	Animal
Italia	*Bugula neritina (NIS)*	Animal
	Schizoporella errata (Nativa)	Animal
	Undaria pinnatifida (NIS)	Planta
	Alitta succinea (NIS)	Animal
	Musculista senhousia (NIS)	Animal
	Mya arenaria Linnaeus (NIS)	Animal
	Polysiphonia brodiei (Nativa)	Planta
Turquía	*Mnemiopsis leidyi (NIS)*	Animal
Ucrania	*Mnemiopsis leidyi (NIS)*	Animal
	Mytilus galloprovincialis (Nativa)	Animal
	Alitta succinea (NIS)	Animal
	Dreissena polymorpha (Nativa)	Animal

4.5 Base de datos biológica WORMS, World Register of Marine Species.

La base de datos WORMS ha sido utilizada para aquellos puertos o zonas donde no se ha podido obtener información concluyente sobre las especies NIS. Existen algunos casos en los que no se obtiene ninguna especie en la zona seleccionada, pero si en el país. Con esta base de datos se comprueba si realmente existe en el puerto a estudio o ya está extendida a todo el país. Por otro lado, se utiliza también para comprobar el nombre científico de la especie a estudio ya que esta base de datos es un referente para otras bases biológicas de reconocido prestigio como OBIS.

Se han analizado los 46 países de manera global para ver si las especies encontradas por la base de datos GISD efectivamente coincidían con las encontradas por la base de datos WORMS. Tras el análisis realizado por esta segunda base de datos se han encontrado 18 especies, de las cuales 13 son animales frente a 2 plantas y 3 cromistas, como se puede ver en la Tabla 9.

Por otro lado, en esta base de datos se han comprobado los nombres científicos de cada una de las especies para ver si su denominación ha cambiado con respecto a GISD. Y se ha encontrado que el alga *Gracilaria vermiculophylla* ha cambiado y su nombre aceptado ahora es *Agarophyton vermiculophyllum (Ohmi)* . Por otro lado, el molusco *Musculista senhousia* tiene como nuevo nombre *Arcuatula senhousia* . Por último, el alga *Polysiphonia brodiei* ahora se llama *Leptosiphonia brodiei* (Dillwyn). Estas especies, ya son nombradas en la Tabla 9 por sus nombres científicos actuales.

Tabla 9: Especies encontradas en la base de datos biológica WORMS por países.

País	Especie	Reino
Alemania	*Bugula neritina (NIS)*	Animal
	Dreissena polymorpha (NIS)	Animal
	Agarophyton vermiculophyllum (NIS)	Planta
	Mya arenaria Linnaeus (NIS)	Animal
Arabia saudita	*Leptosiphonia brodiei (NIS)*	Planta
Argelia	*Mytilus galloprovincialis (Nativa)*	Animal
	Sabella spallanzanii (Nativa)	Animal
Bélgica	*Bugula neritina (NIS)*	Animal
	Dreissena polymorpha (NIS)	Animal
Brasil	*Bugula neritina (NIS)*	Animal
	Schizoporella errata (NIS)	Animal
	Styela plicata (NIS)	Animal
	Perna perna (Nativa)	Animal
Colombia	*Pterois volitans (NIS)*	Animal

Croacia	*Dreissena polymorpha (NIS)*	Animal
	Mytilus galloprovincialis (Nativa)	Animal
	Sabella spallanzanii (Nativa)	Animal
	Schizoporella errata (Nativa)	Animal
Dinamarca	Alexandrium minutum *(NIS)*	Cromista
	Alitta succinea (NIS)	Animal
	Dreissena polymorpha (NIS)	Animal
	Agarophyton vermiculophyllum (NIS)	Planta
	Mya arenaria Linnaeus (NIS)	Animal
Egipto	*Alexandrium minutum (NIS)*	Cromista
	Mytilus galloprovincialis (Nativa)	Animal
	Sabella spallanzanii (Nativa)	Animal
España	*Bugula neritina (NIS)*	Animal
	Dreissena polymorpha	Animal
	Agarophyton vermiculophyllum (NIS)	Planta
	Gymnodinium catenatum (NIS)	Cromista
	Mya arenaria Linnaeus (NIS)	Animal
	Mytilus galloprovincialis (Nativa)	Animal
	Leptosiphonia brodiei (Nativa)	Planta
	Sabella spallanzanii (Nativa)	Animal
	Schizoporella errata (Nativa)	Animal
Finlandia	*Dreissena polymorpha (NIS)*	Animal
	Mya arenaria Linnaeus (NIS)	Animal
Francia	*Bugula neritina (NIS)*	Animal
	Mytilus galloprovincialis (NIS)	Animal
	Dreissena polymorpha (NIS)	Animal
	Agarophyton vermiculophyllum (NIS)	Planta
	Arcuatula senhousia (NIS)	Animal
	Mya arenaria Linnaeus (NIS)	Animal
	Mytilus galloprovincialis	Animal
	Leptosiphonia brodiei	Planta
	Sabella spallanzanii	Animal
	Undaria pinnatifida (NIS)	Cromista
Grecia	*Alitta succinea (NIS)*	Animal
	Mya arenaria Linnaeus (NIS)	Animal
	Mytilus galloprovincialis (Nativa)	Animal
	Leptosiphonia brodiei (Nativa)	Planta
	Sabella spallanzanii (Nativa)	Animal
	Schizoporella errata (Nativa)	Animal
Holanda	*Bugula neritina (NIS)*	Animal
	Dreissena polymorpha (NIS)	Animal
	Agarophyton vermiculophyllum (NIS)	Planta

	Mytilus galloprovincialis (NIS)	Animal
	Leptosiphonia brodiei (Nativa)	Planta
Irlanda	*Alexandrium minutum (NIS)*	Cromista
	Dreissena polymorpha (NIS)	Animal
	Mytilus galloprovincialis (NIS)	Animal
	Leptosiphonia brodiei (Nativa)	Planta
Islandia	*Dreissena polymorpha (NIS)*	Animal
	Mya arenaria Linnaeus (NIS)	Animal
Italia	*Bugula neritina (NIS)*	Animal
	Dreissena polymorpha (NIS)	Animal
	Agarophyton vermiculophyllum (NIS)	Planta
	Gymnodinium catenatum (NIS)	Cromista
	Mya arenaria Linnaeus (NIS)	Animal
	Mytilus galloprovincialis (Nativa)	Animal
	Leptosiphonia brodiei (Nativa)	Planta
	Sabella spallanzanii (Nativa)	Animal
	Schizoporella errata (Nativa)	Animal
	Styela plicata (NIS)	Animal
Lituania	*Dreissena polymorpha (NIS)*	Animal
	Mya arenaria Linnaeus (NIS)	Animal
Libia	*Mytilus galloprovincialis (Nativa)*	Animal
	Sabella spallanzanii (Nativa)	Animal
	Bugula neritina (NIS)	Animal
Letonia	*Dreissena polymorpha (NIS)*	Animal
	Mya arenaria Linnaeus (NIS)	Animal
Marruecos	*Agarophyton vermiculophyllum (NIS)*	Planta
	Mytilus galloprovincialis (Nativa)	Animal
	Leptosiphonia brodiei (Nativa)	Planta
	Sabella spallanzanii (Nativa)	Animal
Mauritania	*Sabella spallanzanii (Nativa)*	Animal
Noruega	*Ascidiella aspersa (Nativa)*	Animal
	Dreissena polymorpha (NIS)	Animal
	Mya arenaria Linnaeus (NIS)	Animal
	Leptosiphonia brodiei (Nativa)	Planta
Polonia	*Dreissena polymorpha (NIS)*	Animal
	Mya arenaria Linnaeus (NIS)	Animal
Portugal	*Alexandrium minutum (NIS)*	Cromista
	Agarophyton vermiculophyllum (NIS)	Planta
	Gymnodinium catenatum (NIS)	Cromista
	Mya arenaria Linnaeus (NIS)	Animal
	Mytilus galloprovincialis (NIS)	Animal
	Leptosiphonia brodiei (Nativa)	Planta
	Sabella spallanzanii (Nativa)	Animal

Reino Unido	*Bugula neritina (NIS)*	Animal
	Dreissena polymorpha (NIS)	Animal
	Mya arenaria Linnaeus (NIS)	Animal
	Mytilus galloprovincialis (NIS)	Animal
	Alexandrium minutum (NIS)	Cromista
	Ascidiella aspersa (Nativa)	Animal
	Leptosiphonia brodiei (NIS)	Planta
	Schizoporella errata (NIS)	Animal
	Mytilus galloprovincialis (Nativa)	Animal
	Leptosiphonia brodiei (Nativa)	Planta
	Sabella spallanzanii (Nativa)	Animal
Republica checa	*Dreissena polymorpha (NIS)*	Animal
Rusia	*Dreissena polymorpha (Nativa)*	Animal
	Arcuatula senhousia (Nativa)	Animal
	Mya arenaria Linnaeus (NIS)	Animal
	Mytilus galloprovincialis (Nativa)	Animal
	Tridentiger trigonocephalus (Nativa)	Animal
Suecia	*Alexandrium minutum (NIS)*	Cromista
	Dreissena polymorpha (NIS)	Animal
	Agarophyton vermiculophyllum (NIS)	Planta
	Mya arenaria Linnaeus (NIS)	Animal
	Leptosiphonia brodiei (Nativa)	Planta
Senegal	*Sabella spallanzanii (Nativa)*	Animal
Turquía	*Alexandrium minutum (NIS)*	Cromista
	Bugula neritina (NIS)	Animal
	Dreissena polymorpha (Nativa)	Animal
	Mytilus galloprovincialis (Nativa)	Animal
	Leptosiphonia brodiei (NIS)	Planta
	Sabella spallanzanii (Nativa)	Animal
Ucrania	*Mytilus galloprovincialis (Nativa)*	Animal
	Alitta succinea (NIS)	Animal
	Dreissena polymorpha (Nativa)	Animal

4.6 Base de datos OBIS, Ocean Biodiversity Information Systems.

Tras realizar la búsqueda de las especies detectadas por GISD y WORMS, con los nombres científicos obtenidos de esta última base de datos se busca en OBIS información sobre la temperatura y salinidad óptima para la supervivencia de las 22 especias encontradas anteriormente. Para la obtención de esta cifra se han sumado las especies encontradas en toda la extensión de cada uno de los países con la encontrada solo en algunos puertos concretos y que todavía no se han extendido a otras zonas. En la Tabla 10 se puede observar la relación de temperaturas y de salinidad a las que las especies pueden llegar a sobrevivir.

La base de datos OBIS por ahora no ha introducido datos sobre muestras encontradas del alga *Agarophyton vermiculophyllum* pero se puede determinar que esta especie tiene un rango muy amplio de supervivencia en temperaturas. Ya que está presente en el mar Mediterráneo, en el Atlántico norte, en el Atlántico noroeste a la altura de Estados Unidos, y en la zona norte del Pacífico, y como alien en el Pacífico noreste y gran parte de Europa.

La cromista *Alexandrium minutum, el animal Arcuatula senhousia y la nelida Sabella spallanzanii* aunque sobreviven en rangos de temperaturas muy variados tienen un índice de supervivencia más elevado entre los 10 a 25 ºC y se han encontrado muchos más individuos entre 30 y 35 psu.

El animal *Alitta succinea y l*a especie *Ascidiella aspersa* tienen unos índices de supervivencia en temperaturas de entre 10 y 15 ºC y su salinidad optima es de 30 a 35 psu.

El briozoo *Bugula neritina* es un animal que tiene un rango de supervivencia de entre 10 y 30 ºC y se ha recogido muestras de este en rangos de salinidad de 25 a 35 psu.

La *Dreissena polymorpha* tiene unos rangos de supervivencia de 5 a 15 ºC de temperatura de mar y aunque puede encontrarse en zonas donde la salinidad oscila entre 0 a 15 y 25 a 35 en el primer rango se encuentran más sujetos que sobreviven en estas condiciones.

Aunque se han encontrado individuos de la *Geukensia demissa* en temperaturas de menos de 0 ºC, donde tienen una mayor probabilidad de supervivencia son en temperaturas de 5 a 30 ºC y la salinidad más adecuada para su proliferación vas desde 15 a 35 psu.

La cromista Gymnodinium catenatum se ha encontrado más veces en ambientes donde la temperatura del agua es de 10 a 30 ºC y una salinidad de 30 a 35 psu aunque sobrevive en temperaturas de 5 a 30 ºC y salinidad de 0 a 35 psu.

Aunque en la base de datos de OBIS no aparecen las características de salinidad ni temperatura de la especie Leptosiphonia brodiei se puede predecir que sobrevive en temperaturas muy variadas ya que se encuentra presente en el mar Mediterráneo, el Atlántico noreste desde Mauritania hasta Rusia y en el Atlántico Oeste desde la Guayana Francesa hasta Canadá y alien en gran parte del Pacífico.

El animal *Mnemiopsis leidyi*, la cromista *Undaria pinnatifida y el molusco Mytilus galloprovincialis* se han encontrado en ambientes muy diferentes de temperatura, pero tiene un rango de supervivencia mayor de 10 a 20 ºC. Por otro lado, con relación a la salinidad el ambiente más adecuado es entre de 30 a 35 psu.

La *Mya arenaria Linnaeus* se puede encontrar en zonas marinas donde las temperaturas oscilan entre 0 a 25 ºC, aunque se ha visto que donde más individuos se han detectado es en temperaturas de 5 a 15 ºC. Esta especie tiene un rango de supervivencia con relación a la salinidad muy elevado ya que la podemos encontrar de 0 a 35 psu, destacando un poco más los individuos encontrados de 30 a 35 psu.

El molusco *Mytilopsis sallei* no ha sido detectado en grandes colonias y vive en condiciones de temperatura de 25 a 30 ºC principalmente al igual que el pez *Pterois volitans* que se ha encontrado nadando en aguas de estas mismas temperaturas. Por otro lado, el rango de salinidad oscila entre 30 y 35 psu en los dos casos.

El P*erna perna* y la *Styela plicata* abundan en aguas con temperaturas de 20 a 25ºC. La salinidad adecuada para este tipo de molusco está entre 30 y 35 psu aunque se puede encontrar algún individuo entre 25 y 30 psu.

El molusco la *Rangia cuneata* tiene un rango de supervivencia más elevado en temperaturas de agua de entre 20 y 25 ºC, aunque se puede encontrar en temperaturas de entre 5 a 30 ºC. Por otro lado, tiene un abanico mucho más extenso en los relacionado con el psu ya puede vivir entre 0 y 35 psu de salinidad.

El *Schizoporella errata* se puede encontrar en ambientes donde las temperaturas de agua están entre 5 y 30 ºC, pero este tiene una tasa más alta de supervivencia en temperaturas de 10 a 15 ºC. En cuanto a la salinidad, esta especie es mucho más sensible y se mueve en valores de 30 a 35 psu.

Por último, el pez *Tridentiger trigonocephalus*, al igual que la *Styela plicata* se puede encontrar en aguas con temperaturas de 10 a 30 ºC, aunque destaca las temperaturas que van desde

15 a 25 ºC como las más adecuadas para su supervivencia. Vive en ambientes marinos con salinidad de 20 a 35 psu aunque se han encontrado muchos más en rangos de 30 a 35 psu.

A continuación, la Tabla 10 resume las condiciones de salinidad y temperaturas.

Tabla 10: Salinidad y temperatura obtenida en OBIS.

Especie	Reino	Temperatura del agua (ºC)	Salinidad (psu)
Agarophyton vermiculophyllum	Planta	-	-
Alexandrium minutum	Cromista	0-5 y de 10-30	5-10; 15-35
Alitta succinea	Animal	5-30	5-35
Arcuatula senhousia	Animal	10-30	25-35
Ascidiella aspersa	Animal	5-20	15-20; 30-35
Bugula neritina	Animal	10-30	25-35
Dreissena polymorpha	Animal	5-15	0-10; 25 -35
Geukensia demissa	Animal	-5-0 y de 5-30	15-35
Gymnodinium catenatum	Cromista	10-30	0-35
Leptosiphonia brodiei	Planta	-	-
Mnemiopsis leidyi	Animal	5-25	5-10; 15-20;30-35
Mya arenaria Linnaeus	Animal	5-20	0-35
Mytilopsis sallei	Animal	15-20 y de 25-30	30-35
Mytilus galloprovincialis	Animal	5-30	10-20;25-35
Perna perna	Animal	15-30	25-35
Pterois volitans	Animal	20-30	25-35
Rangia cuneata	Animal	5-30	0-10; 15-35
Sabella spallanzanii	Animal	5-25	30-35
Schizoporella errata	Animal	10-30	30-35
Styela plicata	Animal	10-30	25-35
Tridentiger trigonocephalus	Animal	10-30	20-35
Undaria pinnatifida	Cromista	10-25	25-35

4.7 Salinidad y temperatura según Portus.

Como ya se ha comentado con anterioridad, los datos de salinidad y temperatura son fundamentales para poder predecir si una especie puede llegar a sobrevivir una vez transportada a otro escenario distinto al de su origen.

Tras analizar los datos facilitados por Puertos del Estado mediante la aplicación PORTUS, con un total 92.722 datos para la temperatura, se ha podido determinar que en los trece años de estudio la temperatura máxima del agua ha variado entre 22 y 24,4 ºC. En el Gráfico *26* se puede observar que el año de mayor temperatura ha sido 2012. Por otro lado, la temperatura

mínima ha oscilado entre los 10,2 y los 14,4 ºC. Siendo el año que menor temperatura ha tenido el mar en el periodo a estudio el 2006.

Los datos del año 2014 no se han podido introducir en esta parte del estudio ya que debido a un problema técnico la boya estuvo inutilizada durante ese año. No obstante, con los datos obtenidos, se puede ver la tendencia de la temperatura obtenida por la boya de Gijón. Y también determinar que la especie que pueda haber sido transportada por agua de lastre tiene que poder sobrevivir entre las temperaturas de agua de mar de 10,2 a 24,4 ºC.

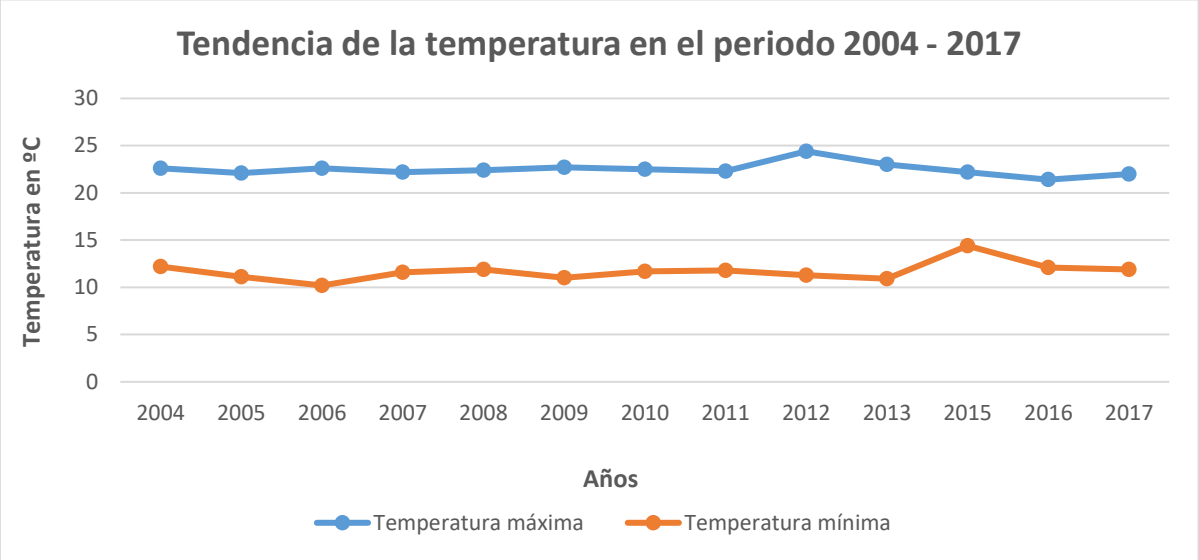


Gráfico 26: Tendencia de la temperatura en el periodo 2004-2017

Con relación a la salinidad del agua en los trece años de estudio y con un total de 84.512 datos aportado se ha podido determinar que la salinidad máxima captado por la boya del Cabo de Peñas es de 36,77 psu mientras que la mínima de las máximas es de 35,78 psu. Para la salinidad mínima los parámetros oscilan entre 32,95 y 35,22 psu, como se puede observar en el Gráfico 27.

Aunque los datos facilitados por PORTUS en este caso son inferiores a los facilitados por las temperaturas, debido todo ello a fallos en la boya, también se ha podido ver la tendencia de la salinidad en las cercanías del puerto de Gijón. Y también, establecer que la especie exótica que llegue a las aguas de este puerto tiene que poder sobrevivir entre 36,77 psu y 32,95 psu.

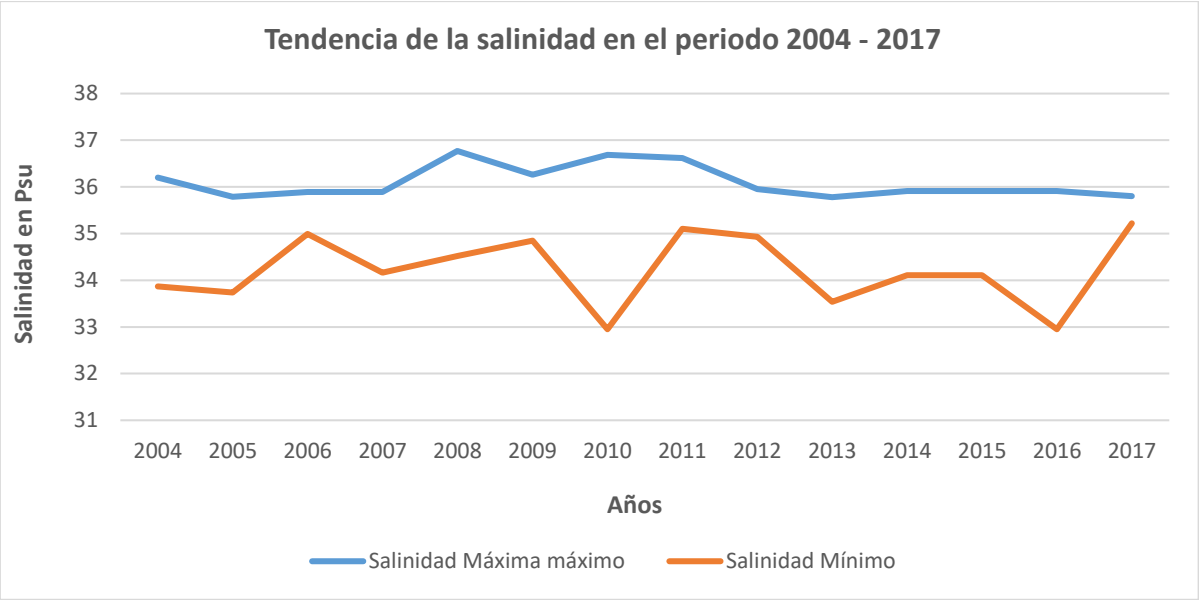


Gráfico 27: Tendencia de la salinidad en el periodo 2004-2017

A continuación, en la Figura 16 se puede observar los periodos de falta de información de salinidad y con ello se justifican los picos de diferencia de salinidad en la gráfica 27. Los datos son mostrados en año, mes, día y hora de falta de datos.

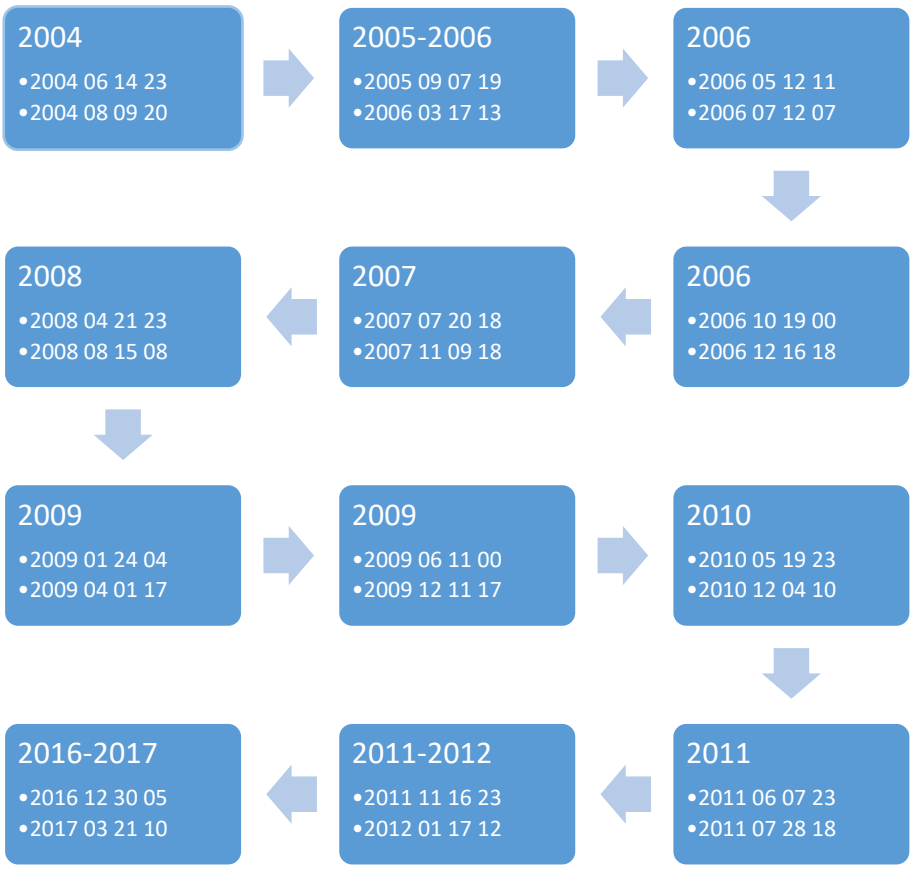


Figura 16: Periodos de falta de información de salinidad.

4.8 Mapa de riesgos utilizada para la comparativa ambiental.

En este apartado se realiza un mapa de riesgos en el que se compara la salinidad y temperatura optimas de supervivencia de las especies con más riesgo de introducción en el puerto del Musel por el tráfico marítimo y los datos de salinidad y temperatura de la zona. Las temperaturas han sido obtenidas de la boya que se encuentra al norte del puerto de Gijón a una profundidad de 54 metros y la salinidad obtenida de la boya del Cabo de Peñas que se encuentra a 615 metros de profundidad.

Por un lado, la salinidad media del mar Cantábrico es de 35 psu, aunque puede tener una ligera variación en función de las lluvias, la cercanía o lejanía a la costa, la profundidad y la presencia de desembocaduras de ríos caudalosos. Por otro lado, la temperatura media del mar Cantábrico oscila entre 10 y 22 ºC aproximadamente, aunque también la cifra dependerá de la temperatura ambiente en verano y de la agitación de las olas en invierno.

En nuestro caso, los parámetros de temperatura de las boyas oscilan entre 10,2 y 24,4 ºC y de 32,95 a 36,77 psu. Si los datos de supervivencia de las especies se asemejan a los rangos de temperatura y salinidad el riesgo se considerará un riesgo alto inaceptable y se muestra en color rojo en la Tabla 11 y si no existe coincidencia en los dos parámetros se considera un riesgo bajo aceptable y se muestra en color naranja.

Tras la evaluación de riegos se ha podido observar que existen 18 especies que tienen un riesgo alto de poder llegar a las aguas del puerto de Gijón dentro de los tanques de agua de lastre de buques mercantes y sobrevivir. En el caso de la *Agarophyton vermiculophyllum* y *Leptosiphonia brodiei* se han considerado que el riesgo es alto al no tener datos suficientes sobre los parámetros óptimos de supervivencia.

Por otro lado, existen 4 especies que generan un riesgo bajo en la zona. Se ha de tener en cuenta que, aunque consideremos un riesgo bajo el riesgo cero no existe. Y que una especie que haya sobrevivido a un viaje en un tanque de agua de lastre tiene muchas más posibilidades de vivir y reproducirse porque se adapta mejor a los cambios del medio.

Tabla 11: Mapa de riesgos de especies exóticas que llegan al puerto de Gijón.

Especie	Coincidencia temperatura con puerto de Gijón	Coincidencia con salinidad puerto de Gijón	Riesgo de supervivencia (alto, bajo)
Agarophyton vermiculophyllum	-	-	RIESGO ALTO
Alexandrium minutum	SI	SI	RIESGO ALTO
Alitta succinea	SI	SI	RIESGO ALTO
Arcuatula senhousia	SI	SI	RIESGO ALTO
Ascidiella aspersa	NO	SI	RIESGO BAJO
Bugula neritina	SI	SI	RIESGO ALTO
Dreissena polymorpha	NO	SI	RIESGO BAJO
Geukensia demissa	SI	SI	RIESGO ALTO
Gymnodinium catenatum	SI	SI	RIESGO ALTO
Leptosiphonia brodiei	-	-	RIESGO ALTO
Mnemiopsis leidyi	SI	SI	RIESGO ALTO
Mya arenaria Linnaeus	NO	SI	RIESGO BAJO
Mytilopsis sallei	SI	SI	RIESGO ALTO
Mytilus galloprovincialis	SI	SI	RIESGO ALTO
Perna perna	SI	SI	RIESGO ALTO
Pterois volitans	NO	SI	RIESGO BAJO
Rangia cuneata	SI	SI	RIESGO ALTO
Sabella spallanzanii	SI	SI	RIESGO ALTO
Schizoporella errata	SI	SI	RIESGO ALTO
Styela plicata	SI	SI	RIESGO ALTO
Tridentiger trigonocephalus	SI	SI	RIESGO ALTO
Undaria pinnatifida	SI	SI	RIESGO ALTO

4.9 Especies exóticas invasoras ya presentes en el puerto de Gijón derivadas del tráfico marítimo.

Una vez pronosticadas las especies que pueden haber viajado en los buques que van a cargar en el puerto del Musel, y su supervivencia en la zona, se contrasta con los estudios científicos realizados en las aguas del puerto. Se han obtenido dos coincidencias de especies que es probable que hayan llegado al puerto de Gijón en el agua de lastre de algún buque y que una vez se ha expulsado el agua han llegado a sobrevivir y proliferar. Por un lado, el briozoo *Bugula neritina* y por otro, el molusco Mytilus galloprovincialis.

El organismo *Bugula Neritina* vive en colonias incrustadas en estructuras submarinas artificiales, en boyas u otras superficies o adheridas a otras especies como algas. Este briozoo puede transportarse a través de colonias diminutas adheridas a los lados de los tanques de lastre. Están preparadas para sobrevivir en aguas contaminadas como pueden ser las de los puertos o ensenadas. Por ello, su tolerancia a este medio puede haber sido una de las

condiciones para su proliferación en la zona del puerto del Musel. Otro parámetro puede haber sido que la especie tiene capacidad de sobrevivir a rangos muy amplios de salinidad sin que se vea afectada por ello.

En estudios realizados en Australia sobre la *Bugula neritina* se identificó como una de las diez especies potenciales más dañinas, basándose en el potencial de impacto global (económico y medioambiental). Esta clasificación se basó en el potencial de invasión de biorregiones infectadas u otras biorregiones no infectadas por la especie [136]. En la Imagen 43 se puede ver una ampliación de esta a 3.072×2.048 pixels, obtenida de marinespecies.org.

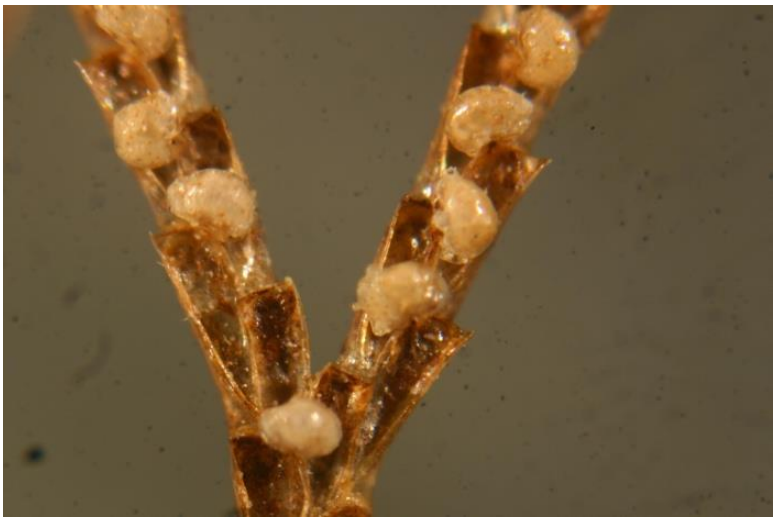


Imagen 43: Bugula neritina. Fuente: www.marinespecies.org

De los 15 primeros países que destacan por el tráfico marítimo con el puerto del Musel el briozoo *Bugula neritina* es una especie exótica que ya es invasora en España, Reino Unido, Francia, Belgica, Holandoa, Alemania e Italia. Está presente en 4 de los 5 primeros países que generan más volumen de GTs en el puerto de Gijón.

El mejillón *Mytilus galloprovincialis* o mejillón azul es originario de las costas mediterráneas y del mar Negro, así como el mar Adriático y ha sido distribuido por todo el planeta en el agua de lastre de los buques o adherido a su casco. Por ello, es fácil de localizar en puertos con gran tránsito mercante y puede encontrarse desde costas exteriores rocosas expuestas hasta fondos arenosos [156]. Este tipo de molusco impacta muy negativamente en las colonias autóctonas desplazándolas rápidamente ya que es capaz de crecer más rápido que los mejillones locales, es muy tolerante a la exposición al aire y en diferentes estudios se ha visto que su rendimiento reproductivo es entre un 20 % y un 200 % superior al de las especies autóctonas [157] En la Imagen 44 se puede observar al *Mytilus galloprovincialis* con su color característico.

El molusco *Mytilus galloprovincialis* está presente como especie exótica invasora en Reino Unido, Francia, Portugal, Holanda y Irlanda; y es nativa en España, Marruecos, Argelia y Ucrania, siendo estos países 10 de los 15 que generan más riesgo en el puerto del Musel por su tráfico marítimo.

Imagen 44: Mytilus galloprovincialis. Fuente: www.marinespecies.org

El resto de las especies que se han considerado de riesgo alto no se han detectado como especie exótica invasora en las aguas del puerto de Gijón, pero eso no significa que no sean peligrosas. Las explicaciones de por qué no se han detectado todavía en el Musel pueden ser muy variadas. Puede ser que las condiciones de los tanques de agua de lastre o los sistemas de gestión de este hayan hecho que las especies no sobreviviesen al viaje. También cabe destacar que muchas especies están años en letargo y crecimiento lento hasta que consiguen un nicho en el proliferar y llegar a desplazar a las especies autóctonas. También puede ser que estas especies no hayan llegado en suficiente número de especímenes para llegar a proliferar o hayan sido comidos por especies de la zona.

4.10 Recomendaciones a seguir por los países para disminuir la introducción de especies invasoras.

Aunque el marco de gestión y legislativo, así como una metodología de evaluación de riesgos basada en vectores como agua de lastre y biofouling están establecidas en diferentes estudios [169],[171], tienen muchas limitaciones. Se ha de tener en cuenta que los estudios de monitorización de especies exóticas invasoras no se realizan en todos los puertos a nivel global, por lo tanto, no existe una fuente de información internacional y actualizada

periódicamente sobre el estado de la biodiversidad en los puertos. Los detalles que se ofrecen por parte de las autoridades portuarias de la llegada de los buques a sus aguas son escasas y muchas veces inalcanzables. En otros casos los datos facilitados no coinciden con la realidad diaria del puerto de estudio [172]

Los estados miembros de la Unión Europea deben emprender acciones adecuadas para prevenir la introducción y mayor dispersión de especies incluidas en la lista del reglamento 1143/2014. Es importante hacer cumplir las herramientas de detección temprana eficaces y los protocolos de erradicación rápida para las nuevas especies introducidas y adoptar medidas de gestión para aquellas que ya están muy extendidas [89]. El procedimiento para la introducción de EEI de procedencia marina en este listado debería centrarse en el análisis de riesgos por su origen y volumen de tráfico. También se ve la necesidad de un seguimiento de especies dentro de los puertos y una implantación eficaz de planes de gestión y acciones específicas para cada puerto [158].

Los detalles relevantes de las características del ciclo de la vida, el historial de invasión y las vías asociadas a las EEI marinas, útiles para evaluar la probabilidad de llegada, establecimiento y propagación no siempre están disponibles [159]. De igual modo la información sobre los impactos de las especies marinas invasoras suele ser muy limitada [160].

Se debe de instaurar mecanismos en los puertos para que se minimice lo máximo posible el asentamiento en nuestras aguas de especies exóticas. Es imperativo desarrollar metodologías accesibles y de fácil uso para el personal de las autoridades portuarias responsables de tomar decisiones para prever invasiones biológicas y que normalmente no son expertos en la materia.

Cada puerto de tráfico marítimo tanto a nivel nacional como internacional debe de desarrollar un escenario de especies exóticas invasoras esperadas y desarrollar herramientas para su detección temprana. Se ha de poner especial atención a aquellas especies que tenga elevado riesgo por tráfico, generados por los buques mercantes.

Aunque es muy importante que los estados miembros apliquen la normativa del agua de lastre también es fundamental que se tengan en cuenta otros parámetros. Estudios como el de M.Mestres y otros concluyen que la velocidad del buque cuando se vierten de manera accidental residuos oleosos al mar influye en la dilución del vertido por lo que esta variable podría aplicarse también para el agua de lastre [44].

La gestión prudente del transporte marítimo es una característica clave del futuro sostenible a nivel mundial.

5. Conclusiones y Líneas Futuras

"Lo que conocemos es una gota, lo que no conocemos es un océano"

Isaac Newton

5.1 Conclusiones.

1. El puerto del Musel es el puerto más importante de España en movimiento de graneles sólidos. Los bulkcarriers son buques con gran capacidad de agua de lastre. Aunque el puerto de Gijón es un gran importador de productos graneleros sólidos en los últimos años ha incrementado la exportación debida tanto al almacenamiento de estos productos en el muelle Norte como al movimiento de cemento a puertos nacionales e internacionales. Este movimiento de agua de lastre que genera este tráfico puede favorecer la aparición de especies invasoras marinas.
2. Los buques con más riesgo de introducir especies exóticas que puedan llegar a ser invasoras en Gijón provienen de puertos nacionales seguidos de algunos británicos, franceses y portugueses.
3. Se han utilizado tres de las bases de datos biológicas (GISD, WORMS y OBIS) mundialmente reconocidas por los investigadores para identificar las posibles especies que podrían haber llegado al puerto de Gijón en función de su tráfico marítimo. Estas bases de datos que se complementan entre sí ayudaron a la realización de un mapa de riesgos de las especies exóticas que pueden llegar a ser invasoras en las aguas del del Musel.
4. De las especies previstas que podrían haber llegado al puerto del Musel por agua de lastre ya han sido detectadas dos de ellas, el briozoo *Bugula neritina* y el molusco *Mytilus galloprovincialis* .
5. Las estrategias portuarias preventivas deberían incluir el análisis de riesgos basados en el origen y el volumen de tráfico que llega al puerto, así como la estimación de posibilidades de aparición de especies no autóctonas debidas a este tráfico. Los puertos deberían registrar datos de la capacidad de agua de lastre de cada buque que llega a sus aguas para poder estimar el riesgo que ocasiona. Las políticas portuarias deberían de actualizarse teniendo en cuenta la amenaza que son las invasiones biológicas.
6. La novedad que presenta este trabajo es el análisis del tráfico marítimo para determinar la posible introducción de especies exóticas que puedan llegar a ser invasoras en el Musel en función de la actividad marítima de cada muelle.
7. Es necesario que en los puertos exista un observatorio en el que las autoridades puedan analizar la salinidad y la temperatura de sus aguas de manera continuada para estudiar la viabilidad de las especies exóticas que puedan amenazar a las autóctonas.
8. A partir del 8 de septiembre de 2024 todos los buques deben de estar provistos de un sistema de limpieza de agua de lastre que impida que cualquiera especie sobreviva

en dichos tanques. Las investigaciones futuras deberían de centrarse en desarrollar sistemas de tratamiento de agua de lastre efectivos que ayuden a lograr este objetivo.

5.2 Líneas futuras.

Al término de esta tesis se pretende seguir trabajando e investigando sobre la contaminación biológica de los puertos. A continuación, se describen algunos de los estudios que se van a realizar, alguno de ellos ya comenzado:

demás de los resultados incluidos en esta tesis se continuará trabajando y ampliando la investigación sobre el agua de lastre en los puertos españoles. A continuación, se describen algunos de los trabajos que ya se están realizando:

5.2.1 Proyecto Aquasafe.

El proyecto Aquasafe es un proyecto I+D+I, prueba de concepto 2021. Está avalado por el Ministerio de Ciencia e Innovación (CGL2016-79209-R) y surge tras los buenos resultados obtenidos en el proyecto BLUEPORTS. En este se ha creado una herramienta biotecnológica de uso fácil, rápido y económico para la detección in situ de especies problemáticas en puertos y zonas aledañas. Se plantea la realización de la prueba de concepto en cuatro puertos españoles Gijón, Barcelona, Algeciras y Las Palmas.

El procedimiento tarda alrededor de 5 horas desde la extracción de una pequeña cantidad de agua de varios puntos del puerto hasta la confirmación de la presencia/ausencia de la especie a estudio en la zona.

A día de hoy ya se han realizado pruebas en los primeros tres puertos con resultados muy satisfactorios por parte tanto de las autoridades portuarias como de otros agentes interesados como son capitanía marítima y empresas del sector. En el último puerto, Las Palmas, tras la realización de la prueba de concepto se llevará a cabo una reunión con autoridades de todos los puertos visitados para contrastar opiniones sobre la experiencia realizada y si cabe como mejorar el procedimiento.

5.2.2 Herramienta para la comprobación preliminar del cumplimiento de la norma D-2 del Convenio BWM.

Viendo la evolución del proyecto Aquasafe y tras varias reuniones en los puertos con Autoridades Marítimas, pero también con inspectores de Capitanía Marítima se plantea la necesidad por parte de estos últimos de comprobar si los buques que llegan a sus aguas están cumpliendo con el Convenio BWM. A partir de septiembre de 2024, todos los buques deberán cumplir la norma D-2, sobre la eficacia de la gestión del agua de lastre. Los Estados suscritos a este convenio están en la obligación de realizar inspecciones a los buques, tanto de su propia bandera como los que atraquen en sus aguas para verificar su cumplimiento.

El problema surge con los muestreos de agua de lastre para verificar si respetan las directrices. Hasta ahora las muestras se envían a laboratorios que pueden llegar a tardar un día en dar un resultado y esto conlleva el retraso de las operaciones de carga/descarga de los buques por lo que en muchos casos no es viable.

Lo que se plantea es una variación en la herramienta utilizada para Aquasefe en la que se desarrollarán marcadores específicos para las especies preocupantes para el convenio como son:

- *Vibrio cholerae toxicógeno* (O1 y O139): menos de 1 unidad formadora de colonias (ufc) por 100 mililitros o menos de 1 ufc por gramo (peso húmedo) de muestras de zooplancton.
- *Escherichia coli*: menos de 250 ufc por 100 mililitros.
- *Enterococos intestinales*: menos de 100 ufc por 100 mililitros.

Se pretende realizar un estudio piloto para validar todo este procedimiento y presentarlo a actores importantes dentro del sector como la EMSA o Puertos del Estado.

5.2.3 Estudio de las incrustaciones como vector secundario de dispersión de especies invasoras en los puertos asturianos.

El estudio se centra en la influencia de las embarcaciones tanto de recreo como de pesca en la dispersión de especies exóticas que pueden llegar a ser invasoras mediante incrustaciones en la costa asturiana. Estas embarcaciones están consideradas como uno de los vectores secundarios de dispersión de especies más importantes en el medio marino.

Para el desarrollo de esta investigación se contacta con diferentes astilleros, empresas y usuarios de embarcaciones de estas características para pedir permiso para analizar, mediante rascado, la superficie mojada cuando realizan el mantenimiento anual de estas.

El primer paso es la toma de fotos de la obra viva del barco para determinar las zonas donde las especies más proliferan. Posteriormente, se cogen muestras en diferentes puntos del casco y los compañeros del departamento de Biología de Organismos y Sistemas de la Universidad de Oviedo analizan las muestras para identificar las especies encontradas.

También se hacen entrevistas con los dueños de las embarcaciones para recabar datos importantes y que puedan influir en la adherencia y dispersión de las especies marinas en la superficie mojada como pueden ser zonas de navegación, patentes y último mantenimiento, entre otros.

Con este trabajo se pretende demostrar como las embarcaciones tanto deportivas como de pesca pueden mover por la costa asturiana especies que pueden llegar a ser peligrosas para

las especies autóctonas de la zona. Por otro lado, determinar cómo influyen otros factores como las patentes en la dispersión o no de las especies

6. Bibliografía

“En la Ciencia la única verdad sagrada, es que no hay verdades sagradas”

Carl Sagan

Bibliografía

[1] C. von Linné y L. Salvius, Caroli Linnaei...Systema naturae per regna tria naturae :secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis, vol. 1. Holmiae: Impensis Direct. Laurentii Salvii, 1758, pp. 1-881. [En línea]. Disponible en: https://www.biodiversitylibrary.org/item/10277

[2] G. Castellanos-Galindo, D. R. Robertson, y M. Torchin, «A new wave of marine fish invasions through the Panama and Suez canals», Nature Ecology & Evolution, vol. 4, pp. 1-3, sep. 2020, doi: 10.1038/s41559-020-01301-2.

[3] J. T. CARLTON, «Transoceanic and interoceanic dispersal of coastal marine organisms: the biology of ballast water», Oceanogr. Mar. Biol, vol. 23, pp. 313-371, 1985.

[4] R. K. Greville, «Descriptions of new and rare Diatoms. Series XIX.», Transactions of the Microscopical Society, New Series, London, 1866, [En línea]. Disponible en: https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=sourcedetails&id=262160

[5] «Gestión del agua de lastre». https://www.imo.org/es/OurWork/Environment/Paginas/BallastWaterManagement.aspx (accedido 14 de julio de 2021).

[6] «MEPC.50(31).pdf». Accedido: 22 de abril de 2023. [En línea]. Disponible en: https://wwwcdn.imo.org/localresources/en/KnowledgeCentre/IndexofIMOResolutions/MEPCDocuments/MEPC.50(31).pdf

[7] J. L. Molnar, R. L. Gamboa, C. Revenga, y M. D. Spalding, «Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity», Frontiers in Ecology and the Environment, vol. 6, n.º 9, pp. 485-492, 2008, doi: 10.1890/070064.

[8] J. Carlton, «Introduced Species in US Coastal Waters: Environmental Impacts and Management Priorities», ene. 2001.

[9] S. L. Williams et al., «Managing Multiple Vectors for Marine Invasions in an Increasingly Connected World», Bioscience, vol. 63, n.º 12, pp. 952-966, 2013, doi: 10.1525/bio.2013.63.12.8.

[10] I. C. Davidson, M. S. Minton, K. J. Carney, A. W. Miller, y G. M. Ruiz, «Pioneering patterns of ballast treatment in the emerging era of marine vector management», Marine Policy, vol. 78, pp. 158-162, abr. 2017, doi: 10.1016/j.marpol.2017.01.021.

[11] D. Minchin y S. Gollasch, «Fouling and ships' hulls: how changing circumstances and spawning events may result in the spread of exotic species», Biofouling, vol. 19, pp. 111-122, 2003, doi: 10.1080/0892701021000057891.

[12] I. C. Davidson, C. Scianni, M. S. Minton, y G. M. Ruiz, «A history of ship specialization and consequences for marine invasions, management and policy», Journal of Applied Ecology, vol. 55, n.º 4, pp. 1799-1811, 2018, doi: 10.1111/1365-2664.13114.

[13] S. Bailey, I. Duggan, P. Jenkins, y H. MacIsaac, «Invertebrate resting stages in residual ballast sediment of transoceanic ships», Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, vol. 62, pp. 1090-1103, may 2005, doi: 10.1139/f05-024.

[14] G. Ashton, I. Davidson, J. Geller, y G. Ruiz, «Disentangling the biogeography of ship biofouling: Barnacles in the Northeast Pacific», Global Ecology and Biogeography, vol. 25, p. n/a-n/a, mar. 2016, doi: 10.1111/geb.12450.

[15] J. A. Lewis y J. Dimas, «Treatment of Biofouling in Internal Seawater Systems - Phase 2», p. 30.

[16] «REGLAMENTO DE EJECUCIÓN (UE) 2017/ 1454 DE LA COMISIÓN - de 10 de agosto de 2017 - que especifica los formatos técnicos para los informes de los Estados miembros de conformidad con el Reglamento (UE) n.o 1143/ 2014 del Parlamento Europeo y del Consejo», p. 13.

[17] A. Giangrande, C. Pierri, M. D. Pasqua, C. Gravili, M. C. Gambi, y M. F. Gravina, «The Mediterranean in check: Biological invasions in a changing sea», Marine Ecology, vol. 41, n.º 2, p. e12583, 2020, doi: https://doi.org/10.1111/maec.12583.

[18] D. Pimentel, R. Zuniga, y D. Morrison, «Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States», Ecological Economics, vol. 52, n.º 3, pp. 273-288, 2005, doi: 10.1016/j.ecolecon.2004.10.002.

[19] «Informe sobre el Transporte Marítimo 2021», Naciones Unidas editada por la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo, p. 31, 2021.

[20] L. J. Olson, «The Economics of Terrestrial Invasive Species: A Review of the Literature», Agricultural and Resource Economics Review, p. 17.

[21] «Informe Sobre El Transporte Maritimo 2019», p. 136.

[22] D. M. Richardson y P. Pyšek, «Elton, C.S. 1958: The ecology of invasions by animals and plants. London: Methuen», Progress in Physical Geography: Earth and Environment, vol. 31, n.º 6, pp. 659-666, dic. 2007, doi: 10.1177/0309133307087089.

[23] K. Tsiamis et al., «Prioritizing marine invasive alien species in the European Union through horizon scanning», Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, vol. 30, n.º 4, pp. 794-845, 2020, doi: 10.1002/aqc.3267.

[24] B. S. Galil et al., «'Double trouble': the expansion of the Suez Canal and marine bioinvasions in the Mediterranean Sea», Biol Invasions, vol. 17, n.º 4, pp. 973-976, abr. 2015, doi: 10.1007/s10530-014-0778-y.

[25] «Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo». https://www.miteco.gob.es/en/cambio-climatico/legislacion/documentacion/normativa-y-textos-legales/doc_ncc_un_rio_92.aspx (accedido 3 de marzo de 2022).

[26] «Convenio internacional para el control y la gestión del agua de lastre y los sedimentos de los buques (BWM)». http://www.imo.org/es/About/Conventions/ListOfConventions/Paginas/International-Convention-for-the-Control-and-Management-of-Ships%27-Ballast-Water-and-Sediments-(BWM).aspx (accedido 13 de febrero de 2019).

[27] IMO, «Adoption of the Final Act of the Conference and Any Instruments, Recommendations and Resolutions Resulting from the Work of the Conference - International Convention on the Control of Harmful Anti-Fouling Systems on Ships, 2001», p. 28, oct. 2001.

[28] Great Britain y Foreign and Commonwealth Office, International Convention on the Control of Harmful Anti-fouling Systems on Ships, 2001: London, 5 October 2001. London: The Stationery Office, 2012.

[29] J. L. B. Miller et al., «ESTRATEGIAS MARINAS: EVALUACIÓN INICIAL, BUEN ESTADO AMBIENTAL Y OBJETIVOS AMBIENTALES», p. 299.

[30] «El régimen internacional de agua de lastre: actores, instituciones e intereses». http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0122-44092011000100012 (accedido 8 de julio de 2021).

[31] E. Lacasa, E. Tsolaki, Z. Sbokou, M. A. Rodrigo, D. Mantzavinos, y E. Diamadopoulos, «Electrochemical disinfection of simulated ballast water on conductive

diamond electrodes», Chemical Engineering Journal, vol. 223, pp. 516-523, 2013, doi: https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.03.003.

[32] J. Firestone y J. Corbett, «Coastal and Port Environments: International Legal and Policy Responses to Reduce Ballast Water Introductions of Potentially Invasive Species», Ocean Development and International Law - OCEAN DEV INT LAW, vol. 36, pp. 291-316, jul. 2005, doi: 10.1080/00908320591004469.

[33] «MARPOL.pdf». Accedido: 17 de abril de 2023. [En línea]. Disponible en: https://cetmar.org/documentacion/MARPOL.pdf

[34] «Ballast water as a vector», GloBallast. index.html (accedido 23 de julio de 2019).

[35] «BOE.es - BOE-A-2016-10960 Instrumento de ratificación del Convenio Internacional para el control y la gestión del agua de lastre y los sedimentos de los buques, 2004, hecho en Londres el 13 de febrero de 2004.» https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2016-10960 (accedido 14 de julio de 2021).

[36] H. Ojaveer et al., «Dynamics of biological invasions and pathways over time: a case study of a temperate coastal sea», Biological Invasions, vol. 19, n.º 3, pp. 799-813, mar. 2017, doi: 10.1007/s10530-016-1316-x.

[37] B. S. Galil et al., «International arrivals: widespread bioinvasions in European Seas», Ethology Ecology & Evolution, vol. 26, n.º 2-3, pp. 152-171, 2014, doi: 10.1080/03949370.2014.897651.

[38] F. E. Lucy et al., «INVASIVESNET towards an International Association for Open Knowledge on Invasive Alien Species», Management of Biological Invasions, vol. 7, n.º 2, pp. 131-139, 2016, doi: 10.3391/mbi.2016.7.2.01.

[39] E. Lakshmi, M. Priya, y V. S. Achari, «An overview on the treatment of ballast water in ships», Ocean & Coastal Management, vol. 199, p. 105296, 2021, doi: https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105296.

[40] S. Gollasch et al., «Life in ballast tanks. pp. 217-231», Invasive Aquatic Species of Europe - Distribution, Impact and Management, ene. 2002.

[41] L. Maglić, D. Zec, y V. Frančić, «Ballast water sediment elemental analysis», Marine Pollution Bulletin, vol. 103, n.º 1, pp. 93-100, 2016, doi: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.042.

[42] S. Gollasch, C. L. Hewitt, S. Bailey, y M. David, «Introductions and transfers of species by ballast water in the Adriatic Sea», Marine Pollution Bulletin, vol. 147, pp. 8-15, oct. 2019, doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.08.054.

[43] D. Pimentel, R. Zuniga, y D. Morrison, «Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States», Ecological Economics, vol. 52, n.º 3, pp. 273-288, 2005, doi: 10.1016/j.ecolecon.2004.10.002.

[44] L. J. Olson, «The Economics of Terrestrial Invasive Species: A Review of the Literature», Agric. resour. econ. rev., vol. 35, n.º 1, pp. 178-194, abr. 2006, doi: 10.1017/S1068280500010145.

[45] M. Mestres, J. P. Sierra, C. Mösso, y A. Sánchez-Arcilla, «Modelling the sensitivity to various factors of shipborne pollutant discharges», Environmental Modelling & Software, vol. 25, n.º 3, pp. 333-343, mar. 2010, doi: 10.1016/j.envsoft.2009.08.006.

[46] I. M. Parker et al., «Impact: Toward a Framework for Understanding the Ecological Effects of Invaders», p. 17.

[47] A. Ricciardi y J. Cohen, «The invasiveness of an introduced species does not predict its impact», Biological Invasions, vol. 9, pp. 309-315, mar. 2007, doi: 10.1007/s10530-006-9034-4.

[48] E. Verling, G. Ruiz, L. Smith, B. Galil, W. Miller, y K. Murphy, «Supply-side invasion ecology: characterizing propagule pressure in coastal ecosystems (vol 272, pg 1249, 2005)», Proceedings of The Royal Society B: Biological Sciences, vol. 272, pp. 2659-2659, dic. 2005, doi: 10.1098/rspb.2005.2001.

[49] L. Buchan y D. Padilla, «Estimating the Probability of Long-Distance Overland Dispersal of Invading Aquatic Species», Ecological Applications, vol. 9, pp. 254-265, feb. 1999, doi: 10.2307/2641184.

[50] J. M. Drake y D. M. Lodge, «Global hot spots of biological invasions: evaluating options for ballast-water management.», Proc Biol Sci, vol. 271, n.º 1539, pp. 575-580, mar. 2004.

[51] O. Floerl, G. Inglis, K. Dey, y A. Smith, «The importance of transport hubs in stepping-stone invasions», Journal of Applied Ecology, vol. 46, pp. 37-45, ago. 2008, doi: 10.1111/j.1365-2664.2008.01540.x.

[52] T. Glasby, S. Connell, M. Holloway, y C. Hewitt, «Nonindigenous biota on artificial structures: Could habitat creation facilitate biological invasions?», Marine Biology, vol. 151, pp. 887-895, may 2007, doi: 10.1007/s00227-006-0552-5.

[53] J. C. Iacarella, L. Burke, I. C. Davidson, C. DiBacco, T. W. Therriault, y A. Dunham, «Unwanted networks: Vessel traffic heightens the risk of invasions in marine protected areas», Biological Conservation, vol. 245, p. 108553, may 2020, doi: 10.1016/j.biocon.2020.108553.

[54] S. Ujiyama y K. Tsuji, «Controlling invasive ant species: a theoretical strategy for efficient monitoring in the early stage of invasion», Sci Rep, vol. 8, n.º 1, p. 8033, dic. 2018, doi: 10.1038/s41598-018-26406-4.

[55] S. Giakoumi et al., «Management priorities for marine invasive species», Science of The Total Environment, vol. 688, pp. 976-982, jul. 2019, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.282.

[56] L. W. J. Anderson, «California's Reaction to Caulerpa taxifolia: A Model for Invasive Species Rapid Response*», Biol Invasions, vol. 7, n.º 6, pp. 1003-1016, nov. 2005, doi: 10.1007/s10530-004-3123-z.

[57] N. Bax, K. Hayes, A. Marshall, D. Parry, y R. Thresher, «Man-made marinas as sheltered islands for alien marine organisms: Establishment and eradication of an alien invasive marine species», p. 14.

[58] A. Ardura, A. Zaiko, J. L. Martinez, A. Samuiloviene, Y. Borrell, y E. Garcia-Vazquez, «Environmental DNA evidence of transfer of North Sea molluscs across tropical waters through ballast water», Journal of Molluscan Studies, vol. 81, n.º 4, pp. 495-501.

[59] G. Martínez Laiz et al., «Scientific collaboration for early detection of invaders results in a significant update on estimated range: lessons from Stenothoe georgiana Bynum & Fox 1977», Mediterranean Marine Science, jun. 2020, doi: 10.12681/mms.22583.

[60] «marpol_articulos.pdf». Accedido: 17 de agosto de 2021. [En línea]. Disponible en: https://www.mitma.gob.es/recursos_mfom/marpol_articulos.pdf

[61] «MARPOL MEPC 51(32).pdf». Accedido: 1 de abril de 2022. [En línea]. Disponible en: https://aplicaciones.sre.gob.mx/tratados/ARCHIVOS/MARPOL%20MEPC%2051(32).pdf

[62] «MEPC.57(33).pdf». Accedido: 24 de agosto de 2022. [En línea]. Disponible en: https://wwwcdn.imo.org/localresources/en/KnowledgeCentre/IndexofIMOResolutions/MEPCDocuments/MEPC.57(33).pdf

[63] «MEPC.59(33).pdf». Accedido: 24 de agosto de 2022. [En línea]. Disponible en: https://wwwcdn.imo.org/localresources/en/KnowledgeCentre/IndexofIMOResolutions/MEPCDocuments/MEPC.59(33).pdf

[64] «MEPC.123(53).pdf». Accedido: 24 de agosto de 2022. [En línea]. Disponible en: https://www.amp.gob.pa/newsite/spanish/mercante/cc/mepc/MEPC.123(53).pdf

[65] W. Miller y G. Ruiz, «Arctic shipping and marine invaders», Nature Climate Change, vol. 4, pp. 413-416, may 2014, doi: 10.1038/nclimate2244.

[66] F. T. Chan, H. J. MacIsaac, y S. A. Bailey, «Relative importance of vessel hull fouling and ballast water as transport vectors of nonindigenous species to the Canadian Arctic», Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, vol. 72, n.º 8, pp. 1230-1242, 2015, doi: 10.1139/cjfas-2014-0473.

[67] «División de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas». https://www.un.org/spanish/esa/sustdev/agenda21/agenda21toc.htm (accedido 30 de agosto de 2022).

[68] «A.774(18).pdf». Accedido: 21 de septiembre de 2021. [En línea]. Disponible en: https://wwwcdn.imo.org/localresources/en/KnowledgeCentre/IndexofIMOResolutions/AssemblyDocuments/A.774(18).pdf

[69] «A.868(20).pdf». Accedido: 1 de septiembre de 2022. [En línea]. Disponible en: https://wwwcdn.imo.org/localresources/en/KnowledgeCentre/IndexofIMOResolutions/AssemblyDocuments/A.868(20).pdf

[70] «BOE.es - DOUE-L-2000-82524 Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.» https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=DOUE-L-2000-82524 (accedido 1 de septiembre de 2022).

[71] Jefatura del Estado, Ley 62/2003, de 30 de diciembre, de medidas fiscales, administrativas y del orden social, vol. BOE-A-2003-23936. 2003, pp. 46874-46992.

Accedido: 1 de septiembre de 2022. [En línea]. Disponible en: https://www.boe.es/eli/es/l/2003/12/30/62

[72] E. Heery, L. Loke, R. Thurstan, C. Swan, J. Kotze, y P. Todd, «Todd et al. 2019 - Towards an urban marine ecology», Oikos, vol. 128, pp. 1215-1242, sep. 2019.

[73] «resource.pdf». Accedido: 9 de agosto de 2021. [En línea]. Disponible en: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8-756d3d694eeb.0008.02/DOC_1&format=PDF

[74] «European waters - assessment of status and pressures — European Environment Agency». https://www.eea.europa.eu/publications/european-waters-assessment-2012 (accedido 16 de agosto de 2021).

[75] UNITED NATIONS CONFERENCE ON TRADE AND DEVELOPMENT, REVIEW OF MARITIME TRANSPORT 2019. Place of publication not identified: UNITED NATIONS, 2020.

[76] S. Yu et al., «Surface sediment quality relative to port activities: A contaminant-spectrum assessment», Science of The Total Environment, vol. 596-597, pp. 342-350, oct. 2017, doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.04.076.

[77] «BOE-S-2010-317.pdf». Accedido: 30 de julio de 2021. [En línea]. Disponible en: https://www.boe.es/boe/dias/2010/12/30/pdfs/BOE-S-2010-317.pdf

[78] Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Real Decreto 715/2012, de 20 de abril, por el que se crea la Comisión Interministerial de Estrategias Marinas, vol. BOE-A-2012-6263. 2012, pp. 35071-35073. Accedido: 1 de septiembre de 2022. [En línea]. Disponible en: https://www.boe.es/eli/es/rd/2012/04/20/715

[79] «DIRECTIVA (UE) 2017/ 845 DE LA COMISIÓN - de 17 de mayo de 2017 - por la que se modifica la Directiva 2008/ 56/ CE del Parlamento Europeo y del Consejo en lo que se refiere a las listas indicativas de elementos que deben tomarse en consideración a la hora de elaborar estrategias marinas», p. 7.

[80] «Globallast», GloBallast. https://archive.iwlearn.net/globallast.imo.org/index.html (accedido 2 de septiembre de 2022).

[81] «Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras.», p. 22.

[82] «Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras.», p. 22.

[83] E. Y. Dawson, I. K. Hwang, W. J. Lee, y H. S. Kim, «CATÁLOGO ESPAÑOL DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS», p. 7.

[84] «GISD». http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Styela+clava# (accedido 6 de septiembre de 2022).

[85] A. Brito, S. Clemente, y R. Herrera, «On the occurrence of the African hind, Cephalopholis taeniops, in the Canary Islands (eastern subtropical Atlantic): Introduction of large-sized demersal littoral fishes in ballast water of oil platforms?», Biological Invasions, vol. 13, pp. 2185-2189, oct. 2011, doi: 10.1007/s10530-011-0049-0.

[86] J. A. González, R. Triay-Portella, A. Escribano, y J. A. Cuesta, «Northernmost record of the pantropical portunid crab Cronius ruber in the eastern Atlantic (Canary Islands): natural range extension or human-mediated introduction?», Sci. Mar., vol. 81, n.º 1, p. 81, mar. 2017, doi: 10.3989/scimar.04551.17B.

[87] «BOE-A-2019-4675.pdf». Accedido: 6 de septiembre de 2022. [En línea]. Disponible en: https://www.boe.es/boe/dias/2019/03/30/pdfs/BOE-A-2019-4675.pdf

[88] «Reglamento (UE) no 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 22 de octubre de 2014, sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras», p. 21.

[89] J. A. Darling, B. S. Galil, G. R. Carvalho, M. Rius, F. Viard, y S. Piraino, «Recommendations for developing and applying genetic tools to assess and manage biological invasions in marine ecosystems», Marine Policy, vol. 85, pp. 54-64, nov. 2017, doi: 10.1016/j.marpol.2017.08.014.

[90] J. A. Darling y R. M. Frederick, «Nucleic acids-based tools for ballast water surveillance, monitoring, and research», Journal of Sea Research, vol. 133, pp. 43-52, 2018, doi: https://doi.org/10.1016/j.seares.2017.02.005.

[91] M. J. Gamez, «Objetivos y metas de desarrollo sostenible», Desarrollo Sostenible. https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/ (accedido 6 de septiembre de 2022).

[92] «International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments (BWM)». https://www.imo.org/en/About/Conventions/Pages/International-Convention-for-the-Control-and-Management-of-Ships%27-Ballast-Water-and-Sediments-(BWM).aspx (accedido 15 de noviembre de 2021).

[93] «BWM.2/Circular.52/Rev.1 – International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments, 2004 – (15 April 2014) Guidance on Entry or Re-Entry of Ships into Exclusive Operation Within Waters Under The Jurisdiction of a Single Party». https://www.imorules.com/BWM.2CIRC_52.html (accedido 19 de julio de 2021).

[94] W. Larrosa, «Convenio para el Control y Gestión de Agua de Lastres 2004», Jornadas de Convenciones Internacionales de Derecho Marítimo., [En línea]. Disponible en: https://audm.com.uy/presentaciones/9-winston-larrosa--convenio-para-el-control-y-gestion-de-agua--msc.pdf

[95] «MEPC.127(53).pdf». Accedido: 23 de abril de 2023. [En línea]. Disponible en: https://wwwcdn.imo.org/localresources/en/KnowledgeCentre/IndexofIMOResolutions/MEPCDocuments/MEPC.127(53).pdf

[96] «MEPC-300-72.pdf». Accedido: 22 de julio de 2021. [En línea]. Disponible en: https://www.transport.gov.mt/MEPC-300-72.pdf-f5406

[97] S. Rahman, «Implementation of Ballast Water Management Plan in Ships Through Ballast Water Exchange System», Procedia Engineering, vol. 194, pp. 323-329, 2017, doi: https://doi.org/10.1016/j.proeng.2017.08.152.

[98] T. Waite et al., «Removal of natural populations of marine plankton by a large-scale ballast water treatment system», Marine Ecology-progress Series - MAR ECOL-PROGR SER, vol. 258, pp. 51-63, ago. 2003, doi: 10.3354/meps258051.

[99] H. Van Leeuwen y D. Oemcke, Oemcke, D J and van Leeuwen, J (1998) Chemical and Physical Characteristics of Ballast Water: Implications for Treatment Processes and Sampling Methods. CRC Reef Research Technical Report No 23, Ports Corporation of Queensland. ISBN 1 876054 87 5. 1998.

[100] Z. Tang, M. A. Butkus, y Y. F. Xie, «Enhanced performance of crumb rubber filtration for ballast water treatment», Chemosphere, vol. 74, n.º 10, pp. 1396-1399, mar. 2009, doi: 10.1016/j.chemosphere.2008.11.048.

[101] M. G. Parsons y R. W. Harkins, «The Great Lakes Ballast Technology Demonstration Project Filtration Mechanical Test Program», Marine Technology and SNAME News, vol. 37, n.º 03, pp. 129-140, jul. 2000, doi: 10.5957/mt1.2000.37.3.129.

[102] «Tratamiento de Aguas de Lastre (Ballast Water Treatment) | EsvaSolutions», 19 de octubre de 2021. https://esvasolutions.com/tratamiento-de-aguas-de-lastre-ballast-water-treatment/ (accedido 6 de abril de 2023).

[103] I. of Materials, Parsons 2003, Engineering Issues in Turbine Machinery, Power Plant and Renewables: Proceedings of the Sixth International Charles Parsons Turbine Conf. Maney Publishing, 2003.

[104] M. G. Parsons y R. W. Harkins, «Full Scale Particle Removal Performance of Three Types of Mechanical Separation Devices for the Primary Treatment of Ballast Water», Marine Technology and SNAME News, vol. 39, n.º 04, pp. 211-222, oct. 2002, doi: 10.5957/mt1.2002.39.4.211.

[105] M. Ding, O. Torsæter, y T. Jelmert, «DEVELOPMENTS IN CENTRIFUGE MEASUREMENTS OF RELATIVE PERMEABILITY AND CAPILLARY PRESSURE HYSTERESIS», 1999 International Symposium of the Society of Core Analysts, ago. 1999.

[106] M. Gregg, R. Rigby, y G. Hallegraeff, «Review of two decades of progress in the development of management options for reducing or eradicating phytoplankton, zooplankton and bacteria in ship's ballast water», AI, vol. 4, n.º 3, pp. 521-565, sep. 2009, doi: 10.3391/ai.2009.4.3.14.

[107] M. R. Gavand, J. B. McClintock, C. D. Amsler, R. W. Peters, y R. A. Angus, «Effects of sonication and advanced chemical oxidants on the unicellular green alga Dunaliella tertiolecta and cysts, larvae and adults of the brine shrimp Artemia salina: A prospective treatment to eradicate invasive organisms from ballast water», Marine Pollution Bulletin, vol. 54, n.º 11, pp. 1777-1788, 2007, doi: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.07.012.

[108] Caroline Holmes and Drinkwater, {Bruce W.} and Wilcox, {Paul D.}, «Advanced post-processing for scanned ultrasonic arrays: Application to defect detection and classification in non-destructive evaluation», vol. 48, pp. 636-642, 2008, doi: 10.1016/j.ultras.2008.07.019.

[109] «Lürling y Tolman - 2014 - Effects of Commercially Available Ultrasound on th.pdf». Accedido: 22 de septiembre de 2022. [En línea]. Disponible en: https://www.wur.nl/upload_mm/d/4/0/b384e498-7d15-47b5-b880-9967bf12e29f_Lurling%20%26%20Tolman%202014%20Water%206%203247-3263.pdf

[110] T. J. Mason, E. Joyce, S. S. Phull, y J. P. Lorimer, «Potential uses of ultrasound in the biological decontamination of water», Ultrasonics Sonochemistry, vol. 10, n.º 6, pp. 319-323, 2003, doi: https://doi.org/10.1016/S1350-4177(03)00102-0.

[111] P. P. Sangave, A. C. Mukherjee, y A. Pandit, «Ballast water treatment using hydrodynamic cavitation», vol. 43, pp. 2033-2041, nov. 2014.

[112] G. Thornton, «The Use of Heat for Ballast Water Disinfection - the AquaTherm Method», ene. 2003.

[113] G. Rigby, G. Hallegraeff, y A. Taylor, «Ballast water heating offers a superior treatment option», Journal of Marine Environmental Engineering, vol. 7, pp. 217-230, ene. 2004.

[114] E. Tsolaki y E. Diamadopoulos, «Technologies for ballast water treatment: a review», Journal of Chemical Technology & Biotechnology, vol. 85, n.º 1, pp. 19-32, 2010, doi: 10.1002/jctb.2276.

[115] G. Quilez-Badia et al., «On board short-time high temperature heat treatment of ballast water: A field trial under operational conditions», Marine Pollution Bulletin, vol. 56, n.º 1, pp. 127-135, 2008, doi: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.09.036.

[116] P. Stehouwer, «Effects of various ballast water treatment methods on the survival of phytoplankton and bacteria», 2016.

[117] «Experiments with ultraviolet light, ultrasound and ozone technologies for onboard ballast water treatment». Accedido: 23 de septiembre de 2022. [En línea]. Disponible en: https://publications.vtt.fi/pdf/tiedotteet/2005/T2313.pdf

[118] D. A. Wright, N. A. Welschmeyer, y L. Peperzak, «Alternative, indirect measures of ballast water treatment efficacy during a shipboard trial: A case study», Journal of Marine Engineering and Technology, vol. 14, n.º 1, pp. 1-8, 2015, doi: 10.1080/20464177.2015.1022379.

[119] E. Lakshmi, P. Machinchery, y V. Achari, «An overview on the treatment of ballast water in ships», Ocean & Coastal Management, vol. 199, p. 105296, ene. 2021, doi: 10.1016/j.ocecoaman.2020.105296.

[120] «El sistema de tratamiento del agua de lastre adecuado para cada buque. Por Wärtsilä.» https://www.wartsila.com/marine/products/ballast-water (accedido 6 de abril de 2023).

[121] M. Gregg, R. Rigby, y G. Hallegraeff, «Review of two decades of progress in the development of management options for reducing or eradicating phytoplankton, zooplankton and bacteria in ship's ballast water», AI, vol. 4, n.º 3, pp. 521-565, sep. 2009, doi: 10.3391/ai.2009.4.3.14.

[122] J. Zhou, L. Xu, D. Feng, A. Hu, y T. Xie, «Study on Inactivation of Microalgae in Ship Ballast Water by Pulsed Electric Field and Heat Treatment», Advanced Materials Research, vol. 610-613, pp. 3163-3166, dic. 2012, doi: 10.4028/www.scientific.net/AMR.610-613.3163.

[123] P. Su, D. Feng, D. Liao, Y. Ma, y L. Xu, «Study of Ballast Water Micro-Algae Inactivation Using High-Voltage Pulsed Discharge: Discharge Characteristics», Advanced Materials Research, vol. 356-360, pp. 1539-1545, oct. 2011, doi: 10.4028/www.scientific.net/AMR.356-360.1539.

[124] S. Balasubramanian, J. Ortego, K. Rusch, y D. Boldor, «Efficiency of Artemia Cysts Removal as a Model Invasive Spore Using a Continuous Microwave System with Heat Recovery», Environmental science & technology, vol. 42, pp. 9363-9, ene. 2009, doi: 10.1021/es8021107.

[125] D. Boldor, S. Balasubramanian, S. Purohit, y K. Rusch, «Design and Implementation of a Continuous Microwave Heating System for Ballast Water Treatment», Environmental science & technology, vol. 42, pp. 4121-7, jul. 2008, doi: 10.1021/es7024752.

[126] B. Werschkun et al., «Emerging risks from ballast water treatment: The run-up to the International Ballast Water Management Convention», Chemosphere, vol. 112, pp. 256-266, oct. 2014, doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.03.135.

[127] C. J. S. Bolch y G. M. Hallegraeff, «Chemical and physical treatment options to kill toxic dinoflagellate cysts in ships' ballast water», 1993.

[128] S. Ichikawa, Y. Wakao, y Y. Fukuyo, «Extermination Efficacy of Hydrogen Peroxide against Cysts of Red Tide and Toxic Dinoflagellates, and Its Adaptability to Ballast Water of Cargo Ships.», Nippon Suisan Gakkaishi, vol. 58, pp. 2229-2233, 1992.

[129] L. Maranda, A. M. Cox, R. G. Campbell, y D. C. Smith, «Chlorine dioxide as a treatment for ballast water to control invasive species: Shipboard testing», Marine Pollution Bulletin, vol. 75, n.º 1, pp. 76-89, 2013, doi: https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.08.002.

[130] «Ballast water treatment by Deoxygenation with elevated CO 2 for a shipboard installation-a potentially affordable solution 2», 2012.

[131] A. C. Jones, R. W. Gensemer, W. A. Stubblefield, E. van Genderen, G. M. Dethloff, y W. J. Cooper, «Toxicity of ozonated seawater to marine organisms», Environmental Toxicology and Chemistry, vol. 25, n.º 10, pp. 2683-2691, 2006, doi: 10.1897/05-535R.1.

[132] Jake C. PerrinsWilliam J. CooperJ. (Hans) van LeeuwenRussell P. Herwig, «Ozonation of seawater from different locations: Formation and decay of total residual oxidant—implications for ballast water treatment», 2006. https://reader.elsevier.com/reader/sd/pii/S0025326X06000130?token=57BE4BFC4DAA474FADFA211A5844D151DFB65F716CE9AE876BD786C2D74585245A7D377AB0BCDC39D5CD73A6072E7B40&originRegion=eu-west-1&originCreation=20220926074237 (accedido 26 de septiembre de 2022).

[133] C. K. Takahashi, N. G. G. S. Lourenço, T. F. Lopes, V. L. M. Rall, y C. A. M. Lopes, «Ballast water: A review of the impact on the world public health», Journal of Venomous Animals and Toxins Including Tropical Diseases, vol. 14, n.º 3, pp. 393-408, 2008, doi: 10.1590/S1678-91992008000300002.

[134] X. Bai, Z. Zhang, M. Bai, B. Yang, y M. Bai, «Killing of Invasive Species of Ship’s Ballast Water in 20t/h System Using Hydroxyl Radicals», p. 14.

[135] A. Giangrande, C. Pierri, M. D. Pasqua, C. Gravili, M. C. Gambi, y M. F. Gravina, «The Mediterranean in check: Biological invasions in a changing sea», Marine Ecology, vol. 41, n.º 2, p. e12583, 2020, doi: https://doi.org/10.1111/maec.12583.

[136] K. R. Hayes, G. J. Inglis, y S. C. Barry, «The Assessment and Management of Marine Pest Risks Posed by Shipping: The Australian and New Zealand Experience», Frontiers in Marine Science, vol. 6, 2019, doi: 10.3389/fmars.2019.00489.

[137] R. C. Willan et al., «Outbreak of Mytilopsis sallei (Récluz, 1849) (Bivalvia: Dreissenidae) in Australia», Molluscan Research, vol. 20, n.º 2, pp. 25-30, 2000, doi: 10.1080/13235818.2000.10673730.

[138] «Australian Ballast Water Management Requirements - DAFF». https://www.agriculture.gov.au/biosecurity-trade/aircraft-vessels-military/vessels/marine-pest-biosecurity/ballast/australian-ballast-water-management-requirements (accedido 19 de julio de 2022).

[139] E. Brenton-Rule, S. Frankel, y P. Lester, «Improving Management of Invasive Species: New Zealand's approach to pre- and post-border pests», Policy Quarterly, vol. 12, pp. 17-25, feb. 2016, doi: 10.26686/pq.v12i1.4582.

[140] Waikato (NZ) Regional Council), Waikato (NZ) Biosecurity-Heritage Group, y Waikato (NZ) Integrated Catchment Management Directorate, Waikato regional pest management plan. Annual report / prepared by the Biosecurity-Heritage Team, for Integrated Catchment Management Directorate, Waikato Regional Council. en Waikato (N.Z.). Regional Council (2011-). Waikato Regional Council policy series. Hamilton New Zealand: Waikato Regional Council, 2014. Accedido: 26 de septiembre de 2022. [En línea]. Disponible en: http://www.waikatoregion.govt.nz/Council/Policy-and-plans/Regional-Pest-Management-Plan/

[141] «Review of National Marine Pest Biosecurity». Accedido: 19 de julio de 2022. [En línea]. Disponible en: https://www.agriculture.gov.au/sites/default/files/sitecollectiondocuments/animal-plant-health/pests-diseases-weeds/marine-pests/submissions/15.pdf

[142] D. Simberloff, «The politics of assessing risk for biological invasions: the USA as a case study», Trends in Ecology & Evolution, vol. 20, n.º 5, pp. 216-222, may 2005, doi: 10.1016/j.tree.2005.02.008.

[143] P. P. Calow, Handbook of Environmental Risk Assessment and Management. John Wiley & Sons, 2009.

[144] «Guidelines for Ecological Risk Assessment», p. 188.

[145] J. Crooks y M. Soulé, «Lag Times in Population Explosions of Invasive Species: Causes and Implications», 1999, pp. 103-125. doi: 10.1007/978-94-011-4523-7_7.

[146] Harmful Non-indigenous Species in the United States. U.S. Congress, Office of Technology Assessment, 1993.

[147] «MEPC.162(56).pdf». Accedido: 7 de septiembre de 2022. [En línea]. Disponible en: https://www.amp.gob.pa/newsite/spanish/mercante/cc/mepc/MEPC.162(56).pdf

[148] «MEPC.289(71).pdf». Accedido: 28 de septiembre de 2022. [En línea]. Disponible en: https://wwwcdn.imo.org/localresources/en/KnowledgeCentre/IndexofIMOResolutions/MEPCDocuments/MEPC.289(71).pdf

[149] P. E. Hulme, «Unwelcome exchange: International trade as a direct and indirect driver of biological invasions worldwide», One Earth, vol. 4, n.º 5, pp. 666-679, 2021, doi: https://doi.org/10.1016/j.oneear.2021.04.015.

[150] «El Puerto de Gijón - Autoridad Portuaria de Gijón», Puerto de Gijón - Autoridad Portuaria de Gijón. https://www.puertogijon.es/puerto/ (accedido 23 de febrero de 2021).

[151] «Página Inicio | puertos.es». https://www.puertos.es/en-us (accedido 13 de octubre de 2021).

[152] «1292428778575-CODIGOS_ISO_3166_1.pdf». Accedido: 4 de noviembre de 2021. [En línea]. Disponible en: https://www.mjusticia.gob.es/es/Ciudadano/Registros/Documents/1292428778575-CODIGOS_ISO_3166_1.PDF

[153] «MarBEF Data System - European Register of Marine Species (ERMS)». https://www.marbef.org/data/erms.php (accedido 19 de octubre de 2022).

[154] «International Oceanographic Data and Information Exchange | UK-IOC». https://uk-ioc.org/IODE (accedido 24 de octubre de 2022).

[155] «PORTUS (Puertos del Estado)». https://portus.puertos.es/#/ (accedido 25 de octubre de 2022).

[156] J. Carlton y C. Elton, «Introduced marine and estuarine mollusks of North America: an end-of-the-20th-century perspective», J Shellfish Res, vol. 11, ene. 1992.

[157] K. Tj, K. Tjørve, y L. Underhill, «Population increase of African Black Oystercatchers Haematopus moquini on Robben Island, South Africa», Ostrich: Journal of African Ornithology, vol. 77, pp. 229-232, nov. 2007, doi: 10.2989/00306520609485538.

[158] L. M. et al, «“If You Know the Enemy and Know Yourself”: Addressing the Problem of Biological Invasions in Ports Through a New NIS Invasion Threat Score, Routine Monitoring, and Preventive Action Plans | EndNote Click». https://click.endnote.com/viewer?doi=10.3389%2Ffmars.2021.633118&token=WzQyMDU0M

7. Producción Científica

7.1 Artículo 1: Building on gAMBI in ports for a challenging biological invasions scenario: Blue-gNIS as a proof of concept.

El artículo “Building on gAMBI in ports for a challenging biological invasions scenario: Blue-gNIS as a proof of concept” ha sido publicado por la revista Marine Enviromental Research en abril de 2021.): A. Ibabe, L. Miralles, C.E. Carleos, V. Soto-Lopez, D. Menendez-Telena, M. Bartolome, H.J. Montes, M. Gonzalez, E. Dopico, E. Garcia-Vazquez, Y.J. Borrell.

Esta revista es un Q1 de la editorial Elsevier. A continuación, se adjunta la publicación:

Marine Environmental Research 169 (2021) 105340

Contents lists available at ScienceDirect

Marine Environmental Research

journal homepage: http://www.elsevier.com/locate/marenvrev

Building on gAMBI in ports for a challenging biological invasions scenario: Blue-gNIS as a proof of concept

A. Ibabe [a], L. Miralles [a,b], C.E. Carleos [c], V. Soto-López [d], D. Menéndez-Teleña [d], M. Bartolomé [d], H.J. Montes [d], M. González [e], E. Dopico [f], E. Garcia-Vazquez [a], Y.J. Borrell [a,*]

[a] Genetics, Department of Functional Biology, University of Oviedo, C/ Julián Clavería s/n, 33006, Oviedo, Spain
[b] Ecohydros S.L., Polígono Industrial de Cros, Edif. 5-Nave 8, 39600, Maliaño, Cantabria, Spain
[c] Department of Statistics and Operations Research and Mathematics Didactics, University of Oviedo, Facultad de Ciencias, C/ Federico García Lorca, s/n, 33007, Oviedo, Spain
[d] Department of Marine Science and Technology, University of Oviedo, Escuela Superior de Marina Civil, Campus de Gijón C/Blasco de Garay s/n, 33203, Gijón, Asturias, Spain
[e] CEO of Environmental Sustainability, Port Authority of Gijon, Spain
[f] Department of Educational Sciences, C/ Aniceto Sela s/n, 33005, Oviedo, Spain

ARTICLE INFO

Keywords:
Metabarcoding
Invasive species
AMBI
gAMBI
Biotic index
Blue-gNIS
Blueports

ABSTRACT

The status of aquatic ecosystems has historically been monitored by the use of biotic indices. However, few biotic measures consider the presence of non-indigenous species as a sign of anthropogenic pollution and habitat disturbance even when this may seriously affect the metric scores and ecological status classifications of an environment. Today, biological invasions are currently one of the greatest threats to biodiversity and sustainable blue economies around the world. In this work, environmental assessments were conducted in the Port of Gijon, Northern Spain, using eDNA metabarcoding, and the gAMBI (genetics based AZTI Marine Biotic Index) was estimated. Results indicate a high/good ecological status within the port. However, nine non-indigenous species and five invasive species were found, and a modification of the gAMBI that includes species invasiveness was proposed: Blue-gNIS. The index was preliminary tested against existing validated indices such as gAMBI, BENTIX (based on the ecology of macroinvertebrates) and ALEX (based on the invasiveness of the species). Blue-gNIS classified the port in a good ecological status and showed its potential usefulness to achieve more complete water quality assessments of ports.

1. Introduction

Marine ecosystems and their biodiversity are fundamental resources for society because economic activities, such as fishing, tourism, aquaculture and shipping depend on them (Baine et al., 2007; FAO 2012; Gössling et al., 2018). Currently, global warming, pollution and overexploitation are some of the anthropogenic stressors that have led to drastic changes in marine ecosystems, reducing their biodiversity and altering ecosystem functions and services (Halpern et al., 2008, 2015; McCauley et al., 2015).

Biological invasions are also an important threat to biodiversity (Molnar et al., 2008). Marine ecosystems are facing constant introductions of new species, mostly in ports that are the main entry gates for non-indigenous species (NIS), occurring principally through biofouling and ballast water (Katsanevakis et al., 2013; Nunes et al., 2014). When non-indigenous species manage to establish reproductively viable populations in new areas and begin to disperse and proliferate uncontrollably, they can outnumber native species, dominate the ecosystem and generate serious environmental impacts, becoming invasive alien species (IAS). Since eradication is more difficult in late than early invasion stages, new strategies are needed for the effective prevention and early detection of nuisance organisms (Gherardi and Angiolini, 2009; Ujiyama et al., 2018).

The current situation revealed that despite all the available knowledge about NIS detection and prevention, appropriate strategies are far from being effectively implemented within the ports. To address this problem, several policies and directives have been developed to protect marine ecosystems, such as the EU Water Framework Directive (WFD,

* Corresponding author.
E-mail address: borrellyaisel@uniovi.es (Y.J. Borrell).

https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105340
Received 21 December 2020; Received in revised form 5 April 2021; Accepted 10 April 2021
Available online 18 April 2021
0141-1136/© 2021 Elsevier Ltd. All rights reserved.

Directive, 2000/60/EC) and Marine Strategy Framework Directive (MSFD, Directive, 2008/56/EC). Their main objective is to improve the ecological status of European aquatic ecosystems and to reach an overall "good ecological status". To do this, the member states are required to perform periodic evaluations of their water bodies (De Jonge et al., 2006). To date, different aquatic ecosystems, including rivers, lakes, transitional and coastal waters, have been analyzed in European monitoring programs (Zacharias et al., 2020). However, less than 3% of the reported information is from coastal waters (EEA, 2012), which contain modified habitats such as ports where metal pollution, oil spills, garbage, antifouling paints, ballast waters and greenhouse gas emissions can affect the local biodiversity (UNCTAD, 2015; Yu et al., 2017).

Through the execution of periodic monitoring, it is possible to assess the environmental status of these aquatic ecosystems, and in this way, action strategies can be developed to prevent further deterioration and biodiversity loss (Birk et al., 2012; Borja et al., 2010). In this context, the use of biotic indices has become very relevant at the time of communicating and presenting the results from monitoring networks or environmental impact studies to managers, stakeholders or policy makers, as these indices constitute an easy method to transmit the results in a simple and understandable way (Borja et al., 2019). However, most of the biotic indices employed for environmental assessments are solely based on ecological traits from specific taxa such as macroinvertebrates and do not consider other important aspects such as the species invasiveness. Biological invasions are currently considered the second cause of biodiversity loss (Bellard et al., 2016) so that there is an urgent need to use biotic indices that combine both, ecology and invasiveness, when performing environmental evaluations.

Aquatic pollution triggers the decline in pollution-sensitive species and leaves free ecological niches that can be occupied by pollution tolerant species which in many cases can be non-indigenous or invasive species (Crooks et al., 2011). In this way, biodiversity losses triggered by pollution may lead to a reduction in the resilience of ecosystems to invasion (Shea and Chesson, 2002; Miralles et al., 2016), indicating that there is a need to periodically monitor local environmental conditions to avoid the deterioration of the ecosystem and increase the resistance to invasion events. The prevention of the introduction of invasive alien species (IAS) is one of the lines of action that have been stated by the European Commission for the EU Blue Growth strategy (European Commission, 2017; Eikeset et al., 2018). The introduction of IAS into ports, coastal areas and watersheds is damaging aquatic ecosystems around the world, with estimated direct costs of many millions of dollars spent on monitoring, prevention of spread and remediation of the ecosystems (Walsh et al., 2016; Interwies and Khuchua, 2017). Thus, biological invasions are one of the greatest threats to biodiversity and sustainable blue economies that can also affect human health (Bayliss et al., 2017) and therefore must be included in any environmental quality status evaluations.

The AZTI Marine Biotic Index (AMBI) (Borja et al., 2000) is currently one of the most used biotic indices (Borja et al., 2015; Abaza et al., 2018; Belhaouari et al., 2019; Yan et al., 2020) and it is useful for environmental quality assessments of marine ecosystems. It is currently included in both the WFD and MSFD directives for the purpose of improving the quality and preventing the further deterioration of aquatic environments (Borja et al., 2009). The AMBI is based on macroinvertebrate species that are classified into five ecological groups, depending on their sensitivity/tolerance to disturbance, and it is known to be useful for detecting anthropogenic changes in an environment (Borja et al., 2000). New biological indices have been developed, such as the gAMBI (genetics-based AMBI), which is a modification of the AMBI that works with genetic data (Aylagas et al., 2014) that can be based on presence/absence information but also on relative abundance data, including the number of reads obtained for each species (Aylagas et al., 2018). This methodology allows faster and cheaper marine monitoring and health status assessment compared to other methods. However, these indices do not take into account the invasiveness of non-indigenous species, which should be considered for a more complete quality assessment of an area. In fact, it has been demonstrated that the presence of invasive species may affect the metric scores and ecological status classifications of an environment (MacNeil et al., 2013; Mathers et al., 2016).

DNA metabarcoding has become popular in recent years as a useful tool for evaluating the ecological and environmental status of aquatic ecosystems (Baird and Sweeney 2011; Baird and Hajibabaei 2012; Taberlet et al., 2012; Keck et al., 2017; Hering et al., 2018; Pawlowski et al., 2018). It is a technique based on gene markers used to identify taxa-specific sequences from the released organism's DNA, allowing the simultaneous identification of multiple taxa from bulk or environmental samples. Although there are multiple issues that are still unresolved when using metabarcoding techniques (e.g. incomplete reference databases, primer biases, and unstandardized bioinformatic processes), in contrast with classical methods that employ species identifications based on morphological traits, DNA metabarcoding is more time and cost-effective and increases the taxonomic resolution, species detectability (specially for earlier life stages or fragmented/destroyed samples) and comparability across geographic regions (Pawlowski et al., 2018). It is a technique that provides better taxonomic characterizations, with the potential of revealing hidden diversity (Lindeque et al., 2013), and has also become successful in terms of efficient monitoring of endemic, endangered and invasive alien species (Ficetola et al., 2008; Dejean et al., 2012; Valentini et al., 2016; Blackman 2017; Borrell et al., 2017; Hering et al., 2018).

In this research, we targeted the industrial Port of Gijon, (central Cantabrian Coast, northern Spain), which receives large international and national cargo vessels, and used DNA metabarcoding as a tool to evaluate the ecological status of the port. We also propose a slight modification of the gAMBI to obtain a new exploratory multihabitat index called Blue-gNIS based not only on the ecology but also on the invasiveness of the detected species. The aim is to obtain better characterizations of coastal waters where non-indigenous species can seriously affect local biodiversity. Blue-gNIS could become a useful tool for biomonitoring programs in ports where intense marine traffic can act as a vector for the introduction and spread of harmful species.

2. Materials and methods

2.1. The Port of Gijon (Bay of Biscay) characterization and sampling

The Port of Gijon is located on the Cantabrian coast (5°41′W and 43°34′N) and is one of the main seaports in the Atlantic Arc and the leading port for bulk solid movement in Spain (https://www.puertogijon.es/en/). The Port of Gijon occupies 415 ha and has more than 7000 linear meters of docks, and it includes areas divided by the type of traffic (solid and liquid bulk and container terminals and multipurpose facilities for various types of traffic). The port also has a small marina with recreational boats located outside the main docks.

The traffic data from the Port of Gijón (period 2004–2017) was obtained from Gijon Port Authority (2017) and it was measured by employing the gross tonnage arrived from each biogeographical zone (measured in GTs), which is related to the capacity of ships and the surface of the ship's hull on which species can be transported (Davidson et al., 2009).

The sampling was conducted in July 2017. The port was divided into 5 sites following the dock distribution within the port, namely, sites A, B, C, D and the marina (E), and within each site, two points were chosen (Fig. 1). Four samples were taken at each point, with two replicates in the water column and another two in the sediment. Water samples were taken using Niskin bottles between the surface and 1 m depth. For the sediment, a Van Veen grab was used to collect a total surface of 90 cm^2 in each replicate. Samples were stored in 50 mL vials and introduced in ice-cold bags for the transportation to the University of Oviedo, where they were stored at −20 °C.

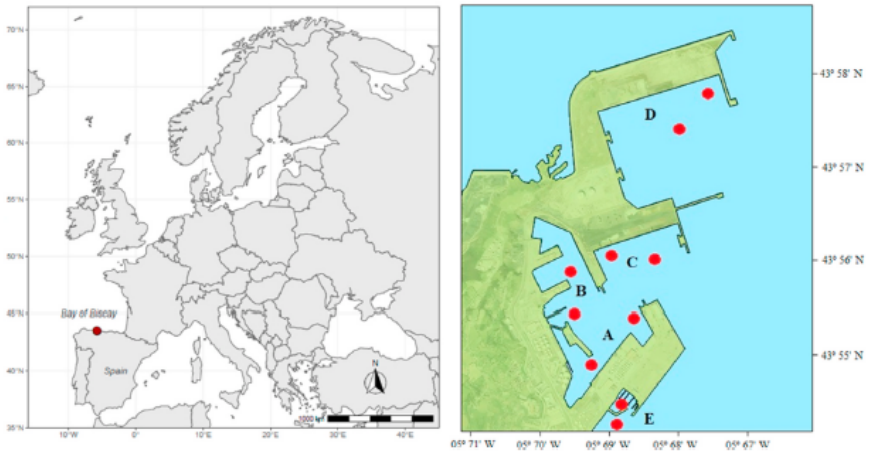


Fig. 1. Sampling locations within the Port of Gijon in the southern central area of the Bay of Biscay (5°41′W, 43°34′N).

2.2. Environmental DNA extractions

The eDNA extractions were conducted under sterile conditions inside a laminar airflow chamber previously disinfected with UV light and 10% bleach solution. Negative controls were used in all filtration and extraction processes. The negative control for the filtration was 1 L of milliQ water and all filtrations took place under sterile conditions in the laboratory of eDNA in the Genetics Department from the University of Oviedo. All samples were carefully preserved in cold (under 5 °C) before filtered. Filtrations were done immediately after collected (a time scale of hours). Finally, we used pumps from Labbox Labware (Spain). The water samples (1 L per sample) were filtered through 0.22 μm sterile nitrocellulose membranes (Prat Dumas, France), and then, the DNA was extracted using a PowerWater® DNA Isolation Kit (Qiagen Laboratories, USA). For the sediments, 10 g per sample was vortexed for initial homogenization, and then the DNeasy PowerMax Soil® DNA Isolation Kit (Qiagen Laboratories, USA) was used following the manufacturer 's instructions. The correct extraction of the DNA was visually assessed on 1.5% agarose gel (by checking the presence of bands of the expected size), and the samples were quantified using the Picogreen method and Victor-3 fluorometry (Invitrogen, cat. #P7589). A positive DNA control was used during the whole sequencing process and employing the same conditions as for eDNA samples. It contained equimolarly pooled DNA (50 ng μL-1) belonging to 9 different macroinvertebrate species and another 10 additional species (Supplementary Table 1).

2.3. PCR amplification, next-generation sequencing and bioinformatics analyses

PCR amplifications of the mitochondrial cytochrome oxidase subunit I gene (COI) were undertaken on an Eppendorf Mastercycler (Eppendorf, Germany) in a total volume of 53 μl using 25 μl of MyTaq™Red Mix which includes KAPA HiFi HotStart DNA Polymerase (Bioline, USA), 2 μl of each primer and 3 μl of template DNA using the universal primers mlCOIintF (5′- GGWACWGGWTGAACWGTWTAYCCYCC-3′) and jgHCO2198 (5′- TAIACYTCIGGRTGICCRAARAAYCA -3′) (Leray et al., 2013). For the index PCR, 5 μl of indexes were used from the Nextera XT index kit (FC-131-1001 or FC-131-1002) following the protocols described in the 16 S Metagenomic Sequencing Library Preparation Manual from Macrogen Korea (Illumina, 2011). After multiple trials, for the best amplification success, the PCR conditions were adjusted as follows: for the first PCR, 1×: 95 °C for 3 min; 25×: 95 °C for 30 s, 44.7 °C for 30 s and 72 °C for 30 s; and finally, 1×: 72 °C for 5 min followed by a 4 °C hold. Conditions for the index PCR were: 1×: 95 °C for 3 min; 8×: 95 °C for 30 s, 44.7 °C for 30 s and 72 °C for 30 s; and finally, 1×: 72 °C for 5 min followed by a 4 °C hold. Library construction included quality controls for the size (Agilent Technologies 2100 Bioanalyzer using a DNA 1000 chip) and quantity (Roche's Rapid library-standard quantification solution and calculator). The bands of the expected size (313 bp) were sequenced by 300bp paired ends in the Illumina Miseq system (Macrogen, Korea) and the BCL (base calls) binary was converted into FASTQ utilizing illumina package bcl2fastq2-v2.20.0 conversion software. Scythe (v0.994) (Buffalo, 2011) and Sickle (Joshi and Fass, 2011) programs were used to remove adapter sequences. After adapter trimming, reads shorter than 36bp were dropped in order to produce clean data.

Bioinformatics analyses were performed using QIIME2 (Bolyen et al., 2019). An initial quality filter was performed by cutting forward and reverse reads to a specified length when the nucleotide assignment qualities showed Phred scores lower than 20 (at 260bp for forward reads and 210bp for reverse reads). Then, paired end reads were merged, and chimeras were removed using the consensus method, which performs de novo identification for each sample and removes all amplicon sequence variants identified as chimeras. To finish the filtering step, the remaining sequences were dereplicated.

An updated COI sequence database was generated by downloading data from the current NCBI webpage (September 2020). Only non-environmental DNA belonging to voucher specimens was considered, and all eukaryotic organisms were included. To do this, the following key words were employed in the NCBI browser: Mitochondrial, Cytochrome Oxidase 1 (and corresponding abbreviations CO1, COI and cox1), voucher, and nonenvironmental. This generated a dataset composed of more than 455,000 fasta-formatted entries for the COI gene belonging to 123,439 different species. The script entrez_qiime.py (Baker, 2016) was then used to generate the taxonomy file associated with the generated database. Taxonomic assignments were done by using the qiime feature-classifier plugin from QIIME2 (version 2019.4.0) with a 90% of minimum identity and E-value of 1e-50 following Fernandez et al. (2018). Sequences were rearranged and clustered using the vsearch cluster-features-denovo plugin, version 2019.7.0 (Rognes et al., 2016). A similarity threshold of 97% was employed because it is considered the level at which species differ in the case of the COI gene (Hebert et al., 2003). Sequences with a higher similarity percentage were clustered into the same operational taxonomic unit (OTU). Once the OTU table was created, a final filtering step was performed, and only marine OTUs were retained for further analyses. The assigned marine OTUs were individually revised and named using WoRMS taxonomy (Horton et al., 2019) as a model to avoid discrepancies or outdated nomenclature.

2.4. Biotic indices (gAMBI and Blue-gNIS) and ecological status evaluations

gAMBI is a biological index that classifies species into five different ecological groups, depending on their tolerance to pollution: group 1, contains the most pollution-sensitive species that cannot survive in polluted areas, followed by groups 2 and 3 which contain species that show more tolerance to pollution. Groups 4 and 5 contain the most pollution-tolerant species that usually inhabit disturbed areas. The percentage of species belonging to each group defines the final index value, which can range from 0 (unpolluted areas) to 6 (heavily polluted areas). Each index score has an associated ecological status that can be high, good, moderate, poor or bad (Supplementary Table 2). The index is calculated by the following formula:

$$gAMBI = \frac{[(0x\%G1) + (1,5x\%G2) + (3x\%G3) + (4,5x\%G4) + (6x\%G5)]}{100}$$

The environmental assessment of the port of Gijon was carried out by estimating the gAMBI value for each station. The index values were calculated using the AMBI software downloadable at https://ambi.azti.es/es/descarga-de-ambi/, which contains a list of macroinvertebrates classified into the five ecological groups.

In this work, we propose an adaptation of gAMBI, namely, Blue-gNIS (named after the EU Blue Growth strategy), which not only considers species ecology or tolerance level to anthropogenic stressors, but also takes into account the invasiveness of species inhabiting the area under assessment. The Blue-gNIS uses the same formula as the gAMBI, and has the same range, from 0 (undisturbed areas) to 6 (extremely disturbed areas). The only difference is in the classification of species into ecological groups, which is done by combining ecological traits with the invasion history (Fig. 2). First, in order to determine the group to which each species belongs, the invasiveness is analyzed by searching for the species distributional data. In this research, the following databases were consulted: AquaNIS (AquaNIS. Editorial Board, 2015), DAISIE (Roy et al., 2019) ISSG (http://www.issg.org/database), GRIIS (http://www.griis.org), CABI (CABI, 2019), Algaebase (Guiry and Guiry, 2019) and Marine Planktonic Copepods (Razouls et al., 2019). Species introduction events were analyzed using the AquaNIS webpage as the main source of information. With this information, species were classified as native, NIS (exotic species without reports of producing environmental impacts in the area under study) or IAS (exotic species that produce environmental impacts in the area under study). Cryptogenic species were not included in the analysis. Finally, a search for previous reports of the presence of the assigned NIS and IAS was done to check their current status in the area under study (Fig. 2).

Once the invasiveness is assessed, the ecological information is added. In the case of native species, those species belonging to gAMBI (macroinvertebrate species) were classified based on the existing values (that are based on the ecology of the species). For NIS and IAS, the initial ecological group was determined following the categories from the ALEX (ALien Biotic IndEX), which is an index that considers species invasiveness (Çinar and Bakir, 2014). In the case of NIS, they were initially classified into ecological group 3, as these species show more tolerance than native species to anthropic environments and pollution, along with the ability to survive in extreme conditions, such as in ballast tanks, where many of these species are transported to recipient regions (Piola and Johnston, 2009). This value can be increased, depending on the ecological traits of the species. If the NIS has an existing AMBI value, and if it is higher than 3, the species will be classified into that group, but if, on the contrary, the value is lower than 3, the species will remain in group 3. If there is no previous AMBI ecological group for the species, a

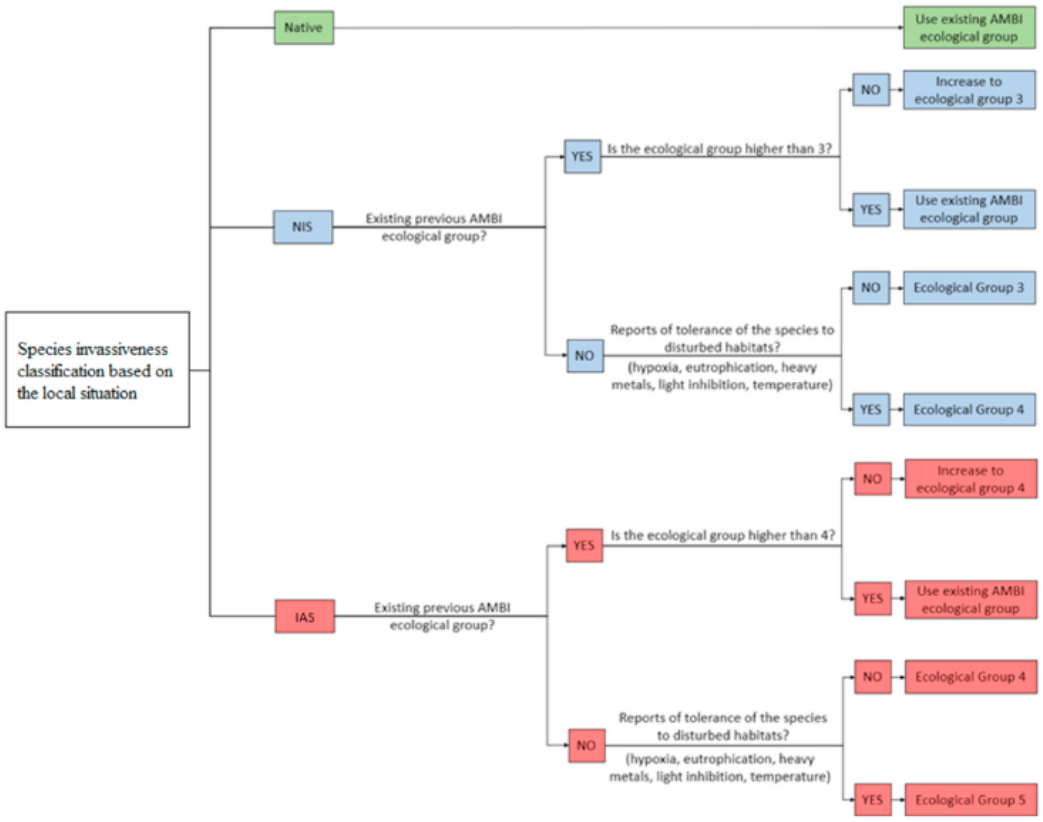


Fig. 2. Criteria for the classification of species into ecological groups for Blue-gNIS estimations.

bibliographical search is conducted to determine its ecological traits (such as tolerance to hypoxic conditions, heavy metals, eutrophication, high temperatures, etc). This way all the detected non-indigenous species are considered in the Blue-gNIS index calculation. In the case in which reports reveal the species presence in disturbed conditions, the ecological group is increased from 3 to 4. The same criteria were employed for IAS, but in this case, following the categories from Çinar and Bakir (2014), these species were initially classified into group 4, because aquatic pollution increases the relative success of invasive species (Crooks et al., 2011). This value can also be increased to group 5 if they meet the previously specified conditions or if they have specific ecological traits related to disturbed habitats (Fig. 2).

Apart from these criteria for species classification into ecological groups, the Blue-gNIS has another difference relative to the gAMBI in the taxa that are considered for the environmental assessment. In the case of the gAMBI, only macroinvertebrate taxa are employed for the index calculation. On the other hand, regarding the invasiveness of the species, the presence of any NIS is considered informative for the Blue-gNIS, whether macroinvertebrate or not. For example, if non-indigenous macrophytes are detected during the environmental assessment, they are included in the analysis. In this way, a better representation of the real status of the port is obtained because all the NIS present in the area under study are taken into account. Moreover, in order to classify these species into ecological groups, not only their invasiveness but also their ecological traits are considered. For instance, macrophytes are classified depending on their ecological group defined by the Ecological Evaluation Index (EEI) that uses only macrophytes as bioindicator species (Orfanidis et al., 2011).

2.5. Testing the performance of Blue-gNIS

The performance of the Blue-gNIS was calibrated by comparing the obtained results with validated biotic indices reported by Aylagas et al. (2014) (gAMBI) and Simboura and Zenetos (2002) (Bentix), which are based on species ecology, and the one from Çinar and Bakir (2014) (ALEX), which is based on species invasiveness. This way, Blue-gNIS was preliminary calibrated considering both, the ecological component (against gAMBI and Bentix) and the component related to biological invasions (against ALEX). Both presence/absence and quantitative data were used in the comparisons. The index scores and the associated ecological status were calculated following the formulas from the authors mentioned above. These scores were normalized to the Ecological Quality Ratio (EQR) and compared using Spearman's rank correlations due to the lack of linearity among them. Data used to perform these comparisons were not only those obtained in this study for the port of Gijon, but also additional data belonging to previous studies conducted in the Cantabrian Sea, such as those of Borrell et al. (2017) (metabarcoding in Ports), Borrell et al. (2018) (metabarcoding in estuaries) and Miralles et al. (2019) (specific eDNA detection of *Crepidula fornicata* in different locations of the Bay of Biscay and unpublished metabarcoding data) were used in order to obtain a better calibration of the Blue-gNIS (Supplementary Table 3). Rarefaction plots were generated for all these data, and only samples reaching the plateau and thus representing an adequate sampling depth and species richness within these studies were selected for the analysis (Supplementary Figure 1).

2.6. Statistical analyses

Statistical analyses were conducted using the PAST program (Hammer et al., 2001) on both, presence/absence and quantitative metabarcoding data. Normality was checked in the dataset, and then diversity permutation tests and diversity t-tests were performed to compare differences in biodiversity levels among different sampling methods and port stations. The Shannon index was chosen for these comparisons (Herrera et al., 2007; Ransome et al., 2017; Lacoursière-Roussel et al., 2018; Wangesteen et al., 2018). ANOVA tests were conducted for samples obtained in the same substrate (water or sediment) within each station. Similarities between stations and sampling techniques were determined using Bray-Curtis distances and a nonmetric multidimensional scaling (nmMDS) analysis after checking the stress and r2 values in Shepard plots. Tolerable stress levels were considered those below 0.2 (Oksanen et al., 2016). A PERMANOVA test was conducted using 9999 permutations and Bray-Curtis similarity index to compare sediment and water samples. Regarding the calibration of Blue-gNIS, the normality of the parameters was checked performing Shapiro Wilk tests and Bonferroni correction was applied to the performed correlations.

3. Results

3.1. Metabarcoding analyses

The quantity of DNA obtained from water and sediment samples that was used for High-throughput sequencing (HTS) ranged between 0.01 ng µL-1 and 80.55 ng µL-1 (Supplementary Table 4) and provided a total of 3,342,049 reads. For bioinformatics analyses, the quality-filtering step removed too-short, low-quality and chimeric reads, resulting in 1,896,906 sequences. A total of 241,756 sequences, with an average length of 365 bp, were successfully assigned against the COI database and classified into 452 OTUs belonging to different taxonomic levels. Some terrestrial taxa were identified, which were mainly insects (193 OTUs) and terrestrial mammals (96 OTUs). After filtering these taxa, 141 marine OTUs were obtained, which were classified into 25 classes mainly composed of Florideophyceae, Hexanauplia and Polychaeta. From this dataset macroinvertebrates, NIS and IAS were employed for biotic index calculations (Supplementary Table 5).

Samples obtained from the same substrate (water or sediment) within each station were combined for posterior analyses as they did not show statistically significant differences. The nonmetric multidimensional scaling (nmMDS) analysis based on Bray Curtis distances, showed a stress value of 0.12 and r^2 values of 0.58 and 0.30 for axes 1 and 2, respectively, in the Shepard plot (Supplementary Figure 2). This plot indicates how well the Multidimensional Scaling reflects the actual proximities. Results indicate a good correlation between the original distances (target rank) and the transformed ones (obtained rank). A clear differentiation between samples taken from water and those taken from sediment was observed (Fig. 3). In both cases (sediment and water), station E (the recreational marina) was the most dissimilar compared to stations A, B, C and D, which were much more similar to each other. The PERMANOVA analysis showed statistically significant differences between stations' beta diversities ($p = 0.006$) when comparing water and sediment samples (Supplementary table 6).

Some taxa showed a greater abundance in sediment than in water, as

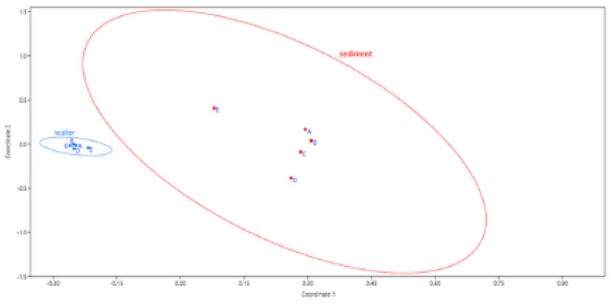


Fig. 3. Non-metric Multidimensional Scaling of the metabarcodes found in each station for water (blue dots) and sediment (red dots) samplings in the Port of Gijon, Bay of Biscay. Circles indicate 95% confidence ellipses. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the Web version of this article.)

in the case of annelids, for which 15 OTUs were detected in sediments and only three in water. A greater diversity of annelids was detected in the sediment samples than in the water samples (diversity *t*-test for the Shannon index: $t = -4.27$, $df = 4.84$, $P = 0.0086$). Taxa such as Nematoda, Nemertea and Phaeophyceae could only be detected in sediment samples (Fig. 4). More OTUs were detected in water than in sediment in the cases of Arthropoda (17 in water and 10 in sediment), Mollusca (11 in water and 7 in sediment) and Chordata (composed only of Actinopterygians), which were only detected in water samples. For species level, only a 4% was found in both water and sediment samples.

Nine NIS (*Paracalanus quasimodo, Oncaea waldemari, Clytia gregaria, Grateloupia imbricata, Neogastroclonium subarticulatum,* and *Hymeniacidon gracilis*) and five IAS (*Asparagopsis armata, Bonnemaisonia hamifera, Dasysiphonia japonica, Bugula neritina* and *Botryocladia wrightii*) were detected in the Port of Gijon. These IAS were all Florideophyceae, except *Bugula neritina*, which is a bryozoan. Almost all species were detected several times and at different stations of the port, except four species that only appeared in a single station (Table 1). All of the IAS that were detected in this study had been previously reported in the port of Gijon or in the Cantabrian Sea. Regarding NIS, although five species have no reports to date, the other four have already been reported in the study area (Supplementary Table 7).

Of the 14 non-indigenous species that were detected, 64.3% of them are native to the Northern Pacific. However, this region was the one with the lowest levels of traffic (Gijon Port Authority, 2017) regarding the gross tonnage of ships arriving at Gijon from this area (Fig. 5a). On the other hand, the South west Atlantic was the zone with the highest traffic (mainly ships coming from Brazil), but only 21.4% of the species that were detected with metabarcoding were native to this biogeographic area. The analyses by station showed that station C received a much higher volume of traffic compared to its station counterparts in the analyzed period (Fig. 5b).

3.2. The ecological status of the port of Gijon following biotic indices and including Blue-gNIS

Overall, the results from our eDNA-based sampling indicate that the port of Gijon has a high/good ecological status (Table 2). Although there are small discrepancies among stations or depending on the biotic index used to measure the environmental status, the results are uniform and indicate good environmental conditions in the port. It is remarkable that, regarding quantitative data (q), the corresponding index scores were mostly worse than those obtained with presence/absence data (p/a) (higher for gAMBI, Blue-gNIS and ALEX and lower for Bentix). However, none of the biotic indices did show statistically significant differences between one method and the other.

On the other hand, when comparing gAMBI and Blue-gNIS indices, both presence/absence data ($p = 0.012$) and quantitative data ($p = 0.014$) showed statistically significant differences. Blue-gNIS showed worse scores for all stations and for the global values when compared to gAMBI.

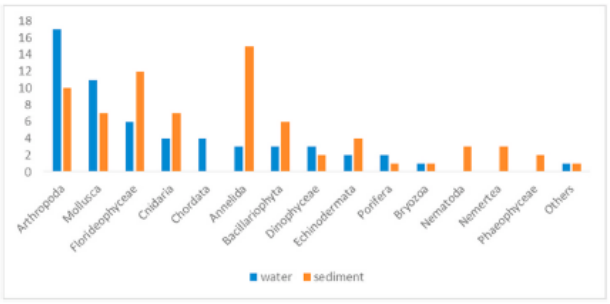


Fig. 4. Number of OTUs detected using metabarcoding for major taxa in sediment and water samples from the Port of Gijon, Bay of Biscay.

3.3. Correlations among index scores

The Blue-gNIS showed significant correlations with both ecology-based (AMBI) and invasiveness-based (ALEX) index scores. All significant correlations were positive, indicating that the Blue-gNIS responds in a similar way to the environmental factors (Table 3). From the 17 significant correlations that were found, 6 were significant when the Bonferroni correction was applied. The best correlation was found between the quantitative Blue-gNIS and gAMBI, which share the same formula; however, the Blue-gNIS also showed a strong correlation ($p < 0.001$) with the ALEX. This way Blue-gNIS showed a strong correlation with an ecology-based biotic index (gAMBI) and an invasiveness-based biotic index (ALEX) that do not correlate each other (Table 3). Also, results indicate that Blue-gNIS responds in a similar way to Bentix (when considering quantitative data) due to their positive correlation, although it is not significant when applying Bonferroni correction (Table 3).

4. Discussion

DNA metabarcoding is a technique with a demonstrated effective cost-benefit ratio due to its high taxonomic resolution, species detectability and comparability across geographic regions (Pawlowski et al., 2018). The results from this work showed the high species detectability of metabarcoding since 141 marine OTUs belonging to a wide range of eukaryotic taxa were detected. This includes species-level assignments for Polychaeta, Nematoda and Demospongiae classes that require high levels of taxonomic expertise for identification based on visual traits. In this way, using environmental DNA, species could be detected with a high effectiveness and taxonomic resolution, supporting previous studies that propose metabarcoding as an innovative tool for the evaluation of the ecological and environmental status of aquatic ecosystems (Chariton et al., 2015; Hering et al., 2018; Pawlowski et al., 2018).

The sampling strategy used in this work, which involved combining water and sediment sampling, allowed us to detect many benthic macroinvertebrate species that could not be detected in water samples. Thanks to this, the biotic indices could be calculated with a larger list of species. Therefore, our results are consistent with those of other authors (Holman et al., 2019) suggesting that both, water and sediment, should be considered in these types of environmental studies. Despite this, metabarcoding results must be carefully treated, especially when working with quantitative data. In our case, sediment and water data were pooled in each station because a very low percentage (4%) of species was detected in both of the substrates and the obtained biotic index scores were not statistically different when comparing sediment and water results. However, this is something that must be considered when performing these kinds of analyses, as species that are present in both type of samples can be overrepresented (the number of detected sequences is not proportional to the number of individuals) and bias the results.

Moreover, many problems associated with DNA barcode reference databases can also affect the metabarcoding results. Regarding the objective of this study, marine macroinvertebrates that are commonly used for biomonitoring are not completely covered in the reference databases, and these gaps could lead to erroneous environmental evaluations (Weigand et al., 2019). This is something that has been directly observed in this study when the list of macroinvertebrates used for gAMBI estimations was compared with our COI database; only a 17.44% of these macroinvertebrate species was represented. This is consistent with Aylagas et al. (2014) which found a 15%–20% of macroinvertebrate representation in the databases. This data is useful to emphasize the urgent need to complete and update the databases in order to perform more accurate metabarcoding studies. Besides, invertebrate taxa may show lower detection outcomes than other species when employing eDNA due to factors such as differential sampling,

Table 1
NIS (non-indigenous species) and IAS (invasive alien species) found in the Port of Gijon, Bay of Biscay, using metabarcoding on eDNA from different stations and substrates. Their invasion status in the area under study and introduction events in different biogeographic regions suggesting most probable vectors and pathways: NEA (North East Atlantic), MED (Mediterranean), NP (Northern Pacific), SP (Southern Pacific), WA (Western Atlantic), SWA (South West Atlantic), NWA (North West Atlantic); HF (Hull Fouling), WC (Water Currents), AQ (Aquaculture), BW (Ballast Water).

Class	Species	Native range	Introduction events (AquaNIS)	Most probable pathway	Current status in Gijon	Substrate		Station				
						Water	Sediment	A	B	C	D	E
Hexanauplia	*Paracalanus quasimodo*	Western Atlantic, North East Pacific, Baltic Sea	–	–	NIS	X		X	X	X	X	
Hexanauplia	*Oncaea waldemari*	English Channel to Baltic Sea	–	–	NIS	X		X			X	X
Hydrozoa	*Clytia gregaria*	North Pacific and New Zealand	–	–	NIS		X			X		
Florideophyceae	*Asparagopsis armata*	Australia and New Zealand	NEA, MED, NP, WA	HF, WC, AQ	IAS	X	X	X	X	X		X
Florideophyceae	*Bonnemaisonia hamifera*	North West Pacific	NEA, MED, SP	HF, WC, AQ	IAS	X	X	X	X			X
Florideophyceae	*Dasysiphonia japonica*	North West Pacific	NEA, MED, NP	HF, WC, AQ, BW	IAS	X	X		X			X
Florideophyceae	*Grateloupia imbricata*	North West Pacific	–	–	NIS	X					X	
Florideophyceae	*Mesophyllum expansum*	Mediterranean Sea	–	–	NIS	X	X	X	X	X		
Polychaeta	*Dipolydora capensis*	South Africa	–	–	NIS	X		X	X	X		
Gymnolaemata	*Bugula neritina*	Tropical or Subtropical waters	NEA, SWA, NWA, SP, NP	HF, BW	IAS	X					X	
Florideophyceae	*Gelidium microdonticum*	Western Atlantic	–	–	NIS	X			X	X		
Florideophyceae	*Neogastroclonium subarticulatum*	Pacific coast of America	–	–	NIS	X		X	X	X		
Demospongiae	*Hymeniacidon gracilis*	Indonesia	–	–	NIS	X		X				
Florideophyceae	*Botryocladia wrightii*	North West Pacific	NEA, MED	AQ	IAS	X		X				

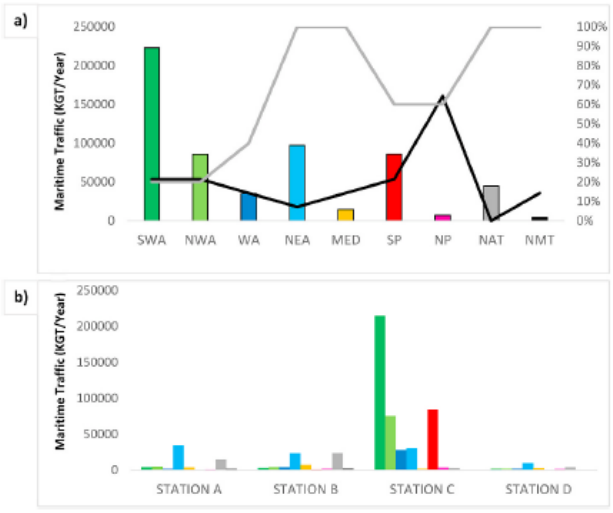


Fig. 5. a) Different traffic origins and corresponding global ships tonnage arrived to the Port of Gijon (Period, 2004–2017) from South West Atlantic (SWA), North West Atlantic (NWA), Western Africa (WA), North East Atlantic (NEA), Mediterranean (MED), Southern Pacific (SP), Northern Pacific (NP), national Atlantic traffic (NAT) and national Mediterranean traffic (NMT). Grey and black lines represent the percentages of non-indigenous species detected with metabarcoding and their native biogeographical area (primary dispersal: in black) or invaded areas (secondary dispersal: in grey) b) Marine traffic by stations in the Port of Gijon.

primer affinities, incomplete databases or too stringent bioinformatic processing (Macher et al., 2018; Blackman et al., 2019), which also affects the number of species that can be detected. These can be some of the reasons why in this study two out of the nine macroinvertebrate species that were included in the positive control (and are included in the COI database) were not detected after the sequencing process, indicating the need of performing calibration experiments in order to achieve a standardized eDNA-based macroinvertebrate biomonitoring.

4.1. Blue-gNIS evaluation

The biotic indices calculated in this research and exclusively based on the detected macroinvertebrate species (Bentix, gAMBI, ALEX) classified the port of Gijon in a high/good ecological status. However, these indices are based on a single parameter, such as the species ecology (gAMBI, Bentix) or species invasion history (ALEX). New biotic indices that combine these two parameters are lacking, and the impacts that biological invasions cause on ecosystems are not considered when performing environmental evaluations with current macroinvertebrate-based indices. This is even more necessary when evaluating the environmental status of ports that are main hot spots for the introduction of non-indigenous marine species.

Invasive species can impact native macroinvertebrate communities; for example, the introduction of primary producers (such as algae) affects native herbivorous macroinvertebrates. This is why the inclusion of invasive species in environmental assessments has the added value to give in-advance notice of the threat of invasive species for the ecosystems. This can be an excellent tool to take measures before non-indigenous and invasive species can affect macroinvertebrate communities (among others), as their presence will be reflected in the ecological quality, which can determine the need for starting management actions.

In this context, we propose the Blue-gNIS (significantly different from gAMBI), which combines species ecological information with their invasion history. Blue-gNIS classified the port of Gijon in a good ecological status with both presence/absence and quantitative data. It was calibrated by comparisons with the gAMBI, Bentix and ALEX indices and (although based on limited data) showed significant positive correlations, indicating that it responds in a similar way to the environmental factors. However, Blue-gNIS should also be tested in other regions where invasion rates are more intense than in the Cantabrian Sea, this way the correlation between Blue-gNIS and gAMBI in highly

Table 2
Different biotic index scores obtained from presence/absence (p/a) and quantitative (q) data in the port of Gijon, Bay of Biscay. Water Framework Directive (WFD) ecological status is shown in parenthesis: High (H), Good (G) and Poor (P).

Area	Sample name	Blue-gNIS (p/a)	gAMBI (p/a)	Bentix (p/a)	ALEX (p/a)	Blue-gNIS (q)	gAMBI (q)	Bentix (q)	ALEX (q)
Port of Gijon	Station A	2.00(G)	1.13(H)	5.06(H)	0.55(H)	2.49(G)	1.84(G)	3.70(G)	0,58(H)
	Station B	1.82(G)	1.14(H)	4.94(H)	0.39(H)	2.15(G)	1.64(G)	4.40(G)	0,47(H)
	Station C	1.56(G)	1.15(H)	4.76(H)	0.33(H)	1.38(G)	0.73(H)	5.10(H)	0,42(H)
	Station D	1.95(G)	1.21(G)	4.66(H)	0.42(H)	2.55(G)	1.23(G)	2.20(P)	1,03(G)
	Station E	2.25(G)	1.28(G)	5.14(H)	0.50(H)	2.01(G)	1.48(G)	5.15(H)	0,25(H)
Global value		1.92(G)	1.18(H)	4.91(H)	0.44(H)	2.12(G)	1.38(G)	4.11(G)	0.55(H)

Table 3
Spearman rank correlations between Blue-gNIS, gAMBI, Bentix and ALEX scores obtained in the port of Gijon and the additional points from the Cantabrian Sea. Both, presence/absence (p/a) and quantitative data (q) were analyzed. For each pair, the correlation coefficients are presented in the first line and the p-value in the second line. Significant correlations are indicated in bold and the significant correlations after applying Bonferroni correction are indicated with an asterisk.

	Blue-gNIS (p/a)	gAMBI (p/a)	Bentix (p/a)	ALEX (p/a)	Blue-gNIS (q)	gAMBI (q)	Bentix (q)	ALEX (q)
Blue-gNIS (p/a)	–	0.53 *0.012*	0.24 *0.679*	0.65* *0*	0.53* *0*	0.34 *0.010*	0.28 *0.973*	0.38 *0.02*
gAMBI (p/a)	–	–	0.28 *0.016*	0.40 *0.112*	0.59* *0*	0.53* *0*	0.40 *0.039*	−0.06 *0.432*
Bentix (p/a)	–	–	–	0.08 *0.946*	0.29 *0.011*	0.37 *0.035*	0.53* *0*	−0.29 *0.778*
ALEX (p/a)	–	–	–	–	0.55 *0.006*	0.38 *0.074*	−0.03 *0.581*	0.49 *0.009*
Blue-gNIS (q)	–	–	–	–	–	0.74* *0*	0.52 *0.032*	0.19 *0.260*
gAMBI (q)	–	–	–	–	–	–	0.44 *0.035*	−0.08 *0.708*
Bentix (q)	–	–	–	–	–	–	–	−0.08 *0.746*
ALEX (q)	–	–	–	–	–	–	–	–

invaded areas could also be analyzed.

The basis for the generation of Blue-gNIS is the AZTI Marine Biotic Index (gAMBI), which has been previously calibrated and validated by many authors and which analyses exclusively macroinvertebrates to assess the ecological status (Muniz et al., 2005; Teixeira et al., 2012; Pelletier et al., 2018). Blue-gNIS's proposal is to add to this validated index (gAMBI) the ecological groups of the detected non-indigenous and exotic species without changing the original gAMBI, which is currently used as argument for conducting actions, and take measures in ports and that it is accepted and well known by institutions, states and at a supranational level.

One of the advantages of the Blue-gNIS is that not only macroinvertebrates are used for the environmental assessment, but any other taxa (with known distributional information and ecology) can also be included in the index calculations. For example, in this research, eight non-indigenous macroalgae species were included in the index calculation. At this point, special care must be taken to avoid potential future establishment and invasion events related to those NIS that were detected. These species may be new potential introductions in an early stage, so special attention should be taken in future samplings. If these organisms continue to be detected, this could indicate a possible establishment process that would need to start being managed. Moreover, many of these NIS were detected at different stations, which makes this finding more relevant. These results are useful to obtain an initial view of the potential biological invaders inhabiting the port of Gijon. In this case eight out of the fourteen NIS and IAS that were detected with metabarcoding in the port were macroalgae that commonly inhabit hard substrata. Considering these results, future morphology-based monitoring should focus on hard substrata areas of the port in order to corroborate that these NIS are present and alive in the area.

4.2. NIS monitoring in the port of Gijon

Explaining the causes behind the current presence of these exotic species in an area is difficult. An analysis of the traffic volumes from different biogeographical areas was conducted to identify the potential origins of NIS. However, despite the very well demonstrated relationship between marine traffic and biological invasions events (Sardian et al., 2019; Lacarella et al., 2020), no clear correlation was observed regarding the native areas of these species, as the traffic levels arriving from these biogeographic zones were quite low. In fact, the South west Atlantic was the area with the highest traffic level coming to the Port of Gijon. However, only 21.43% of the detected NIS and IAS were native to that area. Thus, the spread from their native areas was unlikely to be the pathway by which these species arrived at the port of Gijon. The possibility that species could have arrived at the port through secondary dispersal from previously invaded areas was also considered. To date, five of the fourteen detected species have already successfully invaded areas outside of their native range (AquaNIS. Editorial Board, 2015), and all of them are considered invasive (Table 1). These species are *Asparagopsis armata, Bonnemaisonia hamifera, Dasysiphonia japonica, Bugula neritina* and *Botryocladia wrightii*. Only one species, *Bugula neritina,* is invasive in the South western Atlantic, which is the area with the highest level of marine traffic coming into the port of Gijon. Remarkably, the Mediterranean area (with national and international traffic relevant to the port of Gijon) has previously been invaded by 100% of these invasive species. At the same time, 100% of these species have already invaded the North east Atlantic, which is the area with the second highest level of traffic to Gijon. This suggests that secondary dispersal from previously invaded areas that are geographically closer to Gijon could have been the origin of these species. Therefore, special attention must be paid to countries that are relatively closer to the recipient region (Gijon in this case) and that have established biological invaders in their ports.

Some of the NIS detected in this research (such as *Bonnemaisonia hamifera* and *Dasysiphonia japonica*) have been found in other morphological monitoring programs (Supplementary Table 7), showing that these species are already established in the area. The persistence of these NIS and IAS could be related to the high levels of human activities that

can lead to a reduction in the resilience of ecosystems to invasion (Shea and Chesson, 2002; Miralles et al., 2016). Our results are consistent with this notion, as station D (the station most recently altered by the construction of new docks) showed the worst ecological status within the port (quantitative Blue-gNIS = 2,55). Comparing this value to the one obtained with gAMBI (1.23), Blue-gNIS score for station D was notoriously worse due to the presence of NIS. However, it is remarkable that this value, which is the worst environmental value obtained in this study is still in a good ecological status. This is why Blue-gNIS should be tested in other areas with higher exposures to NIS in order to evaluate its performance in a broader range and including those values that are closer to 6 in areas with poor or bad ecological status.

On the other hand, Blue-gNIS scores in the marina (station E) ranged between 2.01 and 2.25, whilst the scores for gAMBI were between 1.28 and 1.48. This increase is caused by the presence of non-indigenous and invasive species. Concretely, 1 NIS (*Oncaea waldemari*) and 4 IAS (*Asparagopsis armata, Bonnemaisonia hamifera and Dasysiphonia japonica*) were detected in the marina. These results suggest that more attention should be paid to marinas as recreational boating could effectively facilitate the spread of NIS and IAS (Ferrario et al., 2017; Martínez-Laiz et al., 2019). Our work reinforces the need to perform periodic environmental evaluations in ports to control non-indigenous species that may arrive and become invasive. By promoting the early detection of these species (which can effectively be conducted using metabarcoding techniques), easier and cheaper management plans can be designed to avoid the transmission of these species among ports (Mauremootoo et al., 2019; Rey et al., 2019).

In summary, innovative approaches for environmental evaluations that also consider biological invasions as a part of marine ecosystem quality assessments are urgent and necessary. The Blue-gNIS is a modification of gAMBI that proposes to include the NIS and IAS that affect the local biodiversity in environmental evaluations. In any case, there is still a long road ahead involving testing and implementing improvements to become an efficient and useful tool. Its use in other marine geographical areas facing much more pressure as a consequence of intense and periodic biological invasion events will undoubtedly give us more clues about its efficacy.

CRediT authorship contribution statement

A. Ibabe: Methodology, Formal analysis, Investigation, Writing – original draft, Visualization. **L. Miralles**: Methodology, Investigation, Formal analysis, Writing – original draft. **C.E. Carleos**: Methodology, Writing – review & editing. **V. Soto-López**: Methodology, Investigation. **D. Menéndez-Teleña**: Methodology, Investigation. **M. Bartolomé**: Methodology, Investigation. **H.J. Montes**: Methodology, Investigation. **M. González**: Methodology, Investigation. **E. Dopico**: Conceptualization, Project administration. **E. Garcia-Vazquez**: Conceptualization, Supervision, Project administration, Funding acquisition. **Y.J. Borrell**: Conceptualization, Supervision, Project administration, Funding acquisition, Writing – review & editing.

Declaration of competing interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgments

This study has been supported by the Spanish Ministry of Economy and Competitiveness and Asturias Government with the Project MINECO-17-CGL2016-79209-R. Prof. Carleos C. was funded through the project MINECO-16-MTM2015-63971-P. Authors would like to thank the support from the authorities from the Port of Gijon. This is a contribution of the Marine Observatory of Asturias (OMA). A. Ibabe hold an FPI fellowship from Spanish Government.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105340.

References

Abaza, V., Dumitrache, C., Spinu, A., Filimon, A., 2018. Ecological quality assessment of circalittoral broad habitats using M-AMBI^{A}(n) index. J Environ Prot Ecol 19 (2), 564–572.

AquaNIS Editorial Board, 2015. Information System on Aquatic Non-indigenous and Cryptogenic Species. World Wide Web electronic publication. www.corpi.ku.lt/databases/aquanis. Version 2.36. Accessed 2019-06-04.

Aylagas, E., Borja, A., Rodríguez-Ezpeleta, N., 2014. Environmental status assessment using DNA metabarcoding: towards a genetics based marine biotic index (gAMBI). PloS One 9 (3), e90529.

Aylagas, E., Borja, A., Muxika, I., Rodríguez-Ezpeleta, N., 2018. Adapting metabarcoding-based benthic biomonitoring into routine marine ecological status assessment networks. Ecol. Indicat. 95, 194–202.

Baine, M., Howard, M., Kerr, S., Edgar, G., Toral, V., 2007. Coastal and marine resource management in the galapagos islands and the archipelago of san andres: issues, problems and opportunities. Ocean Coast Manag. 50 (3–4), 148–173.

Baird, D.J., Hajibabaei, M., 2012. Biomonitoring 2.0: a new paradigm in ecosystem assessment made possible by next-generation DNA sequencing. Mol. Ecol. 21 (8), 2039–2044.

Baird, D.J., Sweeney, B.W., 2011. Applying DNA barcoding in benthology: the state of the science. J. North Am. Benthol. Soc. 30 (1), 122–124.

Baker, C., 2016. entrez qiime: a utility for generating QIIME input _les from the NCBI databases.

Bayliss, H.R., Schindler, S., Adam, M., Essl, F., Rabitsch, W., 2017. Evidence for changes in the occurrence, frequency or severity of human health impacts resulting from exposure to alien species in Europe: a systematic map. Environ. Evid. 6 (1), 21.

Belhaouari, B., Si-hamdi, F., Belguermi, A., 2019. Study of the benthic macrofauna and application of AMBI index in the coastal waters of Algeria. Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries 23 (3), 321–328.

Bellard, C., Cassey, P., Blackburn, T.M., 2016. Alien species as a driver of recent extinctions. Biol. Lett. 12 (2), 20150623.

Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet, S., Courrat, A., Poikane, S., et al., 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. Ecol. Indicat. 18, 31–41.

Blackman, R.C., Constable, D., Hahn, C., Sheard, A.M., Durkota, J., Hänfling, B., Lawson Handley, L., 2017. Detection of a new non-native freshwater species by DNA metabarcoding of environmental samples–first record of Gammarus fossarum in the UK. Aquat. Invasions 12 (2).

Blackman, R.C., Mächler, E., Altermatt, F., Arnold, A., Beja, P., Boets, P., et al., 2019. Advancing the use of molecular methods for routine freshwater macroinvertebrate biomonitoring–the need for calibration experiments. Metabarcod. Metagenom. 3, 49–57.

Borja, A., Franco, J., Pérez, V., 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. Mar. Pollut. Bull. 40 (12), 1100–1114.

Borja, A., Miles, A., Occhipinti-Ambrogi, A., Berg, T., 2009. Current status of macroinvertebrate methods used for assessing the quality of European marine waters: implementing the Water Framework Directive. Hydrobiologia 633 (1), 181–196.

Borja, Á., Elliott, M., Carstensen, J., Heiskanen, A.S., van de Bund, W., 2010. Marine management–towards an integrated implementation of the European marine strategy framework and the water framework directives. Mar. Pollut. Bull. 60 (12), 2175–2186.

Borja, Á., Marín, S.L., Muxika, I., Pino, L., Rodríguez, J.G., 2015. Is there a possibility of ranking benthic quality assessment indices to select the most responsive to different human pressures? Mar. Pollut. Bull. 97 (1–2), 85–94.

Bolyen, E., Rideout, J.R., Dillon, M.R., Bokulich, N.A., Abnet, C., Al-Ghalith, G.A., Caporaso, J.G., et al., 2019. Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. Nat. Biotechnol. 37 (8), 852–857.

Borja, A., Chust, G., Muxika, I., 2019. Forever young: the successful story of a marine biotic index. Adv. Mar. Biol. 82, 93.

Borrell, Y.J., Miralles, L., Do Huu, H., Mohammed-Geba, K., Garcia-Vazquez, E., 2017. DNA in a bottle—Rapid metabarcoding survey for early alerts of invasive species in ports. PloS One 12 (9), e0183347.

Borrell, Y.J., Miralles, L., Mártinez-Marqués, A., Semeraro, A., Arias, A., Carleos, C.E., García-Vázquez, E., 2018. Metabarcoding and post-sampling strategies to discover non-indigenous species: a case study in the estuaries of the central south Bay of Biscay. J. Nat. Conserv. 42, 67–74.

Buffalo, V., 2011. Scythe - a Bayesian adapter trimmer [software]. https://github.com/vsbuffalo/scythe.

Cabi, 2019. Invasive Species Compendium. CAB International, Wallingford, UK. www.cabi.org/isc. Accessed 2019-06-04.

Chariton, A.A., Stephenson, S., Morgan, M.J., Steven, A.D., Colloff, M.J., Court, L.N., Hardy, C.M., 2015. Metabarcoding of benthic eukaryote communities predicts the ecological condition of estuaries. Environ. Pollut. 203, 165–174.

Çinar, M.E., Bakir, K., 2014. ALien Biotic IndEX (ALEX)–A new index for assessing impacts of alien species on benthic communities. Mar. Pollut. Bull. 87 (1–2), 171–179.

Crooks, J.A., Chang, A.L., Ruiz, G.M., 2011. Aquatic pollution increases the relative success of invasive species. Biol. Invasions 13 (1), 165–176.

Davidson, I.C., Brown, C.W., Sytsma, M.D., Ruiz, G.M., 2009. The role of containerships as transfer mechanisms of marine biofouling species. Biofouling 25 (7), 645–655.

De Jonge, V.N., Elliott, M., Brauer, V.S., 2006. Marine monitoring: its shortcomings and mismatch with the EU Water Framework Directive's objectives. Mar. Pollut. Bull. 53 (1–4), 5–19.

Dejean, T., Valentini, A., Miquel, C., Taberlet, P., Bellemain, E., Miaud, C., 2012. Improved detection of an alien invasive species through environmental DNA barcoding: the example of the American bullfrog Lithobates catesbeianus. J. Appl. Ecol. 49 (4), 953–959.

EEA, 2012. European waters - assessment of status and pressures. EEA Report 8, 100.

Eikeset, A.M., Mazzarella, A.B., Davíðsdóttir, B., Klinger, D.H., Levin, S.A., Rovenskaya, E., Stenseth, N.C., 2018. What is blue growth? The semantics of "Sustainable Development" of marine environments. Mar. Pol. 87, 177–179.

Europen Comission, 2017. Report on the Blue Growth Strategy towards More Sustainable Growth and Jobs in the Blue Economy.

Fernández, S., Rodríguez-Martínez, S., Martínez, J.L., Borrell, Y.J., Ardura, A., García-Vázquez, E., 2018. Evaluating freshwater macroinvertebrates from eDNA metabarcoding: a river Nalón case study. PloS One 13, e0201741.

Ferrario, J., Caronni, S., Occhipinti-Ambrogi, A., Marchini, A., 2017. Role of commercial harbours and recreational marinas in the spread of non-indigenous fouling species. Biofouling 33 (8), 651–660.

Ficetola, G.F., Miaud, C., Pompanon, F., Taberlet, P., 2008. Species detection using environmental DNA from water samples. Biol. Lett. 4 (4), 423–425.

Fisheries, FAO Aquaculture Department, 2012. The State of World Fisheries and Aquaculture 2012. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, pp. 3–5.

Gherardi, F., Angiolini, C., 2009. Eradication and control of invasive species. In: Gherardi, F., Gualtieri, M., Corti, C. (Eds.), Biodiversity Conservation and Habitat Management, Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS), pp. 271–299.

Gijon Port Authority, 2017. Annual Report 2017. https://www.puertogijon.es/wp-content/uploads/2018/08/MEMORIA-2017WEB.pdf.

Gössling, S., Hall, C.M., Scott, D., 2018. Coastal and ocean tourism. In: Handbook on Marine Environment Protection. Springer, Cham, pp. 773–790.

Guiry, M.D., Guiry, G.M., 2019. AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. http://www.algaebase.org. Accessed 2019-06-04.

Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'agrosa, C., et al., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. Science 319 (5865), 948–952.

Halpern, B.S., Frazier, M., Potapenko, J., Casey, K.S., Koenig, K., Longo, C., et al., 2015. Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. Nat. Commun. 6, 7615.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D., 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis [Computer program] Palaeontología Electrónica. Accessed onlinea. org/2001_1/past/issue1_01. htm. (Accessed 26 May 2017).

Hebert, P.D., Ratnasingham, S., de Waard, J.R., 2003. Barcoding animal life: cytochrome c oxidase subunit 1 divergences among closely related species. Proc. Roy. Soc. Lond. B Biol. Sci. 270 (Suppl. 1_1), S96–S99.

Hering, D., Borja, A., Jones, J.I., Pont, D., Boets, P., Bouchez, A., et al., 2018. Implementation options for DNA-based identification into ecological status assessment under the European Water Framework Directive. Water Res. 138, 192–205.

Herrera, A., Héry, M., Stach, J.E., Jaffré, T., Normand, P., Navarro, E., 2007. Species richness and phylogenetic diversity comparisons of soil microbial communities affected by nickel-mining and revegetation efforts in New Caledonia. Eur. J. Soil Biol. 43 (2), 130–139.

Holman, L.E., de Bruyn, M., Creer, S., Carvalho, G., Robidart, J., Rius, M., 2019. Detection of introduced and resident marine species using environmental DNA metabarcoding of sediment and water. Sci. Rep. 9 (1), 1–10.

Horton, T., Kroh, A., Bailly, N., et al., 2019. World register of marine species. https://doi.org/10.14284/170. http://www.marinespecies.org.at.VLIZ. (Accessed 10 June 2019).

Illumina, 2011. Preparing 16S ribosomal RNA gene amplicons for the Illumina MiSeq system. Illumina, pp. 1–28. Illumina technical note.

Interwies, E., Khuchua, N., 2017. Economic assessment of ballast water management: a synthesis of the national assessments conducted by the lead partnering countries of the GEF-UNDP-IMO GloBallast partnerships programme. GloBallast Monograph 1–62. No. 24. Technical Ed. Ameer Abdulla.

Joshi, N.A., Fass, J.N., 2011. Sickle: A Sliding-Window, Adaptive, Quality-Based Trimming Tool for FastQ Files [Software]. Available at:, Version 1.33. https://github.com/najoshi/sickle.

Katsanevakis, S., Zenetos, A., Belchior, C., Cardoso, A.C., 2013. Invading European Seas: assessing pathways of introduction of marine aliens. Ocean Coast Manag. 76, 64–74.

Keck, F., Vasselon, V., Tapolczai, K., Rimet, F., Bouchez, A., 2017. Freshwater biomonitoring in the information age. Front. Ecol. Environ. 15 (5), 266–274.

Lacarella, J.C., Burkealan, L., Davidson, I.C., DiBaccod, C., Therriault, T.W., Dunhame, A., 2020. Unwanted networks: vessel traffic heightens the risk of invasions in marine protected areas. Biol. Conserv. 245, 108553.

Lacoursière-Roussel, A., Howland, K., Normandeau, E., Grey, E.K., Archambault, P., Deiner, K., Bernatchez, L., 2018. eDNA metabarcoding as a new surveillance approach for coastal Arctic biodiversity. Ecol. Evol. 8 (16), 7763–7777.

Leray, M., Yang, J.Y., Meyer, C.P., Mills, S.C., Agudelo, N., Ranwez, V., et al., 2013. A new versatile primer set targeting a short fragment of the mitochondrial COI region for metabarcoding metazoan diversity: application for characterizing coral reef fish gut contents. Front. Zool. 10 (1), 34.

Lindeque, P.K., Parry, H.E., Harmer, R.A., Somerfield, P.J., Atkinson, A., 2013. Next generation sequencing reveals the hidden diversity of zooplankton assemblages. PloS One 8 (11).

Macher, J.N., Vivancos, A., Piggott, J.J., Centeno, F.C., Matthaei, C.D., Leese, F., 2018. Comparison of environmental DNA and bulk-sample metabarcoding using highly degenerate cytochrome c oxidase I primers. Mol.Ecol. Res. 18, 1456–1468. https://doi.org/10.1111/1755-0998.12940.

MacNeil, C., Boets, P., Lock, K., Goethals, P.L., 2013. Potential effects of the invasive 'killer shrimp'(Dikerogammarus villosus) on macroinvertebrate assemblages and biomonitoring indices. Freshw. Biol. 58 (1), 171–182.

Martínez-Laiz, G., Ulman, A., Ros, M., Marchini, A., 2019. Is recreational boating a potential vector for non-indigenous peracarid crustaceans in the Mediterranean Sea? A combined biological and social approach. Mar. Pollut. Bull. 140, 403–415.

Mathers, K.L., Chadd, R.P., Extence, C.A., Rice, S.P., Wood, P.J., 2016. The implications of an invasive species on the reliability of macroinvertebrate biomonitoring tools used in freshwater ecological assessments. Ecol. Indicat. 63, 23–28.

Mauremootoo, J.R., Pandoo, S., Bachraz, V., Buldawoo, I., Cole, N.C., Vacoas, M., 2019. Invasive species management in Mauritius: From the reactive to the proactive–the National Invasive Species Management Strategy and its implementation. Island invasives: Scaling up to meet the challenge. Proceedings of the international conference on island invasives 2017. IUCN, International Union for Conservation of Nature, pp. 503–509.

McCauley, D.J., Pinsky, M.L., Palumbi, S.R., Estes, J.A., Joyce, F.H., Warner, R.R., 2015. Marine defaunation: animal loss in the global ocean. Science 347 (6219), 1255641.

MFSD, 2008. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). Orkesterjournalen L 164, 19–40, 25.6.2008.

Miralles, L., Ardura, A., Arias, A., Borrell, Y.J., Clusa, L., Dopico, E., et al., 2016. Barcodes of marine invertebrates from north Iberian ports: native diversity and resistance to biological invasions. Mar. Pollut. Bull. 112 (1–2), 183–188.

Miralles, L., Parrondo, M., Hernández de Rojas, A., Garcia-Vazquez, E., Borrell, Y.J., 2019. Development and validation of eDNA markers for the detection of Crepidula fornicata in environmental samples. Mar. Pollut. Bull. 146, 827–830.

Molnar, J.L., Gamboa, R.L., Revenga, C., Spalding, M.D., 2008. Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. Front. Ecol. Environ. 6 (9), 485–492.

Muniz, P., Venturini, N., Pires-Vanin, A.M., Tommasi, L.R., Borja, A., 2005. Testing the applicability of a Marine Biotic Index (AMBI) to assessing the ecological quality of soft-bottom benthic communities, in the South America Atlantic region. Mar. Pollut. Bull. 50 (6), 624–637.

Nunes, A.L., Katsanevakis, S., Zenetos, A., Cardoso, A.C., 2014. Gateways to alien invasions in the European seas. Aquat. Invasions 9 (2), 133–144.

Oksanen, J., Blanchet, F., Friendly, M., Kindt, R., 2016. Package "Vegan" Title Community Ecology Package.

Orfanidis, S., Panayotidis, P., Ugland, K., 2011. Ecological Evaluation Index continuous formula (EEI-c) application: a step forward for functional groups, the formula and reference condition values. Mediterr. Mar. Sci. 12 (1), 199–232.

Pawlowski, J., Kelly-Quinn, M., Altermatt, F., Apothéloz-Perret-Gentil, L., Beja, P., Boggero, A., Feio, M.J., 2018. The future of biotic indices in the ecogenomic era: integrating (e) DNA metabarcoding in biological assessment of aquatic ecosystems. Sci. Total Environ. 637, 1295–1310.

Pelletier, M.C., Gillett, D.J., Hamilton, A., Grayson, T., Hansen, V., Leppo, E.W., et al., 2018. Adaptation and application of multivariate AMBI (M-AMBI) in US coastal waters. Ecol. Indicat. 89, 818–827.

Piola, R.F., Johnston, E.L., 2009. Comparing differential tolerance of native and non-indigenous marine species to metal pollution using novel assay techniques. Environ. Pollut. 157 (10), 2853–2864.

Ransome, E., Geller, J.B., Timmers, M., Leray, M., Mahardini, A., Sembiring, A., et al., 2017. The importance of standardization for biodiversity comparisons: a case study using autonomous reef monitoring structures (ARMS) and metabarcoding to measure cryptic diversity on Mo'orea coral reefs, French Polynesia. PloS One 12 (4), e0175066.

Razouls, C., de Bovée, F., Kouwenberg, J., , et al.Desreumaux, N., 2019. Diversity and Geographic Distribution of Marine Planktonic Copepods. Sorbonne University, CNRS. Available at: https://copepodes.obs-banyuls.fr/en.

Rey, A., Basurko, O.C., Rodriguez-Ezpeleta, N., 2019. Guidelines and Considerations for Metabarcoding-Based Port Baseline Biodiversity Surveys: towards Improved Marine Non-indigenous Species Monitoring. bioRxiv, p. 689307.

Rognes, T., Flouri, T., Nichols, B., Quince, C., Mahé, F., 2016. VSEARCH: a versatile open source tool for metagenomics. PeerJ 4, e2584.

Roy, D., Alderman, D., Anastasiu, P., Arianoutsou, M., Augustin, S., Bacher, S., et al., 2019. DAISIE-inventory of Alien Invasive Species in Europe. Checklist dataset. *Research* 888 *Institute for Nature and Forest (INBO)*. https://doi.org/10.15468/ybwd3x. accessed on, 5, 2019, Version 1.7.

Sardian, A., Sardian, E., Leung, B., 2019. Global forecasts of shipping traffic and biological invasions to 2050. Nat. Sustain. 2, 274–282.

Shea, K., Chesson, P., 2002. Community ecology theory as a framework for biological invasions. Trends Ecol. Evol. 17 (4), 170–176.

Simboura, N., Zenetos, A., 2002. Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new biotic index. Mediterr. Mar. Sci. 3 (2), 77–111.
Taberlet, P., Coissac, E., Pompanon, F., Brochmann, C., Willerslev, E., 2012. Towards next-generation biodiversity assessment using DNA metabarcoding. Mol. Ecol. 21 (8), 2045–2050.
Teixeira, H., Weisberg, S.B., Borja, A., Ranasinghe, J.A., Cadien, D.B., Velarde, R.G., et al., 2012. Calibration and validation of the AZTI's marine biotic index (AMBI) for southern California marine bays. Ecol. Indicat. 12 (1), 84–95.
Ujiyama, S., Tsuji, K., 2018. Controlling invasive ant species: a theoretical strategy for efficient monitoring in the early stage of invasion. Sci. Rep. 8 (1), 8033.
UNCTAD, 2015. Review of maritime transport. In: UNCTAD/RMT/2015. New York and Geneva.
Valentini, A., Taberlet, P., Miaud, C., Civade, R., Herder, J., Thomsen, P.F., et al., 2016. Next-generation monitoring of aquatic biodiversity using environmental DNA metabarcoding. Mol. Ecol. 25 (4), 929–942.
Walsh, J.R., Carpenter, S.R., Vander Zanden, M.J., 2016. Invasive species triggers a massive loss of ecosystem services through a trophic cascade. Proc. Natl. Acad. Sci. Unit. States Am. 113 (15), 4081–4085.
Wangensteen, O.S., Palacín, C., Guardiola, M., Turon, X., 2018. DNA metabarcoding of littoral hard-bottom communities: high diversity and database gaps revealed by two molecular markers. PeerJ 6, e4705.
Weigand, H., Beermann, A.J., Ciampor, F., Costa, F.O., Csabai, Z., Duarte, S., et al., 2019. DNA barcode reference libraries for the monitoring of aquatic biota in Europe: gap-analysis and recommendations for future work. Sci. Total Environ. 678, 499–524.
WFD, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Orkesterjournalen L 327, 1–51, 22.12.2000.
Yan, J., Sui, J., Xu, Y., Li, X., Wang, H., Zhang, B., 2020. Assessment of the benthic ecological status in adjacent areas of the Yangtze River Estuary, China, using AMBI, M-AMBI and BOPA biotic indices. Mar. Pollut. Bull. 153, 111020.
Yu, S., Hong, B., Ma, J., Chen, Y., Xi, X., Gao, J., et al., 2017. Surface sediment quality relative to port activities: a contaminant-spectrum assessment. Sci. Total Environ. 596, 342–350.
Zacharias, I., Liakou, P., Biliani, I., 2020. A review of the status of surface European waters twenty years after WFD introduction. Environ. Process. 1–17.

Further reading

Afonso, I., Berecibar, E., Castro, N., Costa, J.L., Frias, P., Henriques, F., Moreira, P., Oliveira, P.M., Silva, G., Chainho, P., 2020. Assessment of the colonization and dispersal success of non-indigenous species introduced in recreational marinas along the estuarine gradient. Ecol. Indicat. 113, 106147.
Azti Tecnalia, 2018. Plan de vigilancia del medio receptor del vertido de la edar de Galindo. Año 2017. https://www.consorciodeaguas.eus/web/GestionAmbiental/PDF/Vigilancia/PPVV%202017/Informe_GALINDO.pdf.
Barrière, P., Jenna Wong, L., Pagad, S., 2018. Global Register of Introduced and Invasive Species GRIIS- France-New Caledonia. Version 1.4. Invasive Species Specialist Group ISSG.
Bigot, L., Grémare, A., Amouroux, J.M., Frouin, P., Maire, O., Gaertner, J.C., 2008. Assessment of the ecological quality status of soft-bottoms in Reunion Island (tropical Southwest Indian Ocean) using AZTI marine biotic indices. Mar. Pollut. Bull. 56 (4), 704–722.
Borja, A., Muxika, I., Franco, J., 2003a. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. Mar. Pollut. Bull. 46 (7), 835–845.
Borja, A., Franco, J., Muxika, I., 2003b. Classification tools for marine ecological quality assessment: the usefulness of macrobenthic communities in an area affected by a submarine outfall. ICES CM 2, 1–10.
Bárbara, I., Lee, S.Y., Peña, V., Díaz, P., Cremades, J., Oak, J.H., Choi, H.G., 2008. Chrysymenia wrightii (Rhodymeniales, Rhodophyta) a new non-native species for the European atlantic coast. Aquat. Invasions 3 (4), 367–375.
Bárbara, I., García-Redondo, V., Díaz-Tapia, P., García-Fernández, A., Piñeiro-Corbeira, C., Peña, V., et al., 2019. Adiciones y correcciones a la flora bentónica marina del Atlántico ibérico norte.
Carvalho, S., Gaspar, M.B., Moura, A., Vale, C., Antunes, P., Gil, O., et al., 2006. The use of the marine biotic index AMBI in the assessment of the ecological status of the Óbidos lagoon (Portugal). Mar. Pollut. Bull. 52 (11), 1414–1424.
Chan, F.T., Stanislawczyk, K., Sneekes, A.C., Dvoretsky, A., Gollasch, S., Minchin, D., et al., 2019. Climate change opens new frontiers for marine species in the Arctic: current trends and future invasion risks. Global Change Biol. 25 (1), 25–38.
Coruña Port Authority, A., 2017. http://cma.puertocoruna.com/intranet/modelizacion/ROM/frmROM.aspx.
AISIE European invasive alien species gateway (http://www.europe-aliens.org) Accessed 2019-06-04.
Drake, J.M., Lodge, D.M., 2004. Global hot spots of biological invasions: evaluating options for ballast–water management. Proc. Roy. Soc. Lond. B Biol. Sci. 271 (1539), 575–580.
Galil, B.S., Marchini, A., Occhipinti-Ambrogi, A., 2018. East is east and West is west? Management of marine bioinvasions in the Mediterranean Sea. Estuar. Coast Shelf Sci. 201, 7–16.
Hulme, P.E., 2017. Climate change and biological invasions: evidence, expectations, and response options. Biol. Rev. 92 (3), 1297–1313.
Hutton, M., Venturini, N., García-Rodríguez, F., Brugnoli, E., Muniz, P., 2015. Assessing the ecological quality status of a temperate urban estuary by means of benthic biotic indices. Mar. Pollut. Bull. 91 (2), 441–453.
IMO, M., 2004. International convention for the control and management of ships' ballast water and sediments. In: International Conference on Ballast Water Management for Ships, BWM/CONF/36, 16 February 2004. International Maritime Organization.
Invasive Species Specialist Group ISSG, 2015. The Global Invasive Species Database. Version 2015.1.
Jylhä, M., 2017. Implementing the IMO Resolution MEPC. 127 (53) Guidelines for Ballast Water Management and Development of Ballast Water Management Plans (G4) in Tugs and Barges.
Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, 2017. https://servicio.pesca.mapama.es/acuivisor/.
Miralles, L., Ibabe, A., Arenales, M., Borrell, Y.J., 2020. Establishing informative monitoring baselines in ports to deal with the problem of biological invasions, 2020. In: Dopico, Eduardo, Borrell, Yaisel (Eds.), Scientific and Educational Strategies for a Sustainable Port Activity Facing Biological Invasions: from Ports to BluePorts. Is it Possible? Publisher. Servicio de Publicaciones Universidad de Oviedo, ISBN 978-84-17445-73-7.
Montes, M., Rico, J.M., García-Vázquez, E., Borrell, Y.J., 2016. Morphological and molecular methods reveal the asian alga Grateloupia imbricata (halymeniaceae) occurs on Cantabrian Sea shores (Bay of Biscay). Phycologia 55 (4), 365–370.
Montes, M., Borrell, Y.J., Skukan, R., García-Vázquez, E., Rico, J.M., 2020. Past and Current Perspectives about Seaweed Assemblages-Anthropogenic Disturbances Interactions in the Central Area of the Bay of Biscay, Asturias, and its Implications for the Seaweed's Biological Invasion Challenge submitted for publication.
Ni, D., Zhang, Z., Liu, X., 2019. Benthic ecological quality assessment of the Bohai Sea, China using marine biotic indices. Mar. Pollut. Bull. 142, 457–464.
Pitacco, V., Lipej, L., Mavrič, B., Mistri, M., Munari, C., 2018. Comparison of benthic indices for the evaluation of ecological status of three Slovenian transitional water bodies (northern Adriatic). Mar. Pollut. Bull. 129 (2), 813–821.
Quiroga, E., Ortiz, P., Reid, B., Gerdes, D., 2013. Classification of the ecological quality of the Aysen and Baker Fjords (Patagonia, Chile) using biotic indices. Mar. Pollut. Bull. 68 (1–2), 117–126.
Salas, F., Neto, J.M., Borja, A., Marques, J.C., 2004. Evaluation of the applicability of a marine biotic index to characterize the status of estuarine ecosystems: the case of Mondego estuary (Portugal). Ecol. Indicat. 4 (3), 215–225.
Santibañez-Aguascalientes, N.A., Borja, Á., Kuk-Dzul, J.G., Montero-Muñoz, J.L., Ardisson, P.L., 2018. Assessing benthic ecological status under impoverished faunal situations: a case study from the southern Gulf of Mexico. Ecol. Indicat. 91, 679–688.
Simboura, N., Reizopoulou, S., 2007. A comparative approach of assessing ecological status in two coastal areas of Eastern Mediterranean. Ecol. Indicat. 7 (2), 455–468.
Simkin, S.M., Allen, E.B., Bowman, W.D., Clark, C.M., Belnap, J., Brooks, M.L., et al., 2016. Conditional vulnerability of plant diversity to atmospheric nitrogen deposition across the United States. Proc. Natl. Acad. Sci. Unit. States Am. 113 (15), 4086–4091.
Sun, Y., Chen, B., Wu, H., Huang, H., Ma, Z., Tang, K., 2018. Assessing benthic ecological status in subtropical islands, China using AMBI and Bentix indices. Estuar. Coast Shelf Sci. 207, 345–350.
Tweedley, J.R., Warwick, R.M., Clarke, K.R., Potter, I.C., 2014. Family-level AMBI is valid for use in the north-eastern Atlantic but not for assessing the health of microtidal Australian estuaries. Estuar. Coast Shelf Sci. 141, 85–96.
Valença, A.P.M., Santos, P.J., 2012. Macrobenthic community for assessment of estuarine health in tropical areas (Northeast, Brazil): review of macrofauna classification in ecological groups and application of AZTI Marine Biotic Index. Mar. Pollut. Bull. 64 (9), 1809–1820.
Vigo Port Authority, 2017. Annual Report 2017. https://www.apvigo.es/descargas/descargar/4638/Memoria%20sostenibilidad%202017.

7.2 Artículo 2: Implicación del Transporte Marítimo en la Contaminación de los Mares, desde el Mar Caribe hasta el Puerto de Gijón.

El artículo “Implicación del Transporte Marítimo en la Contaminación de los Mares, desde el Mar Caribe hasta el Puerto de Gijón” es publicado en la revista Revicitec Urbe. Soto-López, V Menéndez-Teleña, D, M. Bartolomé. (2022). A continuación, se adjunta la publicación:

UNIVERSIDAD
Privada
DR. RAFAEL BELLOSO CHACÍN
Revista Venezolana de
Ciencia y Tecnología
URBE
REVECITEC
ENERO – JUNIO 2021
CIDETIU
CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO
TECNOLÓGICO E INGENIERÍA
cidetiu@urbe.edu.ve
Maracaibo - República Bolivariana de Venezuela

UNIVERSIDAD Rafael Belloso Chacín
Revista Venezolana de Ciencia y Tecnología URBE REVECITEC

Implicación del Transporte Marítimo en la Contaminación de los Mares, desde el Mar Caribe hasta el Puerto de Gijón

Implication of Maritime Transport in the Pollution of the Seas, from The Caribbean Sea to the Port of Gijón

Verónica Soto López. UO60140@uniovi.es *Orcid.org: 0000-0002-4950-0108*
D. Menéndez-Teleña. UO244452@uniovi.es *Orcid.org:0000-0001-8954-356X*
Marlene Bartolomé. *bartolomemarlene@uniovi.es* *Orcid.org: 0000-0002-4702-7505*
Universidad de Oviedo, Departamento de Ciencia y Tecnología Náutica, España.

Resumen

Las especies exóticas invasoras están reconocidas como una de las mayores amenazas para los ecosistemas marinos. Los barcos y las actividades marítimas han sido identificados como los principales responsables de la entrada accidental de especies en el mundo marino. Las políticas de los países costeros se centran en la prevención temprana de dichas especies. El aumento del transporte marítimo ha hecho que la distribución de la distinta biota sea cada vez más rápida. Por ello, es evidente la necesidad de centrar los recursos en las políticas medioambientales portuarias. Las incrustaciones, fijación de biota en los cascos de los buques, es una de las principales causas del transporte de especies exóticas invasoras por todo el globo. El Puerto de Gijón es uno de los principales puertos marítimos del Arco Atlántico, con un movimiento anual de más de 20 millones de toneladas procedentes de todos los rincones del planeta, por ello dicho movimiento podría ser una de las causas de la introducción de especies invasoras en sus aguas. En este estudio, se ha evaluado la posible implicación de los buques procedentes del mar Caribe en la contaminación biológica marina por incrustaciones en el Puerto de Gijón. Para ello, se realiza una evaluación de riesgos fundamentada en el tráfico marítimo recibido en este puerto en el periodo 2004-2017.

Palabras clave: Transporte marítimo, biofouling, contaminación marítima, especies invasoras.

Abstract

Invasive alien species are recognised as one of the greatest threats to marine ecosystems. Ships and maritime activities have been identified as the main responsible for the accidental entry of species into the marine world. Policies in coastal countries focus on early prevention of such species. The increase in maritime transport has made the distribution of different biota increasingly rapid. Therefore, there is a clear need to focus resources on port environmental policies. Biofouling, the attachment of biota to the hulls of ships, is one of the main causes of the transport of invasive alien species around the globe. The Port of Gijón is one of the main maritime ports of the Atlantic Arc, with an annual movement of more than 20 million tonnes from all around the world, so this movement could be one of the causes of the introduction of invasive species into this waters. In this study, the possible involvement of ships from the Caribbean Sea in marine biological pollution by biofouling in the Port of Gijón

Depósito Legal: PPI201002ZU3614 / ISSN: 2244-7970. Volumen 11 No. 01 – Año 2021

UNIVERSIDAD Rafael Belloso Chacín
Revista Venezolana de Ciencia y Tecnología URBE REVECITEC

has been evaluated. For this purpose, a risk assessment is carried out based on the maritime traffic received in this port in the period 2004-2017.

Keywords: Maritime transport, biofouling, maritime pollution, invasive species, Caribbean Sea.

Introducción

Las invasiones biológicas marinas son consideradas actualmente una de las mayores amenazas para la biodiversidad y los ecosistemas marinos en todo el mundo [1]. Siempre ha existido un flujo de especies controlado de un territorio a otro mediante barreras naturales [2] y ello, hacía que hubiese un equilibrio natural de los ecosistemas tanto marino como terrestre. Pero en los últimos siglos, el transporte marítimo ha modificado dichas barreras naturales [3] y, por lo tanto, la distribución de muchas especies se ha incrementado de forma rápida y exponencial.

El transporte marítimo es esencial para la economía mundial teniendo en cuenta que alrededor del 90% de las mercancías se transportan por vía marina [4]. Este tipo de transporte ha incrementado la velocidad de dispersión de especies exóticas, provocando además un aumento en los costos y economía de los países receptores, los cuales deben afrontar por el impacto ocasionado por dichas especies en la pesca, la acuicultura y la economía local [5].

Se debe de tener en cuenta, alrededor de cien mil buques mercantes de arqueo bruto superior a 100 GT navegan por todo el mundo, moviendo alrededor de 10,7 millones de toneladas de mercancías de todo tipo [6]. Para el periodo 2019-2024 la Conferencia de la Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo (Unctad, 2019) prevé una expansión del comercio marítimo internacional del 3.4% [4]. Ese aumento de transito global por vía marítima es unos de los motivos por los que ha aumentado también la distribución accidental de muchas especies exóticas marinas. Unas se trasladan introducidas en el agua de lastre, agua tomada del mar los buques mercantes para dar estabilidad y mejor maniobrabilidad. Mientras, otras lo hacen adheridas al casco de los buques mediante incrustaciones (biofouling).

Los ecosistemas marinos se enfrentan a constantes introducciones de nuevas especies, sobre todo en los puertos, las principales puertas de entrada de la biota marina no nativa, a través de incrustaciones y el agua de lastre [7]. Teniendo en cuenta que la erradicación es más difícil en las etapas tardías de la invasión que en las tempranas, se necesitan nuevas estrategias para la prevención y detección precoz de especies no nativas en los puertos [8].

Desde la Organización Marítima Internacional (OMI, 2019), se han desarrollado diferentes políticas para proteger los ecosistemas marinos, una de ellas es el convenio MARPOL 73/78, Convenio Internacional para Prevenir la Contaminación por los Buques, cuyo foco se centra en la contaminación marina generada por el transporte marítimo. Incluye temas como los derrames de petróleo, el transporte de productos químicos, los sistemas anti incrustantes y la gestión del agua de lastre [9]. A pesar de la implementación de dichas políticas por parte de los estados miembros de la OMI y de todo el conocimiento disponible sobre las estrategias de detección y prevención

Depósito Legal: PPI201002ZU3614 / ISSN: 2244-7970. Volumen 11 No. 01 – Año 2021

UNIVERSIDAD Rafael Belloso Chacín
Revista Venezolana de Ciencia y Tecnología URBE REVECITEC

de la introducción de especies exóticas invasoras marinas, las estrategias adecuadas están lejos de ser usadas de manera efectiva dentro de los puertos.

Dos casos reconocidos internacionalmente, los cuales han modificado drásticamente la navegación a nivel mundial, son la apertura del canal de Suez en 1869, un canal artificial que une el mar Mediterráneo con el mar Rojo y de vital importancia para el abastecimiento europeo de petróleo y el comercio mundial en general. Permite la comunicación entre Europa con el sur de Asia, sin necesitar rodear el continente africano por el cabo de Buena Esperanza.

Y el otro es el canal de Panamá, vía de navegación interoceánica, une el mar Caribe con el océano Pacífico. Desde su inauguración en 1914, dicho canal ha conseguido reducir en distancia y tiempo la comunicación marítima e impulsando la economía a nivel mundial. Ha influido en la posible distribución reciproca de especies desde el Océano Pacífico al mar Caribe, de ahí a otros puntos del Océano Atlántico y viceversa.

Este estudio se orienta en la posible introducción (por incrustaciones) de especies no nativas, en las aguas del Puerto de Gijón (en la zona norte de España) a través de buques procedentes de puertos situados en las aguas del mar Caribe. Para este trabajo se ha partido del principio de que cuanto mayor es la frecuencia y el tiempo de estancia en puerto de un buque proveniente de un determinado lugar, mayores son los riesgos de introducción de especies exóticas en el área o puerto de descarga. Por otro lado, la similitud ambiental entre los puertos de origen y de destino, así como la ocurrencia de especies de riesgo en la región del puerto donante influye en gran medida en el aumento de dicho riesgo.

Objetivo General

Analizar los riesgos de introducción de especies invasoras desde puertos de la zona del mar Caribe hasta el Puerto de Gijón.

Objetivos Específicos

Analizar los datos del tráfico marítimo proveniente de la zona de estudio en el Puerto de Gijón.

Identificar las especies invasoras que han llegado al puerto de estudio en el casco de buques procedentes del mar Caribe.

Estudiar las similitudes de las condiciones para la supervivencia de las especies invasoras en el Puerto de Gijón en comparación con puertos similares.

Metodología

El estudio tipificó como descriptivo con un diseño documental, transversal, recolectando los datos directamente de documentos y bases de datos de donde se obtuvo toda la información relativa al tráfico marítimo, incluyendo datos relativos a las características, carga, descarga y los viajes realizados por todos los buques que llegaron a Gijón durante el periodo 2004 - 2017.

Depósito Legal: PPI201002ZU3614 / ISSN: 2244-7970. Volumen 11 No. 01 – Año 2021

UNIVERSIDAD Rafael Belloso Chacín
Revista Venezolana de Ciencia y Tecnología URBE REVECITEC

Los datos de mayor relevancia fueron consultados directamente en la página web http://www.puertos.es/en-us, gestionada por el Gobierno de España, donde se recogen las estadísticas del tráfico marítimo de cada uno de los puertos de España desde el 1962. La base de datos específica, creada por las autoridades portuarias de Gijón, contiene las operaciones de todos los buques que hicieron escala en el puerto. Para este estudio no se tomaron en cuenta todas las operaciones, solo aquellas implicadas en riesgos por incrustaciones. Además, el estudio se centró en los buques mercantes cuyo origen son puertos bañados por el mar Caribe y que hayan llegado al Puerto de Gijón en el periodo citado.

Fundamentación teórica

Tráfico Marítimo

Desde la antigüedad, la humanidad ha empleado las rutas marítimas para el tráfico y el comercio de mercancías entre las diferentes sociedades, creciendo a lo largo de los siglos debido a los avances de las tecnologías de navegación y especialización de las regiones para el traslado de las materias primas y otros productos. Actualmente, la sociedad de consumo y la globalización económica ha hecho del transporte marítimo la solución oportuna para el traslado de mercancías y la relación entre mercado, fabricante y productor.

Según la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Transporte (Unctad, 2019), más del 90% del comercio mundial se transporta por mar, la demanda mundial de transporte marítimo creció en 2008 un 4,3% con relación al año anterior, hasta alcanzar los 7.745 millones de toneladas. La importancia estratégica del comercio marítimo se refleja en los datos del sector del transporte, fundamentalmente en lo que se refiere a barcos fletados y toneladas de peso muerto de los mismos (tpm ó dwg) o capacidad de carga de un barco.

Especies Invasoras

Las especies exóticas invasoras son especies introducidas de forma natural, accidental o intencionada en un medio que no es el suyo y que, después de cierto tiempo, consiguen adaptarse al él y colonizarlo. Estas especies son la segunda causa de pérdida de biodiversidad en el mundo, según el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD, 2019). Las especies exóticas invasoras, como el pez león rojo, representan una amenaza para la biodiversidad del planeta.

La globalización nos acerca a otros lugares, culturas y personas, pero también a especies animales y vegetales tan dañinas para la biodiversidad como el avispón asiático gigante (Vespa mandarinia), que llegó por sorpresa a Norteamérica en 2019. Estas incursiones son cada vez más frecuentes y una de las principales amenazas para la supervivencia de un millón de especies en el mundo, tal y como advierte la Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas (IPBES).

Se introducen en los territorios, adaptándose para su reproducción e invadiendo el hábitat, causando impactos en la biodiversidad, la salud o la economía, actuando como

Depósito Legal: PPI201002ZU3614 / ISSN: 2244-7970. Volumen 11 No. 01 – Año 2021

UNIVERSIDAD Rafael Belloso Chacín
Revista Venezolana de Ciencia y Tecnología URBE REVECITEC

depredadores que imposibilitan el desarrollo de las especies nativas, modificando física y químicamente el suelo, compiten por el alimento y el espacio, introducen nuevos parásitos y enfermedades.

Las especies invasoras viajan por todo el mundo siguiendo las rutas más insospechadas, instalándose a miles de kilómetros de sus ambientes naturales, lo cual puede ocurrir por la intervención intencional o no de las personas, o por fenómenos naturales, tales como: compraventa de plantas y animales exóticos; tráfico ilegal de especies; Turismo; Caza y pesca deportiva; Transporte y comercio internacional; Liberación, escape o abondono de mascotas; Peletería y cultivos.

Contaminación Marina

Durante años se vertieron a los mares toda clase de químicos, aguas residuales sin tratamiento, así como residuos radiactivos, con la creencia de que el fondo de los mares los desaparecería. Por los volúmenes de agua que conforman los océanos y mares, hasta los años 70 se suponía que tenían la capacidad de diluir todos los materiales contaminantes lanzados y por tanto no causaban daños al medio ambiente.

Sin embargo, estos materiales contaminantes se fueron acumulando, tanto en el fondo como en la superficie de océanos, mares y ríos, distribuyéndose por todos los continentes y llegado a lugares donde la actividad humana no está tan presente, como la fosa de las Marianas o la Antártida.

Puerto de Gijón (Golfo de Vizcaya)

El Puerto de Gijón, situado en el Golfo de Vizcaya, (Figura 1) es el puerto líder en el movimiento de graneles sólidos de España [10] y la principal entrada de carga internacional en el noroeste de la Península Ibérica. Destacan las operaciones de descarga tanto de graneles líquidos como las de carga de cemento y tráfico de mercancía general, mediante el transporte de contenedores.

Figura 1: Situación el puerto de Gijón.
Fuente: Elaboración propia.

Depósito Legal: PPI201002ZU3614 / ISSN: 2244-7970. Volumen 11 No. 01 – Año 2021

UNIVERSIDAD Rafael Belloso Chacín
Revista Venezolana de Ciencia y Tecnología URBE REVECITEC

Este puerto cuenta con 7.000 metros lineales de atraque distribuidos en cuatro terminales y por las dimensiones de sus muelles, pueden atracar buques de hasta 300 metros de eslora. Los buques que llegan a Gijón proceden de lugares muy diversos del globo como Venezuela, Colombia, Holanda, Marruecos, Brasil, Sudáfrica, Australia entre otros, contribuyendo a ser uno de los causantes de la introducción de especies invasoras en nuestras costas.

Resultados

Tráfico marítimo proveniente de la zona de estudio. Riesgo de contaminación por agua de lastre e incrustaciones

Los vectores más importantes de contaminación marina ocasionada por los buques son el agua de lastre y las incrustaciones. En el caso del agua de lastre, en base a los datos proporcionados por los informante del Puerto de Gijón se determinó, no existen buques procedentes de la zona de estudio que lleguen a Gijón con agua de lastre. Los buques procedentes de mar Caribe arriban solo para descargar mercancías, razón por la cual este estudio se focalizó en el análisis del riesgo generado por incrustaciones.

Para calcular el riesgo de contaminación por incrustación se tomaron en cuenta todos los buques que acudieron a las operaciones de descarga o de tránsito y descarga. Las variables utilizadas para determinar dicho riesgo fueron: la superficie del buque en contacto con el agua, obra viva y el tiempo de permanencia de los buques en el puerto. Se eligieron estos parámetros considerando, a mayor superficie del buque más alta es la posibilidad de la adherencia de las incrustaciones, por tanto, mayor riesgo de traslado de especies. Por otro lado, cuanto más tiempo de permanencia del buque en el puerto, mayor tiempo para las especies dispersarse por la zona de estudio, reproducirse y ocasionar el desplazamiento de especies nativas.

Motivado a que los datos recolectados del Puerto de Gijón no se mostraba el valor de la obra viva de los buques, se procedió a calcular en función de las tonelaje bruto o Gross Tonnage (GT siglas en inglés) del buque una medida adimensional que indica el volumen de todos los espacios internos del buque, utilizado en el ámbito marino como medio para clasificar los buques comerciales. Cuanto mayor sea el valor de GT, mayor será la superficie del buque, por tanto, del casco en contacto con el agua.

En cuanto al parámetro tiempo, como ya se mencionó, cuanto mayor sea el tiempo de permanencia del buque en el puerto, mayor posibilidad de propagación y establecimiento en la zona de Gijón de las especies que llegaron adheridas al casco. Por tanto, la unidad empleada para el cálculo del riesgo fue "GT x t", tonelaje bruto (GT) multiplicado por el tiempo (t) en días de estancia en puerto.

En la figura 2 se pueden observar los puertos con mayor riesgo de incrustaciones, teniendo en cuenta los parámetros de GTs por tiempo de estancia en puerto. Para ello se representan los nombres de los puertos que generan más riesgo por incrustaciones, precedidos de dos letras correspondientes a la lista de nombres de países de los puertos (nombre oficial abreviado en inglés según la norma ISO 3166-1) [11]. Además, se

Depósito Legal: PPI201002ZU3614 / ISSN: 2244-7970. Volumen 11 No. 01 – Año 2021

UNIVERSIDAD Rafael Belloso Chacín
Revista Venezolana de Ciencia y Tecnología URBE REVECITEC

representa con la letra "D" el tipo de operación realizada por el buque en el puerto, en este caso "descarga".

En la misma figura también se representan los puertos con mayor riesgo de contaminación por biofouling de los países de Sudamérica y Centroamérica. Puesto que el estudio se centra en las aguas del Mar Caribe se consideraron los puertos de Colombia: Puerto Bolívar, Drummond, Prodeco, Santa Marta, Puerto Colombia, y de Venezuela: Lago de Maracaibo y Puerto Ordaz. Como se puede apreciar, los de mayor riesgo son Drummond, Prodeco y Puerto Bolivar, por ser puertos exportadores de grandes cantidades a granel de solidos que descargan su mercancía en Gijón.

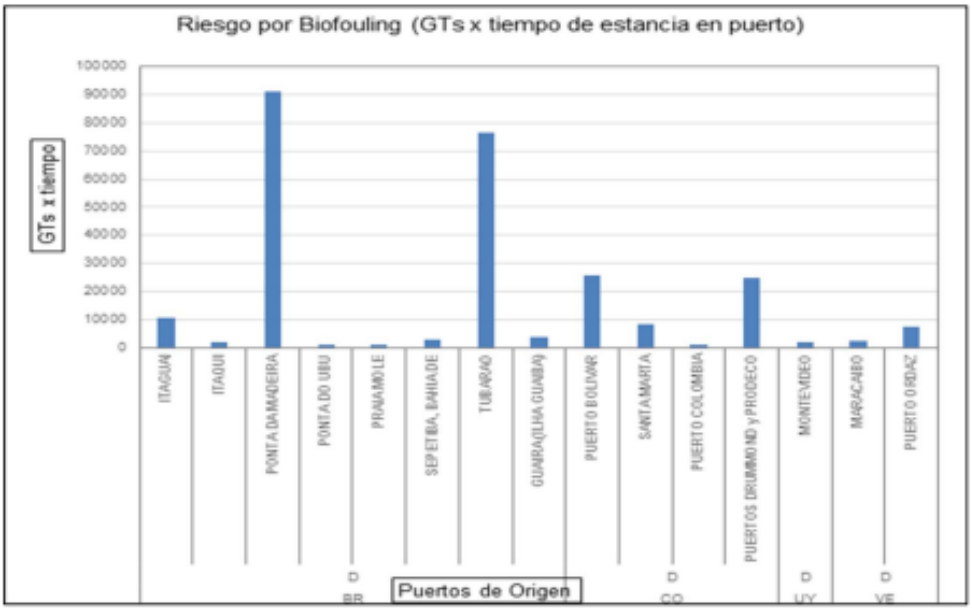


Figura 2: Puertos con más riesgo por biofouling.
Fuente: Elaboración propia

Especies invasoras existentes en las zonas con más riesgo de ser transportadas al Puerto de Gijón.

Teniendo en cuenta que el principal objetivo de este trabajo fue analizar los riesgos de introducción de especies marinas desde puertos de la zona del mar Caribe hasta la región receptora, en primer lugar, se estudiaron los puertos de origen de buques con mayor riesgo. Y, en segundo lugar, se identificaron las especies exóticas invasoras existentes en las zonas con más riesgo de ser transportadas a la región receptora.

Para ello, se realizó la búsqueda y revisión online las bases de datos disponibles de ámbito internacional gratuitas. En este caso se seleccionó la base de datos GISD, Global

Depósito Legal: PPI201002ZU3614 / ISSN: 2244-7970. Volumen 11 No. 01 – Año 2021

UNIVERSIDAD Rafael Belloso Chacín
Revista Venezolana de Ciencia y Tecnología URBE REVECITEC

Invasive Species Database (http://www.iucngisd.org/gisd/) por su mayor alcance geográfico en comparación con otras similares. Esta base de datos está gestionada por el Grupo de Especialistas en Especies Invasoras (ISSG) de la Comisión de Supervivencia de Especies de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).

La plataforma permite seleccionar y afinar la búsqueda de especies por medio de parámetros taxonómicos, categorizándolas en: animales, plantas, bacterias, virus, cromista, hongos, promista o virus. Para elegir la localización de los animales o plantas se organizó por regiones, países, mares u océanos, a fin de obtener una búsqueda con mejor resultado.

El ámbito geográfico es mundial y la búsqueda puede realizarse por grupos taxonómicos, ubicación geográfica, sistema (agua dulce, terrestre, marina), vía, impacto y gestión, como: agua dulce; marina; terrestre; salobres; marina / agua dulce / salobre; terrestre / agua dulce / marina; marino / terrestre; agua dulce / terrestre. Las vías e introducción permitidas son muy variadas, por ejemplo, transporte-almacenamiento, vía de liberación o esclusas.

En la tabla 1 se detallan los parámetros utilizados para la realización de este estudio. Se escogieron animales y plantas por ser las especies con mayor probabilidad de ser transportadas por incrustaciones adheridas al casco. Puesto que algunos puertos se encuentran en ríos o estuarios se tienen en cuenta aguas salobres. Como medio de transporte, además de tener en cuenta el riesgo de contaminación por biofouling, se añade el parámetro esclusas por la influencia del canal de Panamá en el Mar Caribe.

Tabla 1
Parámetros utilizados en la base de datos GISD para este estudio

Taxonomía	Animales y plantas
Localización	Puerto de origen del buque (Mar Caribe / Colombia / Venezuela / Uruguay / Brasil)
Tipo de medio	Marina / agua dulce / salobre
Medio de transporte	Incrustaciones y esclusas

Fuente: Elaboración propia (2019)

Poniendo el foco del estudio en los puertos ubicados en el mar Caribe, se puede observar la existencia de tres especies exóticas invasoras. Acanthophora spicifera procedente de las Islas Aves, situada al sureste de Puerto Rico; Perna viridis de la Laguna del Parque Nacional La Arestinga, ubicada en el estado Nueva Esparta; y por último, Geukensia demissa, la cual solo se encuentra en las aguas del Lago de Maracaibo, al occidente de Venezuela. Las especies Acanthophora spicifera y Perna viridis están extendidas por toda la costa de Venezuela.

La Acanthophora spicifera es una macroalga, la cual crece hasta 40 cm de altura. Su desarrollo y color depende de si se localiza en zonas de gran movimiento o en zonas de movimientos más moderados, así como de la profundidad y fondo donde se encuentre. Es

Depósito Legal: PPI201002ZU3614 / ISSN: 2244-7970. Volumen 11 No. 01 – Año 2021

UNIVERSIDAD Rafael Belloso Chacín
Revista Venezolana de Ciencia y Tecnología URBE REVECITEC

nativa del mar Caribe, pero estudios de la zona de Panamá han reportado el desplazamiento de la especie hacia otros hábitats, al ser consumida por peces, erizos y cangrejos [12].

El Perna viridis es un molusco originario de la región de Asia-Pacífico, una especie exótica invasora que se cosecha como recurso alimentario principalmente en la zona de Jamaica y Venezuela. La introducción de este molusco en esta zona se presume, fue por la acumulación del mismo en el casco de buques mercantes que cruzaron el canal de Panamá. Esto produjo su traslado de manera accidental a otros territorios marinos [13]. Tiene una alta capacidad de rápido crecimiento haciendo peligrar la zona donde se introduce, ya logra desplazar a las especies nativas.

Por último, el Geukensia demissa, un molusco nativo de América del Norte, uns especie exótica invasora en México y Venezuela. Su hábitat son zonas de marismas en su nivel más bajo. Esta especie, es un bio-indicador de la contaminación, la calidad del agua, por lo cual es muy utilizado para llevar a cabo estudios de evaluación de contaminación [14]. No compite con especies nativas por el espacio, pero si por la alimentación, son capaces de filtrar gran cantidad de agua y alimentos.

A continuación, en la tabla 2 donde se muestran el reino y filo al cual pertenecen, así como el origen geográfico de las tres especies anteriormente detalladas.

Tabla 2
Especie, reino, filo y origen geográfico de las especies exóticas invasoras a estudio

Especie	Reino	Filo	Origen Geográfico
Acanthophora spicifera	Planta	Microalga	Islas Aves / Venezuela/ Colombia / Panamá / Brasil / Costa Rica
Perna Viridis	Animal	Rodofita	Laguna de La restinga (Parque Nacional, Venezuela)
Geukensia demissa	Animal	Molusco	Lago de Maracaibo/Venezuela

Fuente: Elaboración propia.

Condiciones para la supervivencia de las especies invasoras en el Puerto de Gijón en comparación con puertos similares.

Para que las especies a estudio identificadas tras introducir los parámetros en el GISD sobrevivan y lleguen a ser especies exóticas invasoras, deben estar en unas condiciones ambientales óptimas para establecerse y llegar a reproducirse. Esto genera la necesidad de estudiar las similitudes entre el clima de origen y el de destino. Para ello, se estudiaron las condiciones ideales de supervivencia de las especies encontradas, como la temperatura y salinidad del Puerto de Gijón para su comparación con puertos similares con mayor riesgo por incrustaciones.

Las tres especies nombradas anteriormente, podrían haber llegado a las aguas del Puerto de Gijón transportadas en el casco de alguno de los buques que arribaron en

Depósito Legal: PPI201002ZU3614 / ISSN: 2244-7970. Volumen 11 No. 01 – Año 2021

UNIVERSIDAD Rafael Belloso Chacín
Revista Venezolana de Ciencia y Tecnología URBE REVECITEC

sus aguas con dicho origen en el periodo estudiado, pero dichas especies, necesitan ciertas condiciones ambientales para sobrevivir y proliferar en un nuevo medio. En la tabla 3 se representan los parámetros de temperatura (ºC) y salinidad (psu) de las tres especies a estudio.

Tabla 3
Parámetros de temperatura y salinidad de las especies a estudio.

Especie	Temperatura (ºC)		**Salinidad** (Unidad práctica de salinidad, psu)	
	Nivel de supervivencia Media	Nivel de supervivencia Alto	Nivel de supervivencia Media	Nivel de supervivencia Alto
Acanthophora spicifera	20º C - 25º C	25º C - 30º C		30 - 35 psu
Perna viridis	20º C - 25º C	25º C - 30º C	25 - 30 psu	30 - 35 psu
Geukensia demissa	15º C - 20º C	10º C - 15º C	20 - 25 psu	30 - 35 psu

Fuente: Elaboración propia.

Como se observa en la tabla 3, las temperaturas del agua de mar en el Puerto de Gijón en el periodo de estudio fueron 10,2 ºC mínima y 24,4 ºC de temperatura máxima [15]. Con relación a la salinidad en el Puerto de Gijón, su rango en el periodo de estudio estaba entre 32,95 a 36,69 psu. Se observa, las temperaturas de nivel de supervivencia alto de la Acanthophora spicifera y del Perna viridis están lejos de coincidir con las temperaturas del Puerto de Gijón mientras, la especie el Geukensia demissa se acerca a ellas. Por otro lado, los parámetros de salinidad de las tres especies estarían cercanos al rango de salinidad del puerto.

Tras el análisis de la situación de las aguas del Puerto de Gijón mediante muestras realizadas por buzos en el estudio de Ibabe [16] se ha podido demostrar que si las especies de moluscos Geukensia demissa y Perna viridis y la especie de macroalga Acanthophora spicifera fueron trasladadas en el casco de algún buque proveniente de las aguas de Venezuela, no han llegado a ser especies exóticas invasoras en las aguas del Puerto de Gijón.

Conclusiones

Mediante el presente estudio se analizaron los riesgos de introducción de especies invasoras por incrustaciones en el Puerto Internacional de Gijón, a través de las estadísticas de las operaciones de carga y descarga durante el periodo comprendido entre 2004 y 2019, obteniéndose las siguientes conclusiones.

Depósito Legal: PPI201002ZU3614 / ISSN: 2244-7970. Volumen 11 No. 01 – Año 2021

UNIVERSIDAD Rafael Belloso Chacín
Revista Venezolana de Ciencia y Tecnología URBE REVECITEC

Aunque las especies de moluscos Geukensia demissa y Perna viridis y la especie de macroalga Acanthophora spicifera, no son para el momento de realización del presente estudio las especies exóticas invasoras en las aguas del Puerto de Gijón, se pudo observar la llegada y atraque diario de buques procedentes de las latitudes estudiadas, por lo que se hace apremiante, mantener vigilancia activa y permanente de este vector de transmisión de especies marinas.

La investigación corroboró la introducción de especies invasoras por incrustaciones a nivel mundial. Por ello, se hace evidente la necesidad de desarrollar e implementar herramientas eficaces de detección temprana en los diferentes puertos, siguiendo las recomendaciones dadas por la Organización Marítima Internacional, así como con los estándares de la economía azul que persiguen la explotación los recursos naturales de manera sostenible y la protección del medio ambiente.

Mediante la realización de seguimientos periódicos por parte de las autoridades nacionales, es posible evaluar el estado ambiental de estos ecosistemas acuáticos y, de esta forma, desarrollar estrategias para evitar un mayor deterioro y pérdida de biodiversidad a nivel mundial. La combinación de estos métodos puede hacer que se produzca un descenso de la propagación de especies exóticas invasoras y reducción en las pérdidas económicas y materiales producidas por ello.

Referencias Bibliográficas

[1] J. L. Molnar, R. L. Gamboa, C. Revenga, y M. D. Spalding, «Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity», Frontiers in Ecology and the Environment, vol. 6, n.o 9, pp. 485-492, 2008, doi: 10.1890/070064.

[2] D. M. Richardson y P. Pyšek, «Elton, C.S. 1958: The ecology of invasions by animals and plants. London: Methuen», Progress in Physical Geography: Earth and Environment, vol. 31, n.o 6, pp. 659-666, dic. 2007, doi: 10.1177/0309133307087089.

[3] J. Kotta, K. Nõomaa, R. Puntila, y H. Ojaveer, «Shipping and natural environmental conditions determine the distribution of the invasive non-indigenous round goby Neogobius melanostomus in a regional sea», Estuarine, Coastal and Shelf Science, vol. 169, 2015, doi: 10.1016/j.ecss.2015.11.029.

[4] Conferencia de la Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo (Unctad, 2019). Informe Sobre El Transporte Marítimo 2019, p. 136.

[5] L. J. Olson, «The Economics of Terrestrial Invasive Species: A Review of the Literature», Agric. resour. econ. rev., vol. 35, n.o 1, pp. 178-194, abr. 2006, doi: 10.1017/S1068280500010145.

[6] Exponav (2020). Flota Mundial por Pabellones: ¿Cuántos Buques Mercantes de Transporte navegan actualmente. Consultado en línea en nov. 07, 2020. https://www.exponav.org/flota-mundial-por-pabellones-cuantos-buques-

Depósito Legal: PPI201002ZU3614 / ISSN: 2244-7970. Volumen 11 No. 01 – Año 2021

UNIVERSIDAD Rafael Belloso Chacín
Revista Venezolana de Ciencia y Tecnología URBE REVECITEC

[7] A. L. Nunes, S. Katsanevakis, A. Zenetos, y A. C. Cardoso, «Gateways to alien invasions in the European seas», Aquatic Invasions, vol. 9, n.o 2, pp. 133-144, 2014, doi: 10.3391/ai.2014.9.2.02.

[8] S. Ujiyama y K. Tsuji, «Controlling invasive ant species: a theoretical strategy for efficient monitoring in the early stage of invasion», Sci Rep, vol. 8, n.o 1, p. 8033, dic. 2018, doi: 10.1038/s41598-018-26406-4.

[9] C. Brookman, «IMO Environmental Regulations—Is There a Case for Change the Standard Entry-into-Force Requirements?», Marine Technology, vol. 39, pp. 232-238, oct. 2002, doi: 10.5957/mt1.2002.39.4.232.

[10] Autoridad Portuaria de Gijón (2019). El Puerto de Gijón - Autoridad Portuaria de Gijón, Puerto de Gijón -. https://www.puertogijon.es/puerto/

[11] ISO (2020). 1292428778575-CODIGOS_ISO_3166_1.pdf. Accedido: nov. 04, 2020. Disponible en línea: https://www.mjusticia.gob.es/es/Ciudadano/Registros/Documents/1292428778575-CODIGOS_ISO_3166_1.PDF

[12] J. A. Kilar y J. McLachlan, «Ecological studies of the alga, Acanthophora spicifera (Vahl) Børg. (Ceramiales: Rhodophyta): Vegetative fragmentation», Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, vol. 104, n.o 1, pp. 1-21, 1986, doi: https://doi.org/10.1016/0022-0981(86)90094-8.

[13] C. Sliwa y N. Bax, «National Introduced Marine Pest Information System (NIMPIS)», p. 23.

[14] M. Torchin, K. Lafferty, A. Dobson, V. McKenzie, y A. Kuris, «Introduced species and their missing parasites», Nature, vol. 421, pp. 628-30, mar. 2003, doi: 10.1038/nature01346.

[15] Puertos (2020). Predicción de oleaje, nivel del mar. Boyas y mareografos |Consultado en linea en nov. 04, 2020 https://www.puertos.es/es-es/oceanografia/Paginas/portus.aspx

[16] A. Ibabe et al. (2020). Building on Gambi in ports for a challenging biological invasions scenario: Blue-gNIS as a proof of concept, Marine Environmental Research, vol. 169, p. 105340. Consultado en línea mayo 2020. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105340

Depósito Legal: PPI201002ZU3614 / ISSN: 2244-7970. Volumen 11 No. 01 – Año 2021

7.3 Capítulo libro: “Implicación del transporte marítimo en la contaminación de los mares. Desde el mar Caribe hasta el puerto de Gijón.

El capítulo del libro “Implicación del transporte marítimo en la contaminación de los mares. Desde el mar Caribe hasta el puerto de Gijón” Soto-López, V Menéndez-Teleña, D, M. Bartolomé. (2022)

Ciencias humanas: política de diálogo y colaboración 5

Diagramação: Camila Alves de Cremo
Correção: Maiara Ferreira
Indexação: Amanda Kelly da Costa Veiga
Revisão: Os autores
Organizador: Edwaldo Costa

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

C569 Ciencias humanas: política de diálogo y colaboración 5 / Organizador Edwaldo Costa. – Ponta Grossa - PR: Atena, 2022.

Formato: PDF
Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader
Modo de acesso: World Wide Web
Inclui bibliografia
ISBN 978-65-258-0453-8
DOI: https://doi.org/10.22533/at.ed.538220108

1. Ciencias humanas. I. Costa, Edwaldo (Organizador). II. Título.

CDD 101

Elaborado por Bibliotecária Janaina Ramos – CRB-8/9166

Atena Editora
Ponta Grossa – Paraná – Brasil
Telefone: +55 (42) 3323-5493
www.atenaeditora.com.br
contato@atenaeditora.com.br

CIÊNCIAS HUMANAS E SOCIAIS APLICADAS

Atena Editora
Ano 2022

Editora chefe
Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira
Editora executiva
Natalia Oliveira
Assistente editorial
Flávia Roberta Barão
Bibliotecária
Janaina Ramos
Projeto gráfico
Bruno Oliveira
Camila Alves de Cremo
Daphynny Pamplona
Luiza Alves Batista
Natália Sandrini de Azevedo
Imagens da capa
iStock
Edição de arte
Luiza Alves Batista

2022 *by* Atena Editora
Copyright © Atena Editora
Copyright do texto © 2022 Os autores
Copyright da edição © 2022 Atena Editora
Direitos para esta edição cedidos à Atena Editora pelos autores.
Open access publication by Atena Editora

Todo o conteúdo deste livro está licenciado sob uma Licença de Atribuição *Creative Commons*. Atribuição-Não-Comercial-NãoDerivativos 4.0 Internacional (CC BY-NC-ND 4.0).

O conteúdo dos artigos e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores, inclusive não representam necessariamente a posição oficial da Atena Editora. Permitido o *download* da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos aos autores, mas sem a possibilidade de alterá-la de nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais.

Todos os manuscritos foram previamente submetidos à avaliação cega pelos pares, membros do Conselho Editorial desta Editora, tendo sido aprovados para a publicação com base em critérios de neutralidade e imparcialidade acadêmica.

A Atena Editora é comprometida em garantir a integridade editorial em todas as etapas do processo de publicação, evitando plágio, dados ou resultados fraudulentos e impedindo que interesses financeiros comprometam os padrões éticos da publicação. Situações suspeitas de má conduta científica serão investigadas sob o mais alto padrão de rigor acadêmico e ético.

Conselho Editorial
Ciências Humanas e Sociais Aplicadas
Prof. Dr. Adilson Tadeu Basquerote Silva – Universidade para o Desenvolvimento do Alto Vale do Itajaí
Prof. Dr. Alexandre de Freitas Carneiro – Universidade Federal de Rondônia
Prof. Dr. Alexandre Jose Schumacher – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Paraná
Prof. Dr. Américo Junior Nunes da Silva – Universidade do Estado da Bahia
Profª Drª Ana Maria Aguiar Frias – Universidade de Évora
Profª Drª Andréa Cristina Marques de Araújo – Universidade Fernando Pessoa

CIÊNCIAS HUMANAS E SOCIAIS APLICADAS
Atena Editora
Ano 2022

CAPÍTULO 8

IMPLICACIÓN DEL TRANSPORTE MARÍTIMO EN LA CONTAMINACIÓN DE LOS MARES. DESDE EL ATLÁNTICO OESTE HASTA EL PUERTO DE GIJÓN

Data de aceite: 09/07/2022
Data de submissão: 04/06/2022

Verónica Soto López
Universidad de Oviedo, Departamento de Ciencia y Tecnología Náutica, Asturias España
Orcid.org: 0000-0002-4950-0108

Deva Menéndez Teleña
Universidad de Oviedo, Departamento de Ciencia y Tecnología Náutica, Asturias España
Orcid.org:0000-0001-8954-356X

Marlene Bartolomé Sáez
Universidad de Oviedo, Departamento de Ciencia y Tecnología Náutica, Asturias España
Orcid.org: 0000-0002-4702-7505

RESUMEN: Las especies exóticas invasoras están reconocidas como una de las mayores amenazas para los ecosistemas marinos. La OMI ha identificado a los buques y a las actividades marítimas como los principales responsables de la entrada accidental de dichas especies en el mundo marino y es por ello que las políticas marítimas internacionales se centran en la prevención temprana. Aunque siempre ha existido un flujo de especies en las costas, el aumento del transporte marítimo ha hecho que la distribución de la biota sea cada vez más rápida y entre zonas geográficas más alejadas. A raíz de esto, los países costeros centran sus recursos en las políticas medioambientales portuarias. Las incrustaciones, fijación de biota en los cascos de los buques, son una de las principales causas del transporte de especies exóticas invasoras por todo el planeta. El Puerto de Gijón, en el golfo de Vizcaya, es uno de los principales puertos marítimos europeos, con un movimiento anual de más de 20 millones de toneladas procedentes de diferentes rincones del planeta. Dicho movimiento podría ser una de las causas de la introducción de especies invasoras en su costa. En este estudio, se ha evaluado la posible implicación de los buques procedentes del oeste atlántico en la contaminación biológica marina por incrustaciones en el Puerto de Gijón. Para ello, se realiza una evaluación de riesgos fundamentada en el tráfico marítimo recibido en Gijón durante el periodo 2004-2017.

IMPLICATION OF MARITIME TRANSPORT IN THE POLLUTION OF THE SEAS. FROM THE WEST ATLANTIC TO THE PORT OF GIJÓN

ABSTRACT: Invasive alien species are identified as one of the greatest environmental risks to marine ecosystems. The IMO has found ships and maritime activities as the main responsible for the accidental entry of such species into the marine world and that is why international maritime policies focus on early prevention. Although there has always been a movement of species along the coasts, the increasing of maritime transport has made the distribution of biota become faster and between more distant geographical areas. Consequence, coastal countries are focusing their resources on port environmental policies. Fouling (attachment of biota to the hulls of ships) is one of the main causes of the transport of invasive alien species around the world. The Port

of Gijón, in the Bay of Biscay, is one of the main European seaports, with an annual movement of more than 20 million tons from different areas of the earth. This traffic could be one of the causes of the introduction of invasive species to its coast. In this study, the possible influence of ships from the western Atlantic in marine biological pollution by fouling in the Port of Gijón has been evaluated. For this purpose, a risk assessment is carried out based on the maritime traffic arrived at Gijón during the period 2004-2017.
KEYWORDS: Maritime transport, biofouling, marine pollution, invasive species, West Atlantic Ocean.

INTRODUCCIÓN

Las invasiones biológicas marinas son a día de hoy una de las mayores amenazas para la biodiversidad y los ecosistemas marinos en todo el globo (1). Siempre ha existido un movimiento de especies controlado de un territorio a otro mediante barreras naturales (2), contribuyendo esto al equilibrio natural de los ecosistemas tanto marino como terrestre. Sin embargo, en los últimos siglos, el transporte marítimo ha modificado dichas barreras naturales (3) y, por lo tanto, la distribución de muchas especies se ha incrementado de forma rápida y exponencial.

El transporte marítimo es esencial para la economía mundial teniendo en cuenta que alrededor del 90% de las mercancías se transportan por mar (4). Más de cien mil buques mercantes de arqueo bruto superior a 100 GT navegan por todo el mundo trasladando alrededor de 10,7 millones de toneladas de mercancías de todo tipo (6). Además, para el periodo 2019-2024 la Conferencia de Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo, UNCTAD, prevé una expansión del 3.4% en el comercio marítimo internacional (4). Dicha expansión es una de las causas por las que se incrementa la distribución accidental de especies exóticas marinas. Asimismo también aumenta la velocidad de dispersión de las mencionadas especies provocando una subida en los costos económicos que los países receptores deben asumir por el impacto ocasionado en la pesca, la acuicultura y la economía local (5).

Los principales medios de transporte en la distribución de especies son, por un lado, el agua de lastre, siendo este el agua que toman del mar los buques mercantes para dar estabilidad y mejorar su condición de navegación, sobre todo cuando no transportan carga. Y, por otro lado, las incrustaciones o biofouling, es decir, la adhesión de biota en la obra viva del buque o parte sumergida del mismo.

Por todo ello, los buques mercantes y las actividades marítimas, han sido identificados como los principales vectores responsables del desplazamiento transoceánico de organismos costeros, propios de aguas superficiales a nuevos ambientes marinos muy distintos (7). Aunque siempre ha sido un problema muy importante para los países ribereños, el reconocimiento por la comunidad científica de los primeros signos de especies marinas exóticas invasoras, no llegaría hasta 1903. El alga unicelular de origen asiático,

Odontella Sinesis, fue la primera especie en ser reconocida como un problema tras su invasión en las costas de Dinamarca, Noruega y Suecia. Sin embargo, no fue hasta los años ochenta cuando el Comité de Protección del Medio Ambiente, MEPC, perteneciente a la Organización Marítima Internacional, OMI, puso su atención a los problemas que generan las especies exóticas tras la insistencia de Canadá y Australia.

En las últimas décadas, la OMI ha desarrollado diferentes políticas para proteger los ecosistemas marinos. Una de ellas es el convenio MARPOL 73/78, Convenio Internacional para Prevenir la Contaminación por los Buques, cuyo foco se centra en la contaminación marina generada por el transporte marítimo. Incluye temas como los derrames de petróleo, el transporte de productos químicos, los sistemas antiincrustantes y la gestión del agua de lastre (8). A pesar de la implementación de dichas políticas, por parte de los estados miembros de la OMI, y de todo el conocimiento disponible sobre las estrategias de detección y prevención de la introducción de especies exóticas invasoras marinas, la contaminación biológica causada por el transporte se sigue considerando un problema actual de gran importancia.

Los ecosistemas marinos se enfrentan a constantes introducciones de nuevas especies, sobre todo en los puertos, que son las principales puertas de entrada de la biota marina no nativa, a través de incrustaciones y el agua de lastre (9). Teniendo en cuenta que la erradicación es más difícil en las etapas tardías de la invasión que en las tempranas, se necesitan nuevas estrategias para la prevención y detección precoz de especies no nativas en los puertos (10). Por ello, surge la necesidad de desarrollar métodos para la evaluación de los riesgos asociados al transporte marítimo y en especial al agua de lastre e incrustaciones, como se realiza en esta investigación.

Este estudio pone su foco en la posible introducción de especies no nativas por incrustaciones en las aguas del Puerto de Gijón a través de buques procedentes de puertos situados en aguas del oeste Atlántico. Se ha tenido en cuenta que, cuanto mayor es el tamaño y el tiempo de estancia en puerto de un buque procedente de un determinado lugar, mayor es el riesgo de introducción de especies exóticas por incrustaciones en el área o puerto de descarga. Por otro lado, la similitud ambiental tanto de temperatura como de salinidad entre los puertos de origen y de destino, así como la concurrencia de especies de riesgo en la región del puerto donante, influyen en gran medida en el aumento de dicho riesgo.

OBJETIVO GENERAL

El objetivo principal de este estudio es averiguar si existe una implicación real del transporte marítimo proveniente de la zona del oeste Atlántico en la introducción de especies no nativas en el Puerto de Gijón por incrustaciones.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Para lograr el objetivo general anteriormente descrito, se plantean los siguientes objetivos específicos:

- Analizar los datos del tráfico marítimo, proveniente de la zona oeste del océano Atlántico, en el Puerto de Gijón.
- Identificar las especies invasoras que teóricamente podrían haber llegado al puerto de Gijón en forma de incrustaciones procedentes desde oeste del océano Atlántico.
- Comparar las especies predichas según el tráfico con las ya detectadas en el puerto de análisis.

MATERIAL Y MÉTODOS

Estudio de caso: Puerto de Gijón (Golfo de Vizcaya)

El Puerto de Gijón, situado en el Golfo de Vizcaya, es el puerto líder en el movimiento de graneles sólidos de España (11) y la principal entrada de carga internacional en el noroeste de la Península Ibérica. Además, también destacan las operaciones de descarga de graneles líquidos, carga de cemento y tráfico de mercancía general, mediante el transporte de contenedores. Cuenta con 7.000 metros lineales de atraque distribuidos en cuatro terminales y por las dimensiones de sus muelles, pueden atracar buques de hasta 300 metros de eslora. Los buques que llegan a Gijón proceden de lugares muy diversos del globo como Brasil, Bélgica, Marruecos, Rusia, Canadá y Australia entre otros, lo que contribuye a ser uno de los posibles causantes de la introducción de especies invasoras en la costa española.

A continuación, se puede observar en la *Figuras 1* y *Figura 2*, la distribución a nivel mundial de buques mercantes, de más de 1.000 toneladas de arqueo bruto, según el Sistema automático de ayuda mutua para el salvamento de buques, AMVER. Dicho sistema es voluntario y está operado por la Guardia Costera de los Estados Unidos, con el fin de promover la seguridad de la vida en el mar. Su misión es proporcionar, a las autoridades de búsqueda y rescate, información rápida y precisa sobre las posiciones y características de las embarcaciones situadas cerca de una emergencia reportada. En la *Figura 1* se observa el tráfico marítimo mundial del 2004, dicha representación se plasma mediante celdas teniendo en cuenta los buques que pasan por ese punto geográfico en un mes. Las celdas en color rojo muestran que más de 50 buques han pasado por la zona en 1 mes, las celdas de color amarillo que entre 15 y 49 buques han pasado por la zona en 1 mes, las celdas de color verde muestran que entre 5 y 14 buques han pasado por la zona en un mes y de color azul que 4 o menos buques han pasado por la zona en un mes. Mientras que en la *Figura 2* se puede observar el tráfico marítimo mundial en 2013 representado mediante

puntos en el mapa también por afluencia de barcos en la zona. Siendo el color rojo las rutas más transitadas. Se han escogido estos dos años como ejemplo teniendo en cuenta lo cercanos que están al periodo del estudio que se está realizando.

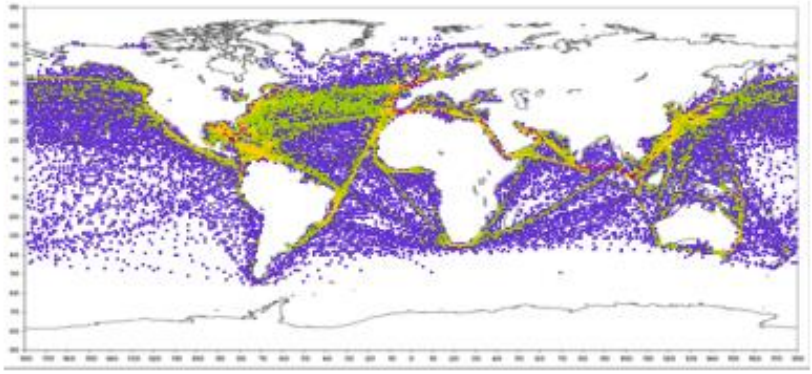


Figura 1: Distribución AMVER del tráfico marítimo junio 2004.

Fuente: https://www.amver.com/

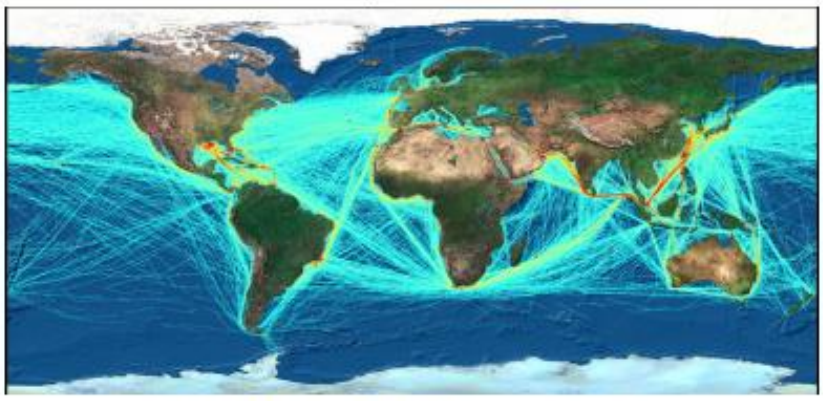


Figura 2: Distribución AMVER del tráfico marítimo junio 2013.

Fuente: https://www.amver.com/

Base de datos. Puerto de Gijón

Para el análisis de riesgo de contaminación biológica por incrustaciones, el Puerto de Gijón facilitó una base de datos con toda la información referente al tráfico marítimo, incluyendo datos de características, carga y viajes realizados durante el periodo 2004 hasta 2017 por todos los buques que llegaron a Gijón. Los datos resumidos pueden verse en la página web, http://www.puertos.es/en-us, gestionada por el Gobierno de España y en la que se recogen las estadísticas del tráfico marítimo de todos los puertos españoles desde el 1962.

La base de datos específica, creada por las autoridades portuarias de Gijón, consta

de todas las operaciones de los buques mercantes que hicieron escala en el puerto. Para este estudio solo se tienen en cuenta las operaciones implicadas en la introducción de especies por incrustaciones a causa de buques procedentes de puertos del oeste del océano Atlántico y que hayan llegado a Gijón en el periodo de estudio.

Riesgo de contaminación por incrustaciones

Como se ha cita anteriormente, los vectores más importantes de contaminación marina ocasionada por los buques en los puertos son las incrustaciones y el agua de lastre. En este caso, la investigación se centra en las incrustaciones ya que, según la base de datos proporcionada por el Puerto de Gijón, hay muy pocos buques que procedan de la zona estudiada con agua de lastre.

Para hallar el riesgo de contaminación por incrustación se tienen en cuenta todos los buques mercantes que atracan en Gijón para realizar operaciones de descarga o de tránsito y descarga. Las variables utilizadas para determinar dicho riesgo fueron: la superficie del buque en contacto con el agua, obra viva, y el tiempo que el buque permanece en puerto. Se escogieron estos parámetros teniendo en cuenta que, por un lado, cuanto mayor es la superficie del buque, más grande es la posibilidad de que se adhieran incrustaciones y, por tanto, mayor riesgo de traslado de especies. Y, por otro lado, cuanto más tiempo está el buque en el puerto más tiempo tendrán las especies tanto de adherirse al casco como de dispersarse y reproducirse, pudiendo llegar a ocasionar el desplazamiento de especies nativas de Gijón.

Como en los datos facilitada por del Puerto de Gijón, no se concretó el valor de la obra viva de los buques para este estudio se calculó en función de las GT (Gross Tonnage) del buque. Dicho término GT (siglas en inglés de tonelaje bruto), es una medida adimensional, que indica el volumen de todos los espacios internos del buque, y se utiliza en el ámbito marino como medio para clasificar los buques mercantes Cuanto mayor sea el valor de las GT, mayor será la superficie del buque y, por tanto, mayor será la parte del casco en contacto con el agua. En cuanto a la variable tiempo, como ya se mencionó anteriormente, cuanto más tiempo esté el buque en un puerto mayores serán las posibilidades del intercambio de especies en Gijón. Por tanto, la unidad empleada para el cálculo del riesgo fue "GT x t", tonelaje bruto (GT) multiplicado por el tiempo (t) en días de estancia en puerto.

Bases de datos de referencia para organismos exóticos e invasores

Teniendo en cuenta que el principal objetivo de este trabajo es analizar los riesgos de introducción de especies marinas desde puertos del oeste del océano Atlántico hasta el Puerto de Gijón, en primer lugar, se estudiaron los puertos de origen de buques que generan un mayor riesgo. En segundo lugar, se identificaron las especies exóticas invasoras ya existentes en las zonas con más riesgo y que podrían ser las transportadas a la región receptora.

Para ello, se estudiaron las bases de datos de ámbito tanto nacional como

internacional, que no tuviesen coste y con posibilidad de búsqueda online. Tras una búsqueda exhaustiva se escogió la base de datos GISD, Global Invasive Species Database (http://www.iucngisd.org/gisd/). Dicha base de datos está gestionada por el Grupo de Especialistas en Especies Invasoras, ISSG, de la Comisión de Supervivencia de Especies de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, UICN. El ámbito geográfico es mundial y la búsqueda puede realizarse por ubicación geográfica, grupos taxonómicos, sistema (agua dulce, terrestre, marina...), vía, impacto y gestión. Se seleccionó esta base de datos por su mayor alcance geográfico en comparación con otras revisadas.

Esta plataforma permite escoger y concretar la búsqueda de especies por medio de parámetros taxonómicos y los engloba en: animales; plantas; bacterias; virus; cromista; hongos; promista o virus. Para elegir la localización de los animales/plantas, se hará por regiones, países, mares u océanos. Se ha de tener en cuenta que, cuanto más concisa sea la búsqueda mejor resultado se obtendrá. Los parámetros permitidos por la base de datos para el sistema son: agua dulce; marina; terrestre; salobres; marina / agua dulce / salobre; terrestre / agua dulce / marina; marino / terrestre; agua dulce / terrestre. Las vías de introducción a seleccionar son muy variadas, transporte-almacenamiento, vía de liberación, esclusas, etc.

En la *Tabla 1* se detallan los parámetros utilizados para la realización de este estudio. Se escogieron animales y plantas ya que son las especies que tienen más posibilidad de ser transportadas por incrustaciones adheridas al casco de los buques. En el caso de la localización se seleccionan las regiones que generan riesgo en el puerto de Gijón, por países o por zonas de mares u océanos. Para el método de transporte se eligen, marina, agua dulce y salobre ya que algunos puertos se encuentran en ríos o estuarios. Y, por último, como medio de transporte, se tendrá en cuenta el riesgo de contaminación por biofouling.

Figura 3: Parámetros utilizados en la base de datos GISD para este estudio.

Fuente: Elaboración propia.

Condiciones ambientales

Para que una especie sobreviva en una localización que no es la suya y llegue a ser especies exótica invasora, además de llegar vivo a ese punto geográfico tienen que darse unas condiciones ambientales similares a las de su origen para establecerse y llegar a reproducirse. Por lo tanto, en este trabajo, se investigan las similitudes entre el clima de origen y el de destino, utilizando la plataforma OBIS (Ocean biodiversity information system). Esta página (https://obis.org/) es un centro de intercambio de información y datos de acceso gratuito mundial sobre la biodiversidad marina para la ciencia, la conservación y el desarrollo sostenible. Se estudian por tanto las condiciones de temperatura y salinidad óptimas para la supervivencia de las especies encontradas en los puertos con mayor riesgo por incrustaciones y se comparan con las del Puerto de Gijón.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La vista general de los puertos que ocasionan un mayor riesgo de introducción de especies por incrustaciones en el Puerto de Gijón, según los parámetros de GTs por tiempo de estancia en puerto, se puede observar en la *Figura 3*. Como se puede apreciar, el riesgo más elevado lo generan los puertos del este de Australia, de la costa sureste de África, y de la costa oeste del Atlántico, tanto en América del Norte como América del Sur.

Figura 4: Mapa de riesgo por incrustaciones que llegan al puerto de Gijón procedente de todo el mundo.

Fuente: Elaboración propia

En la *Figura 4* se representan los puertos con mayor riesgo de contaminación biológica por biofouling de los países bañados por el oeste del océano Atlántico. Para ello,

se representan los nombres de los puertos que generan más riesgo por incrustaciones, precedidos de dos letras que hacen referencia al país del puerto. Dicha referencia se corresponde con la norma ISO 3166-1 (12), en la que se asocian unas siglas a cada nombre de país en inglés. Además, se representa con la letra "D" el tipo de operación realizada por el buque en el puerto, en este caso "descarga". Los puertos con mayor riesgo son los de Ponta do Madeira y Tubarao en Brasil; Port Cartier en Canada; Puerto Bolivar, Drummond y Prodeco en Colombia; Norfolk en Estados Unidos; Montevideo en Uruguay; y en Santa Marta, Puerto Colombia, Macaibo y Puerto Ordaz enVenezuela. Como se puede apreciar los puertos con un riesgo más notable son Drummond y Prodeco, Puerto Bolivar, Ponta do Madeira, Tubarao, Port Cartier y Norfolk, el motivo es que dichos puertos son importantes exportadores de gráneles solidos que descargan su mercancía en el puerto de Gijón.

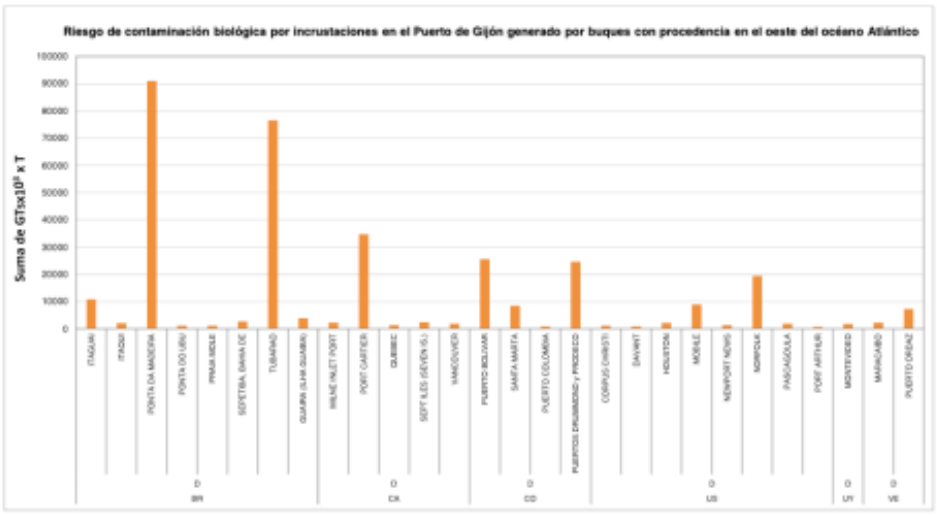


Figura 5: Puertos con más riesgo por biofouling.

Fuente: Elaboración propia.

Poniendo el foco del estudio en los puertos que están en el este de América del Norte, América del Sur y Centroamérica y utilizando la base de datos biológica GISD se detectan seis_especies exóticas invasoras que pueden ser introducidas de manera involuntaria por incrustaciones.

El molusco *Geukensia demissa* es nativo de América del Norte y especie exótica invasora en México y Venezuela. Crece hasta alcanzar una media de 10 cm de longitud, siendo el tamaño máximo de 13 cm. Suele ser de color marrón oliva, marrón amarillento, marrón oscuro o negro Su hábitat son zonas de marismas en su nivel más bajo. Esta especie, es un bioindicador de la contaminación y de la calidad del agua y es muy utilizado

para estudios de evaluación de la contaminación (13). No compite con especies nativas por el espacio, pero si por la alimentación, ya que es capaz de filtrar gran cantidad de agua y alimentos.

La *Acanthophora spicifera* es una macroalga que crece hasta 40 cm de altura. Su desarrollo y color depende de si se localiza en zonas de gran movimiento o en zonas de movimientos más moderados. Es nativa del mar Caribe y estudios de la zona de Panamá, han reportado que dicha especie es desplazada de algunos hábitats donde es nativa, ya que peces, erizos y cangrejos la incluyen en su dieta (14)Caribbean Panama. Manipulative experiments and detailed descriptive data indicated that fragmentation accounted for this alga's standing crop and distribution. Fragments were broken off by turbulence in the fore reef, transported by currents across a seagrass meadow, snagged, and attached or entangled in the back reef. Accumulations of ≈66 g (dry wt.. Tiene una morfología plástica, que le permite adaptarse a diferentes condiciones e invadir gran diversidad de hábitats. La naturaleza quebradiza de sus ramas suele provocar su fragmentación y contribuir a que las poblaciones flotantes sean frecuentes, grandes y de amplia distribución (15).

La *Alitta succinea* es un gusano sedentario, que se considera especie exótica invasora en países como Argentina, Brasil, Canadá, Colombia o Estados Unidos. Crece hasta 190 mm de longitud y tiene hasta 160 segmentos. Los poliquetos son uno de los organismos marinos más útiles para detectar la contaminación porque viven en la interfaz agua-sedimento. Esta capa es biológicamente reactiva y químicamente activa. Además, este tipo de especies se han utilizado en bioensayos, para monitorizar compuestos tóxicos y como indicadores de contaminación, desde niveles comunitarios o poblacionales hasta nivel de especie [17].

Styela plicata es un invertebrado nativo del Atlántico Oeste central, de Estados Unidos y del oeste de la India. Es llamado coloquialmente chorro de mar, y es un tunicado bentónico ovalado, de un color entre grisáceo y blanco tostado. Cuando se le molesta físicamente, la especie expulsa agua, lo que explica que se le llame chorro de mar. Es un invertebrado muy eurotérmico; capaz de tolerar cambios en el agua de mar entre 10° y -30°C y salinidades entre 22 y 34% (16). La Styela plicata rivaliza con otros organismos, echándolos del espacio que ocupa. Sus larvas pueden invadir el espacio ocupado y desarrollarse hasta alcanzar un gran tamaño en un periodo de tiempo relativamente corto, adheridas a otros organismos. Después, se desprende debido a su gran tamaño, arrastrando a menudo a otros organismos marinos (17)

El *Dreissena polymorpha* es un molusco nativo de Rusia, Turquía y Ucrania. La concha es triangular y puede llegar a tener un tamaño máximo de 5 centímetros, aunque los individuos raramente superan los 4 cm. Este molusco es popularmente conocido como mejillón cebra y es el invasor de agua dulce más agresivo del mundo Las bandas oscuras y claras en el caparazón, es la característica más destacada de este molusco y su concha exterior suele estar muy pulida (18).

Por último, *Codium fragile ssp. Tomentosoides* es un alga de gran ramificación que puede alcanzar una longitud de 1 metro y puede pesar hasta 3,5 kg. La codium, tiene gran éxito invasor en el Atlántico noroccidental que puede atribuirse a varias características del ciclo vital y a la ecología fisiológica del alga. Esta especie presenta varios modos de reproducción, lo cual es un rasgo común en muchas invasoras. Puede reproducirse sexual, partenogenética y vegetativamente. Las corrientes de agua pueden llevar a esta especie a largas distancias introduciéndola en nuevos lugares. Tolera una variedad de niveles de salinidad y temperatura del agua. Además, prospera en hábitats protegidos, lo que facilita la dispersión mediada por el hombre (19).

A continuación, en la *Tabla 2*, se muestran las seis especies a estudio, el reino y filo al que pertenecen, así como el origen geográfico de los puertos de los que pueden venir a Gijón.

Especie	Reino	Filo	Origen Geográfico
Geukensia demissa	Animal	Molusco	Quebec/ Lago Maracaibo
Acanthophora spicifera	Planta	Alga	Colombia
Alitta succinea	Animal	Anelida	Colombia
Styela plicata	Animal	Tunicado	Texas
Dreissena polymorpha	Animal	Molusco	Luisiana/Huston/Mobile/ Virginia/Misisipi
Codium fragile ssp. tomentosoides	Planta	Alga	Virginia

Tabla 2: Especie, reino, filo y origen geográfico de las especies exóticas invasoras a estudio.

Fuente: Elaboración propia.

Las seis especies nombradas anteriormente, podrían haber llegado al Puerto de Gijón transportadas como incrustaciones por los buques procedentes del oeste del océano Atlántico en el periodo estudiado, pero dichas especies necesitan ciertas condiciones ambientales para sobrevivir y proliferar en un nuevo medio. En la *Tabla 3* se representan los parámetros de temperatura (°C) y salinidad (psu) de las seis especies a estudio, para compararlos más adelante con los datos del Puerto de Gijón.

Especie	Temperatura (ºC)		Salinidad (Unid. Prácticas de salinidad, psu)	
	Nivel de supervivencia media	Nivel de supervivencia alto	Nivel de supervivencia media	Nivel de supervivencia alto
Geukensia demissa	15º C - 20º C	10º C - 15º C	20 - 25 psu	30 - 35 psu
Acanthophora spicifera	20º C - 25º C	25º C - 30º C	25 - 30 psu	30 - 35 psu
Alitta succinea	15º C - 20º C	10º C - 15º C	15 - 20 psu	30 - 35 psu
Styela plicata	15º C - 20º C	20º C - 25º C	25 - 30 psu	30 - 35 psu
Dreissena polymorpha	10º C - 15º C	5º C - 10º C	5 - 10 psu	0 - 5 psu
Codium fragile ssp. tomentosoides	5º C - 10º C	10º C - 15º C	25 - 30 psu	30 - 35 psu

Tabla 3: Parámetros de temperatura y salinidad de las especies a estudio.

Fuente: Elaboración propia.

Las temperaturas medias del agua de mar en el Puerto de Gijón durante el periodo a estudio fueron 10,2 ºC de mínima y 24,4 ºC de temperatura máxima (20). Con relación a la salinidad en el Puerto de Gijón, su rango medio durante el periodo de estudio fue entre 32,95 a 36,69 psu. Por todo ello, se puede observar que las temperaturas de nivel de supervivencia alto de las especies *Geukensia demissa, Alitta succinea y* Codium *fragile ssp. tomentosoides* están cerca de coincidir con las temperaturas del Puerto de Gijón. Por otro lado, los parámetros de salinidad de dichas especies estarían cercanos al rango de salinidad del puerto.

Tras el análisis de la situación de las aguas del Puerto de Gijón mediante muestras realizadas por buzos en el estudio de Ibabe (21) se ha podido demostrar que si la especie de molusco *Geukensia demissa, la nelida Alitta succinea y la alga* Codium *fragile ssp. tomentosoides* fueron transportadas en el casco de algún buque proveniente de las aguas de Canadá, Venezuela, Colombia o Estados Unidos aún no han llegado a ser especies exóticas invasoras en las aguas del Puerto de Gijón.

CONCLUSIONES

Se han analizado los riesgos de introducción de especies invasoras por incrustaciones en el Puerto Internacional de Gijón, mediante el estudio del tráfico marítimo durante el periodo comprendido entre 2004 y 2017 y se han obtenido las siguientes conclusiones:

- Aunque las especies de *Geukensia demissa, Alitta succinea y* Codium *fragile ssp. tomentosoides* no son, hoy en día, especies exóticas invasoras en las aguas del Puerto de Gijón, buques procedentes del oeste del océano Atlántico llegan diariamente a dicho puerto por lo que sería importante mantener una vigilancia activa en este vector de transmisión de especies marinas.

- La introducción de especies invasoras por incrustaciones está demostrada y datada a nivel mundial. Por ello, es evidente la necesidad de desarrollar herramientas eficaces de detección temprana en los puertos siguiendo las recomendaciones de la Organización Marítima Internacional, y los estándares de la economía azul que persiguen la explotación los recursos naturales de manera sostenible y la protección del medio ambiente.

Mediante la realización de seguimientos periódicos por parte de las autoridades nacionales, es posible evaluar el estado ambiental de los ecosistemas acuáticos y, de esta forma, desarrollar estrategias para evitar un mayor deterioro y pérdida de biodiversidad a nivel mundial. Estas medidas contribuirán en el descenso de la propagación de especies exóticas invasoras y de las pérdidas económicas y materiales ocasionadas por ello.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido apoyado por el Ministerio de Economía y competitividad de España con la subvención BLUEPORTS MINECO CGL-2016-79209-R. Los autores quieren agradecer también su colaboración a las Autoridades del Puerto de Gijón.

REFERENCIAS

1. Molnar JL, Gamboa RL, Revenga C, Spalding MD. Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. Frontiers in Ecology and the Environment. 2008;6(9):485-92.

2. Richardson DM, Pyšek P. Elton, C.S. 1958: The ecology of invasions by animals and plants. London: Methuen. Progress in Physical Geography: Earth and Environment. 1 de diciembre de 2007;31(6):659-66.

3. Kotta J, Nõomaa K, Puntila R, Ojaveer H. Shipping and natural environmental conditions determine the distribution of the invasive non-indigenous round goby Neogobius melanostomus in a regional sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science. 2015;169.

4. Informe Sobre El Transporte Maritimo 2019. :136.

5. Olson LJ. The Economics of Terrestrial Invasive Species: A Review of the Literature. Agric resour econ rev. abril de 2006;35(1):178-94.

6. Informe Sobre El Transporte Maritimo 2019. :136.

7. Williams SL, Davidson IC, Pasari JR, Ashton GV, Carlton JT, Crafton RE, et al. Managing Multiple Vectors for Marine Invasions in an Increasingly Connected World. Bioscience. 2013;63(12):952-66.

8. Brookman C. IMO Environmental Regulations—Is There a Case for Change the Standard Entry-into-Force Requirements? Marine Technology. 1 de octubre de 2002;39:232-8.

9. Nunes AL, Katsanevakis S, Zenetos A, Cardoso AC. Gateways to alien invasions in the European seas. Aquatic Invasions. 2014;9(2):133-44.

10. Ujiyama S, Tsuji K. Controlling invasive ant species: a theoretical strategy for efficient monitoring in the early stage of invasion. Sci Rep. diciembre de 2018;8(1):8033.

11. El Puerto de Gijón - Autoridad Portuaria de Gijón [Internet]. Puerto de Gijón - Autoridad Portuaria de Gijón. [citado 26 de mayo de 2021]. Disponible en: https://www.puertogijon.es/puerto/

12. 1292428778575-CODIGOS_ISO_3166_1.pdf [Internet]. [citado 4 de noviembre de 2021]. Disponible en: https://www.mjusticia.gob.es/es/Ciudadano/Registros/Documents/1292428778575-CODIGOS_ISO_3166_1.PDF

13. Torchin M, Lafferty K, Dobson A, McKenzie V, Kuris A. Introduced species and their missing parasites. Nature. marzo de 2003;421:628-30.

14. Kilar JA, McLachlan J. Ecological studies of the alga, Acanthophora spicifera (Vahl) Børg. (Ceramiales: Rhodophyta): Vegetative fragmentation. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 1986;104(1):1-21.

15. GISD [Internet]. [citado 24 de octubre de 2021]. Disponible en: http://www.iucngisd.org/gisd/

16. Ueng YT, Wang YK, Tsao CW, Chang Y, Tung SC, Hsu JT. Monitoring and Assessment of Oyster and Barnacle Larvae Settlement in an Oyster Farm in Western Taiwan. Natural Resources. 1 de enero de 2020;11:112-26.

17. Gao Y, Yu Y, Ng TK. A Study on the Moderating Effect of Family Functioning on the Relationship between Deviant Peer Affiliation and Delinquency among Chinese Adolescents. Advances in Applied Sociology. 28 de junio de 2013;3(3):178-85.

18. Mackie TJ. Mackie & McCartney practical medical microbiology.: rtrt. 13th ed / edited by J. G. Collee .. [et al.]. Edinburgh: Churchill Livingstone; 1989. xiv, 910 p.

19. Villaseñor-Parada C, Neill PE. Distribución espacial de epifitos en el talo de la macroalga introducida Codium fragile subsp. tomentosoides en el submareal de Caldera. Rev biol mar oceanogr. agosto de 2011;46(2):257-62.

20. Prediccion de oleaje, nivel del mar ; Boyas y mareografos l puertos.es [Internet]. [citado 4 de noviembre de 2021]. Disponible en: https://www.puertos.es/es-es/oceanografia/Paginas/portus.aspx

21. Ibabe A, Miralles L, Carleos CE, Soto-López V, Menéndez-Teleña D, Bartolomé M, et al. Building on gAMBI in ports for a challenging biological invasions scenario: Blue-gNIS as a proof of concept. Marine Environmental Research. 2021;169:105340.

7.4 Trabajos presentados en congresos.

Jornadas doctorales.

La primera ponencia, es presentada en las VII Jornadas Doctorales de la Universidad de Oviedo 2018 tituladas “Universidad, investigación y conocimiento: la transversalidad como referente del desarrollo profesional y social”. La ponencia presentada se titula “Análisis de riesgos de especies invasoras por agua de lastre o incrustaciones en el Puerto de Gijón” y se presenta en formato de artículo. A continuación, la portada del libro de abstract (con el ISBN correspondiente) y el artículo.

UNIVERSIDAD, INVESTIGACIÓN Y CONOCIMIENTO:

LA TRANSVERSALIDAD COMO REFERENTE DEL DESARROLLO PROFESIONAL Y SOCIAL

UNIVERSIDAD, INVESTIGACIÓN Y CONOCIMIENTO: LA TRANSVERSALIDAD COMO REFERENTE DEL DESARROLLO PROFESIONAL Y SOCIAL

Emilio Álvarez-Arregui (Coordinador)

Alejandro Rodríguez-Martín
Aránzazu Valdés González
Beatriz Rodríguez Ruiz
Carolina González Melgar
Covadonga Rodríguez Martín
Florentino Avelino López
Javier Martín Antón
José Pablo Paredes Sánchez
Lucía Menéndez Menéndez
Manuel Antonio Álvarez Buylla
María Mercedes García Cuesta
Patricia García Zapico
Rocío Teja Martínez
Verónica Cañal Fernández

Universidad de Oviedo
Universidá d'Uviéu
University of Oviedo

© 2019 Universidad de Oviedo
© Los autores

Universidad de Oviedo
Portada e Ilustraciones: Eduardo Carruébano Vega Servicio de Publicaciones de la Universidad de Oviedo
Campus de Humanidades. Edificio de Servicios. 33011 Oviedo, Asturias, España Tel. 985 10 95 03
Fax 985 10 95 07
http: www.uniovi.es/publicaciones servipub@uniovi.es

I.S.B.N.: 978-84-17445-34-8
DL AS 1872-2019

Todos los derechos reservados. De conformidad con lo dispuesto en la legislación vigente, podrán ser castigados con penas de multa y privación de libertad quienes reproduzcan o plagien, en todo o en parte, una obra literaria, artística o científica, fijada en cualquier tipo y soporte, sin la preceptiva autorización.

TECNOLOGÍAS SEMÁNTICAS EN EL ÁMBITO POLÍTICO Y LEGISLATIVO 417

MEJORA DE LA SOSTENIBILIDAD DE LA PREPARACIÓN DE SUPERFICIES MEDIANTE EL APROVECHAMIENTO DE RESIDUOS SIDERÚRGICOS 425

INVESTIGACIÓN DE RECURSOS MINERALES EN LA CUENCA HIDROGRÁFICA DEL RÍO ESVA 437

SISTEMA DE CONTROL NEURO-DIFUSO ADAPTATIVO BASADO EN RELACIONES BOOLEANAS 445

INDICADORES DE EFICIENCIA ENERGÉTICA: CONSTRUCCIÓN Y EVALUACIÓN DE UNA BASE CONCEPTUAL PARA EL CASO ECUATORIANO 457

COMPORTAMIENTO ELECTROMAGNÉTICO DE CRISTALES FOTÓNICOS ANGULARES PARA APLICACIONES DE TRANSMISIÓN DE ENERGÍA NALÁMBRICA EN RF 477

PROCESOS DE INVERSIÓN DE LA IMANACIÓN EN NANOHILOS MODULADOS DE NI Y NIFE PARA ALMACENAMIENTO DE INFORMACIÓN 483

TÉCNICAS PARA LA MEDICIÓN DE LA CALIDAD EN DATOS ABIERTOS Y ENLAZADOS 493

ESTUDIO DE LAS PROPIEDADES REOLOGICAS DEL CHOCOLATE EN LA INDUSTRIA 503

EVALUACIÓN TRIBOLÓGICA DE LÍQUIDOS IÓNICOS DERIVADOS DE LOS ÁCIDOS GRASOS OCTANOICO, LÁURICO Y PALMÍTICO 511

DISTRIBUCIÓN GEOQUÍMICA DE METALES PESADOS Y METALOIDES EN SEDIMENTOS DE PLAYAS ASTURIANAS 521

ESTUDIO TRIBOLÓGICO DEL EMPLEO DE LÍQUIDOS IÓNICOS EN LA FORMULACIÓN DE LUBRICANTES BIODEGRADABLES 529

ANALISIS DE RIESGOS DE ESPECIES INVASORAS POR AGUA DE LASTRE E INCRUSTACIONES EN EL PUERTO DE GIJON 535

MANTENIMIENTO DE LA CONSISTENCIA LÓGICA EN CASSANDRA 543

CARACTERIZACIÓN DE ESCOMBRERAS MINERAS CON RESIDUOS PELIGROSOS MEDIANTE TELEDETECCIÓN Y SIG Y MONITORIZACIÓN DE SUS PROCESOS DE REMEDIACIÓN 553

5. CIENCIAS DE LA SALUD

ENFERMEDAD CORONARIA NO REVASCULARIZABLE: ANÁLISIS DE SUPERVIVENCIA A LOS 20 AÑOS 565

PCA 3 Y SU CORRELACIÓN CON EL PSA, BIOPSIA PROSTÁTICA Y EL ESPÉCIMEN DE PROSTATECTOMIA RADICAL EN EL DIAGNÓSTICO CLÍNICO-PATOLÓGICO DEL CÁNCER DE PRÓSTATA. 571

ANALISIS DE RIESGOS DE ESPECIES INVASORAS POR AGUA DE LASTRE E INCRUSTACIONES EN EL PUERTO DE GIJÓN

INGENIERÍA Y ARQUITECTURA

Soto López, Verónica[1]

[1]*Universidad de Oviedo. Escuela Superior de Marina Civil - Gijón, España*
UO60140@uniovi.es, España

Resumen. Las invasiones biológicas marinas son uno de los mayores peligros para la biodiversidad a nivel mundial.

Plantas, animales y microbios marinos se trasladan por todo nuestro planeta de diversas maneras. Unos se adhieren al casco de los buques (incrustaciones), mientras que otros viajan en el interior de los tanques de agua de lastre de los buques mercantes.

Si estas especies se introducen en un nuevo medio pueden llegar a convertirse en especies invasoras y causas trastornos graves en los ecosistemas e incluso en la economía local.

El Puerto de Gijón es uno de los principales puertos marítimos del Arco Atlántico, con un movimiento anual de más de 20 millones de toneladas provenientes de todos los rincones del planeta, por lo que dicho movimiento podría estar implicado en la introducción de especies invasoras en nuestras aguas.

El estudio que se plantea es la realización de un mapa de riesgos de contaminación biológica en dicho puerto. Mediante muestreos físico, se realizará la comprobación de los supuestos generados por el mapa de riesgos y se procederá a la formulación de protocolos de actuación ante posibles especies invasoras.

Palabras clave: Blueports; agua de lastre; incrustaciones; bioseguridad; especies invasoras.

Title: analysis of risks of invasive species by ballast water and biofoulling in the port of gijon.

Abstract: Marine biological invasions are one of the greatest threats to biodiversity worldwide.

Plants, animals and marine microbes move around our planet in different ways. Some adhere to the hull of ships (biofoulling), while others travel inside the ballast water tanks of merchant ships.

If these species are introduced into a new environment they can become invasive species and cause serious disturbances in ecosystems and even in the local economy.

The Port of Gijón is one of the main seaports of the Atlantic Arc, with an annual movement of more than 20 million tons from all corners of the planet, so that this movement could be involved in the introduction of invasive species in our waters.

The study that is being considered is the realization of a risk map of biological contamination in said port. Through physical sampling, the assumptions generated by the risk map will be checked and the protocols will be formulated to deal with possible invasive species.

Keywords: Blueports; Biofulling; Ballast Water; Invasive Species.

JEL Classification: L91, Q2P25, Q5Q53, Q5Q56,Q5P57.

INTRODUCCIÓN:

El problema de contaminación a causa de las incrustaciones y el agua de lastre es un tema que los organismos internacionales como la OMI (Organización Marítima Internacional) llevaban teniendo en cuenta desde hacía muchos años. La Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo (CNUMAD), celebrada en Río de Janeiro en 1992, valoró el asunto como un problema internacional de la mayor importancia.

Tras 14 años de complejas negociaciones la OMI adopta, el 13 de febrero de 2004 en Londres, el Convenio Internacional para el control y la gestión del agua de lastre y los sedimentos de los buques. Dicho convenio también es conocido por las siglas BWM que provienen de su nombre en inglés, Ballast Water Management Convenion.

El convenio tiene por objetivo evitar la propagación de organismos acuáticos perjudiciales de una región a otra, estableciendo normas y procedimientos para la gestión y el control del agua de lastre y los sedimentos de los buques. (Organización Marítima Internacional, 2017)

Fue un camino muy largo no exento de dificultades, en gran medida debido a complicaciones económicas y estructurales de la implantación de todos los equipos necesarios para cumplir la normativa por parte de los buques. Todo ello ha supuesto un gran retraso en la ratificación del convenio por parte de los países miembros.

España ratificó el Convenio BWM mediante su publicación en el BOE, el martes 22 de noviembre de 2016. No fue hasta el 8 de septiembre de 2016 cuando, con la firma de Finlandia, se

alcanza el porcentaje necesario para la entrada en vigor del convenio. Finalmente, el convenio entró en vigor el 8 de septiembre de 2017.

Actualmente, el Puerto de Gijón es uno los principales puertos marítimos del Arco Atlántico, con un movimiento anual de más de 20 millones de toneladas.

Siendo el puerto líder en el movimiento de graneles sólidos de España, gracias sobre todo, a las importaciones de carbón y mineral de hierro, procedentes del Continente Americano destinados a la siderurgia y centrales térmicas. También existe un gran desembarque tanto de graneles líquidos como embarque de cemento y tráfico de mercancía general, mediante el transporte de contenedores.

En la figura 1 se puede observar una captura de pantalla, del Global Mapper, de las principales rutas que siguen los buques que llegan al puerto de Gijón. Como podemos observar en dicha figura hay una gran variedad de rutas y los buques que nos visitan son de muy diversa procedencia.

Principales rutas de los buques que visitan el puerto de Gijón

Figura 1: Principales rutas que siguen los buques que llegan al puerto de Gijón desde diferentes partes del mundo.

El puerto de Gijón también quiere ser líder en sostenibilidad a nivel estatal y europeo por lo que aboga por un desarrollo más sostenible.

La Estrategia Ambiental de la Autoridad Portuaria de Gijón está enfocada a mejorar su competitividad también en este aspecto dotando al puerto un valor añadido, por lo que con esta tesis

se podría realizar un gran avance en este aspecto teniendo en cuenta que podremos llegar a evaluar, identificar e intentar neutralizar el impacto ambiental de especies invasoras.

Con este proyecto se intenta dar una visión del alcance del problema de contaminación a causa de las incrustaciones y el agua de lastre, hoy en día, tomando como referencia un puerto tan cercano a nosotros como es el puerto de Gijón.

El punto de partida es el proyecto BLUEPORTS (Estrategias científicas y educativas para una actividad portuaria sostenible ante invasiones Biológicas). Éste es Proyecto de la Universidad de Oviedo, financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (CGL22016-79209-R) que cuenta con el apoyo de la Autoridad Portuaria de Gijón y la Fundación Municipal de Cultura, Educación y Universidad Popular a través del programa" Gijón conciencia").

En dicho proyecto, los investigadores de Biología y los investigadores de la Escuela Superior de Marina Civil de la Universidad de Oviedo tienen como objetivo, entre otros, realizar un inventario genéticamente confirmado de biota marina, identificando las especies exóticas, obtenido a partir de muestreos en las instalaciones del Puerto de Gijón, y las áreas costeras circundantes y desarrollar estrategias para la detección temprana mediante ADN ambiental de organismos perjudiciales en aguas portuarias o el seguimiento de la biota del agua de lastres con muestreos periódicos durante el trayecto de los buques. Este trabajo toma como referencia dicho proyecto para estudiar la implicación del transporte marítimo en la introducción de especies invasoras en nuestras aguas, y llegar a desarrollar estrategias para que se incorpore la bioseguridad portuaria de una manera eficaz tanto en el puerto de Gijón como en otros puertos.

OBJETIVOS

El objetivo general del trabajo, por lo tanto, es averiguar si existen especies invasoras en el puerto de Gijón provenientes del tráfico marítimo internacional de dicho puerto, identificar e intentar neutralizar el impacto ambiental de dichas especies invasoras en el puerto.

Dentro de los objetivos específicos se plantean los siguientes:

- Identificar las especies invasoras que teóricamente podrían haber llegado al puerto del Musel en el agua de lastre y sedimentos, así como incrustaciones en el casco de los buques
- Evaluar mediante muestras si realmente existen dichas especies invasoras.
- Realizar un mapa GIS de riesgos de invasión biológica basado en el tráfico marítimo.
- Redactar unos protocolos de actuación en el puerto de Gijón para disminuir la posible contaminación de sus aguas con especies invasoras de otros países en paralelo con las directrices de la OMI.

- Contribuir a divulgar la concienciación y el conocimiento de la contaminación que se genera en los mares.

DISEÑO DE INVESTIGACIÓN

Durante este trabajo vamos a realizar una base de datos de todos los buques que han transitado por el puerto del Musel desde 2004 a 2017, teniendo en cuenta las rutas tanto de los buques entrantes como de los buques salientes.

Una vez filtrados los datos al tonelaje escojido se comprobará el puerto de origen de los buques y si existe en dicho puerto alguna especie invasora detectada.

Para comprobar si existe alguna especie invasora en los puertos de origen utilizaremos la base de datos GISD (Global Invasive Species Database).

A continuación, en la figura 2 podemos observar la imagen de inicio de la base de datos GISD sin haber realizado ninguna búsqueda en concreto.

Global Invasive Species Database

Figura 2: Página de inicio del GISD.

Tras realizar los pasos anteriores se introducen los datos en el programa Global Mapper, que es un software de procesamiento de datos SIG (Sistema de Información Geográfica) que incluye todo tipo de información cartográfica y de mapas y se hará un mapa de Riesgos de las especies invasoras detectadas.

Se estudian las especies que han conseguido sobrevivir en el puerto del Musel. Si existiese alguna especie invasora se indaga porqué estas especies han conseguido sobrevivir y otras no en nuestras aguas y las posibles consecuencias que pueden tener en nuestras especies autóctonas.

Posteriormente, se realiza un estudio comparativo entre los riesgos producidos por el agua de lastre y el biofulling teniendo en cuenta las conclusiones obtenidas anteriormente.

Una vez que hemos realizado el mapa GIS de riesgos, pasaremos a redactar unos protocolos de actuación en el puerto de Gijón para disminuir la posible contaminación de sus aguas con especies invasoras de otros países, en paralelo con las directrices de la OMI.

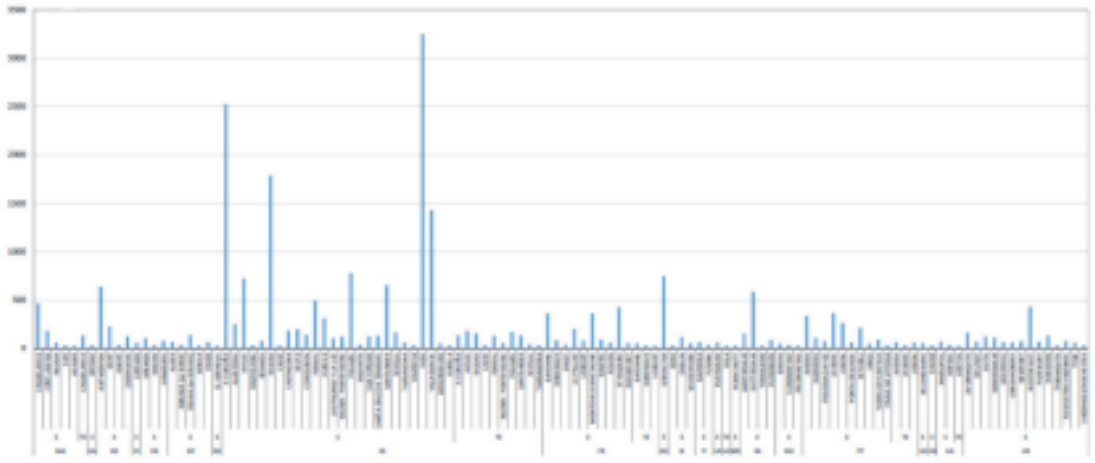
Se intenta trasladar a las autoridades portuarias de los puertos de origen informes sobre las especies invasoras en nuestro puerto, para que, si lo estiman oportuno, tomen las medidas pertinentes para que dicha contaminación no se propague por otros puertos.

Mediante charlas y talleres se intenta contribuir a divulgar la concienciación y el conocimiento de la contaminación de especies invasoras que se genera debido al agua de lastre, al biofulling y a otros tipos de contaminación marítima que genera la mano del hombre.

AVANCES Y CONCLUSIONES

A día de hoy y gracias a las muestras reales extraídas en los diferentes muelles del puerto de Gijón, mediante buzos, ya estamos pudiendo contrastar de una manera rápida y eficaz la teoría que se establecía en esta investigación sobre la posibilidad de tener una o varias especies invasoras en dicho puerto provenientes del agua de lastre y el biofulling.

Estamos observando también que para agua de lastre existe más riesgo de contaminación biológica de buques provenientes de puertos españoles como Vigo, La Coruña o Bilbao.



Gráfica 4-1: gráfico general del riesgo de contaminación biológica por agua de lastre, filtrado a nulo de 30 KGTs.

Gráfico 1: Contaminación biológica por agua de lastre en el puerto de Gijón en el periodo 2004-2017

En contraste con los datos del agua de lastre podemos ver que para incrustaciones el riesgo de contaminación biológica es de buques procedentes de fuera de España, como son Brasil, Australia o Sudáfrica.

También estamos observando que debido a la afluencia de determinados tipos de buques en unos muelles y no en otros está haciendo que se produzca más riesgo de contaminación biológica en unos muelles concretos del puerto. Sin duda, uno de los parámetros que hace que exista más riesgo es el tiempo de estancia de dichos buques en el muelle.

En la figura 3 podemos ver la distribución del puerto de Gijón con sus diferentes muelles.

Puerto de Gijón

Figura 3: Distribución del puerto de Gijón

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Autoridad portuaria Gijón (2019).Recuperada (20.05.2019) de https://www.puertogijon.es/

Francisco Hernández-Chavarría, 2002. Fundamentos de la epidemiología. El arte detectivesco de la investigación epidemiológica. ISBN: 9968-31-187-1.

M. G. Salas, 2017. Las algas asiáticas, que compiten con las nativas, son una amenaza en Gijón. Nueva Esp. 9.

Marco Menéndez, 2017. El proyecto BluePorts detectará las especies invasoras en El Musel.

Miguel García García-Revillo y Carlos Fernández-Delgado, 2009. La introducción por mar de especies exóticas invasoras a través del agua de lastre de los barcos. El caso de Doñana. ISBN: 978-84-7801-974-8. Cordoba University Press.

OMI Organización, 2014. Resolución A. 1088(28) de la Organización Marítima Internacional.

Organización Marítima Internacional, 2015. Zoom sobre el proceso de aprobación de los sistemas de gestión del agua de lastre.

Ponencia nacional: I Congreso nacional de TFG-TFM ambientales “Tendencias Medioambientales en el ámbito Universitario”.

La segunda ponencia, es presentada en el *primer Congreso Nacional de TFG-TFM ambientales “Tendencias Medioambientales en el ámbito Universitario”* celebrado en Burgos en noviembre de 2019. Este congreso es organizado por la Universidad de Burgos en colaboración con el Ministerio para la transición ecológica y el reto demográfico del Gobierno de España, entre otras entidades. La ponencia presentada se titula *“Contaminación biológica de especies invasoras por agua de lastre o incrustaciones en el Puerto de Gijón”* y se presenta en formato de artículo. A continuación, la portada del libro de abstract (con el ISBN correspondiente) y el artículo.

Libro de Actas del
I CONGRESO NACIONAL DE TFG Y TFM AMBIENTALES
"TENDENCIAS MEDIOAMBIENTALES
EN EL ÁMBITO UNIVERSITARIO"
BURGOS 7-9 NOVIEMBRE 2019

UNIVERSIDAD DE BURGOS

Esta obra ha sido editada con la colaboración de:

GOBIERNO DE ESPAÑA
VICEPRESIDENCIA CUARTA DEL GOBIERNO
MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO
Fundación Biodiversidad
PIMA adapta
oecc Oficina Española de Cambio Climático

Cualquier forma de reproducción, distribución, comunicación pública o transformación de esta obra solo puede ser realizada con la autorización de sus titulares, salvo excepción prevista por la ley. Diríjase a CEDRO (Centro Español de Derechos Reprográficos, www.cedro.org) si necesita fotocopiar o escanear algún fragmento de esta obra.

Imagen cubierta: ejaugsburg en Pixabay. 2021.

© LOS AUTORES
© UNIVERSIDAD DE BURGOS

Edita: Servicio de Publicaciones e Imagen Institucional
UNIVERSIDAD DE BURGOS
Edificio de Administración y Servicios
C/ Don Juan de Austria, 1
09001 BURGOS - ESPAÑA

ISBN: 978-84-14865-00-0

CONTAMINACIÓN BIOLÓGICA DE ESPECIES INVASORAS POR AGUA DE LASTRE O INCRUSTACIONES EN EL PUERTO DE GIJÓN

MENÉNDEZ-TELEÑA, D.; SOTO-LÓPEZ, V.; MONTES, H. J.; BARTOLOMÉ, M.
Departamento de Ciencia y Tecnología Náutica de la Universidad de Oviedo; Campus de Gijón, Gijón, Asturias
uo244452@uniovi.es; UO60140@uniovi.es;horacio@uniovi.es; bartolomemarlene@uniovi.es

RESUMEN

Tras la implantación de nuevas políticas mundiales y la entrada en vigor de diferentes convenios internacionales, como el de la gestión del agua de lastre, el cuidado de los mares y océanos pasa a ser una prioridad en muchos países. La biodiversidad de dichas aguas corre un gran peligro por las invasiones biológicas y los puertos, son una de las principales entradas de vida exótica a través del agua de lastre y las incrustaciones en los buques.

Este estudio es fruto del trabajo del proyecto BLUEPORTS "*Estrategias científicas y educativas para una actividad portuaria sostenible ante invasiones biológicas*" (MINECO CGL2016-79209-R). Dicho proyecto plantea la necesidad de desarrollar procedimientos para detectar, analizar, prevenir y controlar las especies invasoras que pueden aparecer en el Puerto de Gijón, por agua de lastre o incrustaciones.

Con los datos proporcionados por la Autoridad Portuaria de Gijón, en base al tráfico marítimo se determinan los puertos de los que provienen buques con mayor riesgo de contaminación biológica, diferenciando entre agua de lastre e incrustaciones. Utilizando bases de datos biológicas se determinan las posibles especies invasoras y más adelante, cuando el estudio esté más avanzado, se compararán estos resultados con los obtenidos por los biólogos al analizar muestras del puerto (de agua, sedimentos, invertebrados y algas). Toda la información obtenida de cada zona se introduce en un sistema de informacion geográfica (GIS).

El proposito final de estudio será compartir los resultados con organismos nacionales e internacionales para poder aplicar los procedimientos en otros puertos.

Palabras Clave: Contaminación biológica – agua de lastre – incrustaciones – biodiversidad – GIS.

ABSTRACT

Following the implementation of new global policies and various international conventions, such as ballast water management, the care of the seas and oceans has become a priority in many countries. The biodiversity of these waters is at great risk from biological invasions and ports are one of the main inputs of exotic life through ballast water and fouling on ships.

This study is the result of the BLUEPORTS project (MINECO CGL2016-79209-R) " Scientific and educational strategies for a sustainable port activity facing biological invasions ". This project raises the need to develop procedures to detect, analyze, prevent and control invasive species that may appear in the Port of Gijón by ballast water or incrustations.

With the data provided by the Port Authority of Gijón, based on maritime traffic, the vessels that come from the ports with the highest risk of biological contamination are determined, differentiating between ballast water and fouling and between the general risk of the port and the risk at each quay. Using biological databases, possible invasive species are determined and these results are compared with those obtained by biologists when analyzing port samples (of water, sediments, invertebrates and algae). All the information obtained from each zone is registered into a geographic information system (GIS).

The final purpose of the study will be to share the results with national and international organizations in order to apply the procedures in other ports.

Keywords: Biological pollution - ballast water - incrustations - biodiversity - GIS.

1. INTRODUCCIÓN

La importancia del cuidado de los mares y océanos siempre ha estado presente en los organismos internacionales (Secretario General de la OMI 2004), pero en los últimos años se ha incrementado la concienciación de la sociedad y de sus gobernantes sobre la protección de los mismos. Esto pasa a ser una prioridad en muchos países y aumenta la necesidad de prevenir la contaminación y aprovechar de una forma más sostenible los recursos de las aguas. La Comisión Europea lanza la estretegia Crecimiento Azul o Blue Growth que tiene como objetivo reforzar el potencial de puestos de trabajo y crecimiento de las costas, mares y océanos de Europa. (Comisión Europea 2012).

Uno de los puntos más importantes a tener en cuenta en el cuidado de los mares es el transporte marítimo ya que cada año se incrementa. En el 2010, ya movía más del 90% de las mercancías comerciales a nivel mundial (8,4 millones de toneladas), y en el último informe sobre el transporte marítimo de la UNCTAD la cifra había alcanzado las 10,7 toneladas, lo que supuso el mayor aumento del volumen en los últimos 5 años (Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Comercio y el Desarrollo (UNCTAD) 2018)"plainCitation":"(Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Comercio y el Desarrollo (UNCTAD. Con el incremento del transporte marítimo también aumentan las actividades en los puertos marítimos y la importancia para las regiones en las que se encuentran.

Uno de los problemas generados por el transporte marítimo, y el que se investiga en este estudio, es que los puertos marítimos son las principales puertas de entrada de biota exótica a través del agua de lastre y las incrustaciones (Sharma, DC 2006). Esta introducción de organismos acuáticos perjudiciales transportados por los barcos es una importante amenaza global para la conservación de la biodiversidad en los océanos del planeta (Molnar et al. 2008). Los impactos de las especies exóticas invasoras en los ecosistemas marinos son muy diversos y afectan también a la socioeconomía en diferentes niveles: mediante cambios en las cadenas tróficas que afectan directamente a las pesquerías, las especies *ingenieras* que modifican o redefinen los hábitats alterando su integridad física o química, la proliferación masiva que altera el aspecto de las costas y ocasiona pérdidas de atractivo turístico y otros muchos ejemplos (Stelios Katsanevakis, Marta Coll, et al. 2014).

En lo referido a la reducción de la contaminación biológica por agua de lastre y las incrustaciones, la Organización Marítima Internacional (OMI) implantó dos convenios. En primer lugar, el Convenio Internacional sobre el control de los sistemas antiincrustantes perjudiciales en los buques, más conocido por AFS de sus siglas en inglés: International Convention on the Control of Harmful Anti-fouling Systems on Ships (Organización Marítima Internacional 2008). Que esta ratificado en España desde el 2007 (España en el Boletín Oficial del Estado 2007), pero implantado el 17 de septiembre de 2008, cuando se cumplieron los requisitos para la entrada en vigor. Y, en segundo lugar, el Convenio Internacional para el control y la gestión del agua de lastre y los sedimentos de los buques, también conocido por las siglas BWM provenientes de su nombre en inglés, Ballast Water Managment Convenion (Organización Marítima Internacional 2017). Que está ratificado en España desde el 2016 (España en el Boletín Oficial del Estado 2016), pero implantado el 8 de septiembre de 2017, cuando se cumplieron los requisitos para la entrada en vigor.

A pesar de la existencia de normativa internacional sigue habiendo contaminación biológica y por ello es importante que los gobernantes y Autoridades Portuarias se involucren en la toma de medidas preventivas. En las invasiones biológicas, dicha prevención es más eficaz que el tratamiento ya que la erradicación de las poblaciones invasoras es extremadamente difícil o, a veces, completamente imposible (Stelios Katsanevakis, Inger Wallentinus, et al. 2014). Por ello surge el proyecto nacional, financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad: BLUEPORTS, "*Estrategias científicas y educativas para una actividad portuaria sostenible ante invasiones biológicas*" (MINECO CGL2016-79209-R). El objetivo de esta investigación es obtener unos procedimientos que permitan detectar, analizar, prevenir y controlar las especies invasoras que pueden aparecer en los puertos. Para ello tres grupos de investigación de la Universidad de Oviedo, de los Departamentos de Biología Funcional, de Ciencias de la Educación y de Ciencia y Tecnología Náutica trabajan en común para llevar a cabo este proyecto. Además cuentan con la colaboración de la Autoridad Portuaria de Gijón y la fundación municipal de Cultura, Educación y Universidad Popular a través del programa *Gijón conConciencia*. El caso de estudio de la investigación es el Puerto de Gijón, Asturias, pero una vez se finalice los resultados de enviarán a organismos nacionales e internacionales con el fin de implantarlo en el mayor número de puertos posible.

Este artículo es el resultado del trabajo de fin de máster que a su vez es la continuación sobre del trabajo de fin de grado y los dos son fruto de los estudios que realiza el grupo de investigación del Departamento de Ciencia y Tecnología Náutica dentro del proyecto BLUEPORTS. Las principales tareas de este grupo son, en primer lugar, la determinación del riesgo de contaminación biológica proveniente de cada región en base al tráfico marítimo, diferenciando entre agua de lastre e incrustaciones. Esta tarea de manera inicial se realizará de manera genérica para el puerto, y más adelante a medida que avance la investigación, se realizará en particular para cada muelle. En segundo lugar, la determinación de cuales son las posibles especies invasoras que pueden venir de dichas regiones, para ello se utilizarán bases de datos de especies invasoras. Y, en tercer lugar, la incorporación de todos los resultados obtenidos a un mapa de riesgos en un sistema de información geográfico (GIS). Esta última tarea marca la diferencia entre este proyecto y otros que también estudian la contaminación biológica.

2. METODOLOGÍA

2.1. Caso de estudio: Puerto de Gijón

El proyecto BLUEPORTS realizará un caso de estudio en el Puerto de Gijón, también conocido por El Musel, pero los resultados finales se enviarán

a organismos nacionales e internacionales con el fin de instaurarlos en el mayor número de puertos posibles.

El Puerto de Gijón se sitúa en la costa Cantábrica de Asturias, en el norte de España y es la principal entrada de carga internacional en el noroeste de la Península Ibérica, con un movimiento medio anual de 20 millones de toneladas. Cuenta con 7.000 metros lineales de muelles repartidos en sus 415 hectáreas de superficie terrestre (Figura 1). Dispone de unas infraestructuras adecuadas para cada tipo de tráfico, calados para grandes buques, amplias superficies de almacenamiento y unas excelentes comunicaciones marítimas y terrestres (carretera y ferrocarril). Además, cuenta con terminales especializadas en sus principales tráficos: el más importante, la descarga de graneles sólidos (mineral de hierro y carbón), en segundo lugar, la carga y descarga de graneles líquidos (derivados del petróleo y gases) y, en menor medida, carga y descarga de contenedores y cemento. Por último, el puerto cuenta con un Sistema de Gestión Ambiental implantado en el 2007, que se basa en la norma internacional ISO 14001. Mediante éste se persigue la identificación de todos los aspectos ambientales y un análisis periódico de los mismo enfocado a una mejora continua. (Autoridad Portuaria de Gijón 2017).

Figura 1. Imagen satélite del Puerto de Gijón obtenida del Google Maps.

2.2. Creación base de datos

La Autoridad Portuaria de Gijón, colaboradora con el proyecto BLUEPORTS facilitó las bases de datos en las que se recogían los datos del tráfico marítimo desde el 2004 hasta el 2017. Los datos resumidos se pueden consultar en la web de Puertos del Estado del Gobierno de España (http://www.puertos.es/es-es). En la parte de la izquierda hay un enlace "*Estadísticas Tráfico*" en el que se encuentran disponibles los datos de los buques que han visitado todos los puertos de España desde el 1962.

La Autoridad Portuaria de Gijón proporcionó la información del tráfico marítimo en dos bases de datos, una del 1 de enero de 2004 hasta el 31 de diciembre de 2014 y otra del 1 de enero de 2015 hasta el 10 de octubre de 2017, fecha en la que se facilitaron los últimos datos. Enviaron dos bases porque la Autoridad Portuaria modificó la manera de recopilar la información del tráfico a principios del 2015 y es por eso que el primer paso fue la unificación de dichas bases. Esta tarea fue compleja ya que la cantidad de datos es muy elevada y en muchas ocasiones se tuvo que programar la base para que a la hora de analizar el tráfico se tuviera en cuenta el dato correcto. Por ejemplo, en la elección del puerto del que pueden venir especies invasoras, ya que depende el tipo de buque y la carga que transporte hay que tener en cuenta el puerto de origen de la carga o el puerto anterior al de Gijón. Otro ejemplo es que en la base de datos un buque puede aparecer más de una vez, en la misma estancia en Gijón, si trae carga para más de un destinatario y por ello hubo que programar la base para que si esto ocurriera solo contara una vez el barco y no una vez por cada destinatario.

Una vez programada la base de datos se procede con el análisis del tráfico portuario para determinar cuál es el riesgo de contaminación biológica. Para ello se diferenciará entre agua de lastre e incrustaciones y el riesgo generado por cada una de estas opciones se analizará en el puerto en general y en cada muelle del mismo. Como las bases de datos están en formato Excel se utilizarán gráficos dinámicos para determinar dicho riesgo. Tanto en los gráficos generales del puerto, como en los específicos para cada muelle, en las ordenadas se representará la cantidad de riesgo de contaminación y en las abscisas los puertos que lo generan. Además, en el caso de las abscisas, junto con el nombre del puerto se expresará el país al que pertenece dicho puerto con dos letras que se corresponden con la normativa de la ISO 3166-1 (Figura 2). En los dos siguientes apartados se explican las diferencias para determinar riesgo de contaminación biológica por agua de lastre o por incrustaciones.

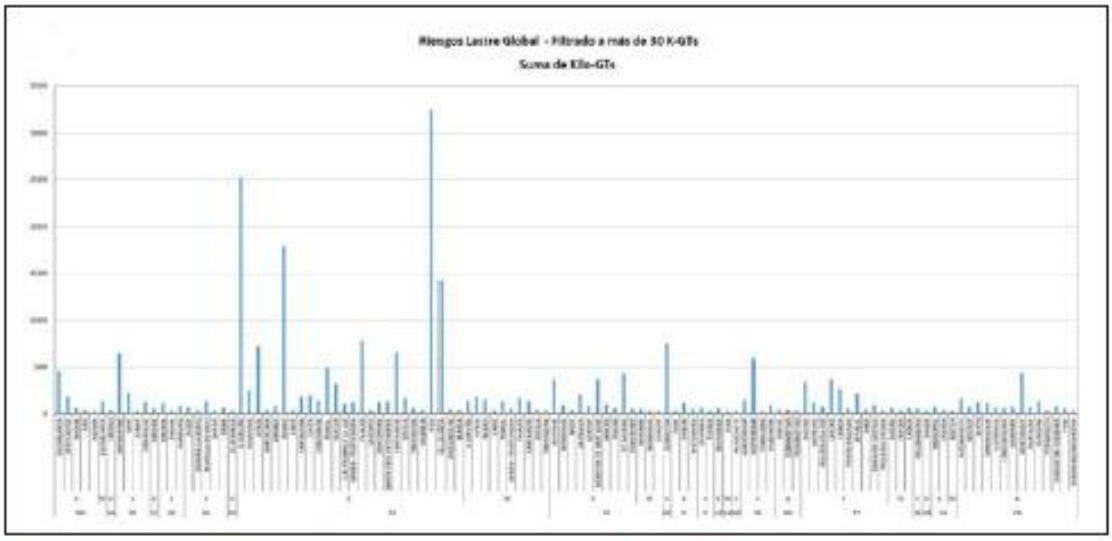


Figura 2. Ejemplo de gráfico dinámico: riesgo de contaminación biológica por agua de lastre filtrado a 30 GT.

2.3. Análisis de riesgos de contaminación biológica por agua de lastre

El agua de lastre es agua de mar que se introduce en los buques cuando estos no llevan la suficiente carga o van vacíos y se quiere aumentar su calado para que naveguen en buenas condiciones de estabilidad y esfuerzos (Figura 3). El problema que puede generar el agua de lastre, en lo relativo a la contaminación biológica, es que cuando los buques toman el agua de la mar también introducen en los tanques de lastre los seres vivos que habitan en ella (animales, algas, bacterias, hongos, etc). El problema viene cuando estas especies, por sus características o por que la duración del viaje es corta, sobreviven y al descargar el agua de lastre contaminan biológicamente el puerto en el que se descargan. Para evitar esta contaminación la OMI creó el Convenio BWM, ya mencionado anteriormente, por el cual desde su implantación se debe cambiarla el agua de lastre durante el viaje y como máximo en 2022 todos los buques deben tener un sistema de tratamiento de dicha agua para eliminar los seres vivos y evitar la contaminación biológica.

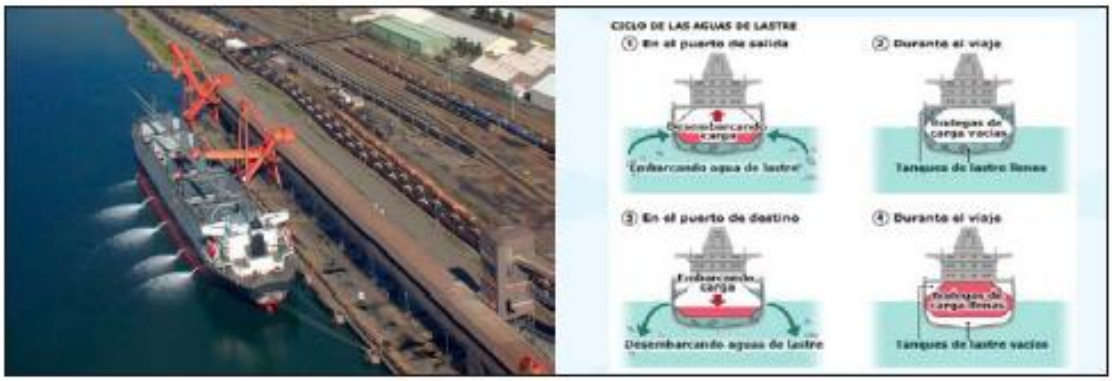


Figura 3a y 3b. Esquema de la utilización del agua de lastre y ejemplo de descarga en puerto.

Para el análisis de riesgos, en primer lugar, mencionar que como el convenio de agua de lastre se implantó en septiembre de 2017 y los datos proporcionados por la Autoridad Portuaria llegan hasta el mes siguiente se considera que ningún buque cambió ni trató dicha agua. Y, en segundo lugar, para determinar el posible riesgo por agua de lastre solo se tendrán en cuenta los buques que transporten lastre, es decir, los buques que lleguen al Puerto de Gijón sin carga o parcialmente cargados y, por tanto, que las operaciones a realizar en Gijón serán de carga. El resto de buques que vengan completos, a descargar en Gijón, no se tendrán en cuenta ya que al venir cargados no llevan lastre y por tanto no tienen posibilidad de contaminar biológicamente por este motivo.

Para determinar el posible riesgo de contaminación biológica por agua de lastre se debería de utilizar el dato de cantidad de agua de lastre vertida en el puerto, pero la Autoridad Portuaria no tiene dicho dato recogido en sus bases. A falta de este se calcula el riesgo en función del tamaño del buque, ya que en las bases de datos se recoge el valor de Gross Tonnage (GT) o toneladas de arqueo bruto. Este dato nos da una idea del tamaño del buque y cuanto mayor sean las GT, mayor será el tamaño del buque, mayor será la cantidad de agua de lastre y, por tanto, mayor será el riesgo de contaminación.

2.4. Análisis de riesgos de contaminación biológica por incrustaciones

Las incrustaciones de los buques o fouling se definen como todos aquellos seres vivos que se adhieren al casco del buque y que generan una serie de inconvenientes. En primer lugar, que todos los animales o plantas que se adhieren al casco generan una fricción al navegar y con ello una pérdida de velocidad, en segundo lugar, que pueden dañar la estructura de dicho casco (sobre todo si son de madera) y, en tercer lugar, que las incrustaciones pueden generar contaminación biológica ya que cuando las especies se adhieren al casco *"viajan"* a bordo de este y se mueven de unas regiones a otras (Figura 4). Para evitar dicha contaminación la OMI implantó el Convenio AFS que regula la calidad de las pinturas antifouling que previenen las incrustaciones. Además, existen dos certificados, el certificado internacional de seguridad de buque de carga (aplicado a todos los buques de más de 500 GT) y el certificado nacional de navegabilidad (aplicado a todos los buques de menos de 500 GT), que obliga a renovar la pintura antifouling cada 5 años y a realizar revisiones intermedias del estado del casco.

Figura 4. Ejemplo de incrustaciones en el casco de un buque.

En este caso para el análisis de riesgos se tendrán en cuenta todos los buques que transiten en el Puerto de Gijón, exceptuando los que solo naveguen por las inmediaciones del puerto (remolcadores, lanchas de prácticos, lanchas de servicios, etc). Ya que todos ellos pueden tener incrustaciones provenientes de otras regiones, menos los que navegan por la zona del puerto, que puede que tengan incrustaciones, pero éstas no tienen riesgo de contaminación biológica.

Para determinar el riesgo de contaminación biológica por incrustaciones se debería de utilizar el dato de superficie mojada, es decir, el área del desarrollo del forro exterior de la obra viva del buque (zona en contacto con el agua). Pero como en el caso anterior, la base de datos proporcionada por el puerto no tiene este dato, y otra vez determinamos el riesgo en función de las GT. Cuantas más GT tenga el buque, mayor tamaño, mayor superficie mojada y, por tanto, mayor riesgo de contaminación. Además, y a diferencia del método utilizado para el agua de lastre, donde solo teníamos en cuenta el tamaño del buque expresado en GT, ahora también debemos tener en cuenta otro factor de riesgo, el tiempo de estancia en el puerto (dato calculado con la hora de entrada y hora de salida). Esto se considera ya que cuanto más tiempo está el buque en el puerto, mayor es la posibilidad de intercambio de especies y con ello aumenta el riesgo de contaminación biológica. En definitiva, en el caso de las incrustaciones el riesgo se determina en función a las GT y al tiempo de estancia en el puerto.

2.5. Bases de datos biológicas para determinar las posibles especies invasoras en función al tráfico marítimo

Una vez determinados los puertos que generan más riesgo de contaminación biológica tanto por agua de lastre como por incrustaciones, el siguiente paso es analizar cuales son las posibles especies invasoras que pueden venir de dichas regiones. Para ello se utiliza la base de datos de especies invasoras: GISD, Global Invasive Species Database (Invasive Species Specialist Group, ISSG 2000).

Para determinar las especies invasoras la base de datos permite seleccionar una serie de filtros y en base a dicha selección determina las posibles especies invasora. El filtro más importante será la región geográfica en la que se encuentre el posible puerto de contaminación, pero también habrá filtros para los tipos de especies y el método de transporte (agua de lastre o incrustaciones).

2.6. Sistema de información geográfica (GIS)

El sistema de información geográfica utilizado será el Global Mapper 18, de la empresa Blue Marble. Esta herramienta nos permitirá desarrollar un mapa de riesgos en el que se crearán diferentes capas y en cada una de ellas se añadirán unos resultados. Se realizarán tres capas, una del análisis de riesgos de contaminación biológica por agua de lastre, otra similar, pero de las incrustaciones y, por último, una con las rutas más comunes de los buques que vienen al Puerto de Gijón.

Para añadir los resultados al GIS el primer paso es añadir un punto geográfico, al cual se le vincula la información deseada. En este caso, con el fin de que el mapa exprese la mayor cantidad de información posible, muchas veces se sustituye este punto por el tipo de buque más común en la zona a analizar. La información añadida a cada punto geográfico será: un PDF con el gráfico dinámico que representa el riesgo en ese punto, un enlace a Google Maps con la vista satélite de dicha zona y, si se hubieran detectado posibles especies invasoras, un enlace a la base de datos y un PDF con la información de las posibles especies invasoras.

3. RESULTADOS Y ANÁLISIS

3.1. Análisis de riesgos de contaminación biológica por agua de lastre

De los datos relativos para realizar el análisis de riesgos de contaminación biológica por agua de lastre se determinaron dos resultados. El primero, que el riesgo de contaminación por esta causa es mucho menor que el causado por incrustaciones. Esto se debe a que la mayoría de los buques que transitan el puerto de Gijón no llevan lastre, si no que vienen a Gijón a descargar. Y,

el segundo, que el riesgo generado por esta causa es mínimo. Esto se debe a que en el Puerto de Gijón solo hay unos buques pertenecientes a una empresa cementera que generan un riesgo notable. La mayoría de los buques que traen lastre a Gijón vienen esporádicamente, son pequeños y llegan parcialmente vacíos a descargar. Mientras que los buques cementeros generan un riesgo elevado ya que como la empresa es gijonesa los buques vienen completamente vacíos y en línea regular a cargar. Pero lo bueno de estos buques, en lo relativo a la posible contaminación biológica, es que solo navegan por la costa cantábrica y en esta zona la biota es similar a la de Gijón. Esto en parte es bueno, pero también hay que tener en cuenta que puede haber una contaminación previa en los puertos de los que vienen buques a Gijón y esta contaminación se puede trasladar a Gijón.

Otro de los resultados obtenidos del análisis de los anteriores, es que el Puerto de Gijón no tiene mucho riesgo de contaminación biológica por agua de lastre ya que la mayoría de los buques vienen a descargar, pero si podrían generar dicho riesgo en los puertos de destino ya que los buques suelen partir sin carga y llenos de lastre.

3.2. Análisis de riesgos de contaminación biológica por incrustaciones

De los datos deducimos que las incrustaciones son la principal causa de contaminación biológica en el Puerto de Gijón. Esto se debe a que el tráfico más importante del puerto es la descarga de graneles (carbón y mineral de hierro) y los buques que trasportan estas mercancías se caracterizan por tener un gran tamaño y estar bastante tiempo en el puerto ya que tardan en descargar. Estas dos características, como ya se mencionó anteriormente, son las principales generadoras de riesgos. Además, las regiones de las que provienen dichos buques no son cercanas a Gijón, por lo que hay mayor probabilidad de que puedan transportar especies que no están en la biota de Gijón.

Tras realizar el análisis de riesgos utilizando los gráficos dinámicos denotamos que las principales regiones de las que provienen buques con altos riesgos de contaminación por incrustaciones son la costa del este de Australia y la costa del sudeste de Brasil. Las dos regiones se caracterizan por que de las dos vienen regularmente grandes buques graneleros a descargar a Gijón.

A continuación, se plantean un ejemplo de como se ingresaron los resultados obtenidos en el mapa de riesgos realizado en el GIS. El puerto que utilizaremos como ejemplo será Tubarao – Praia Mole en Brasil, en primer lugar, se plantea una imagen satélite del puerto obtenida de Google Maps en la que se representan con una estrella los principales muelles de carga del puerto (Figura 5).

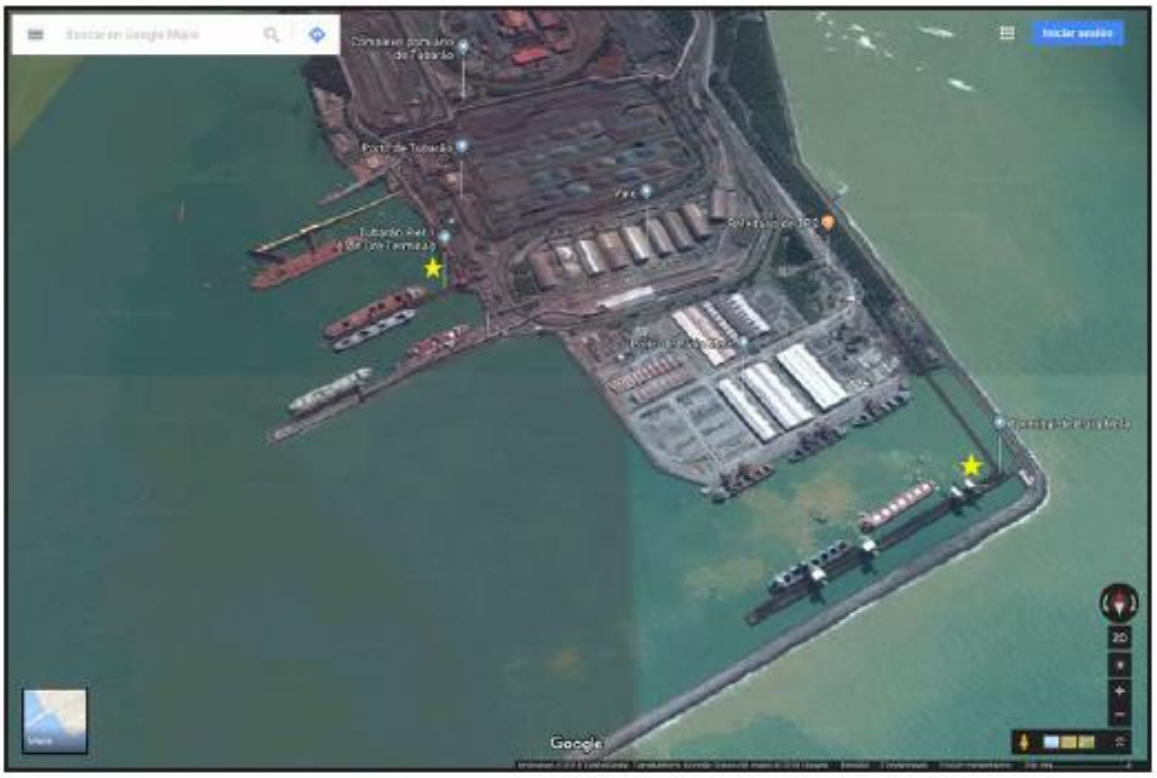


Figura 5. Imagen satélite del Puerto Tubarao – Praia Mole (Brasil) obtenida de GoogleMaps.

En segundo lugar, se plantea una figura similar a la anterior, pero obtenida del mapa de riesgos realizado en el GIS. En ella se observa que también tiene representados con estrellas los principales muelles de carga y, además, se visualizan dos figuras de una grúa pórtico y un buque granelero que representan los dos puntos geográficos insertados para añadir los resultados obtenidos (Figura 6).

Figura 6. Imagen del Puerto Tubarao – Praia Mole (Brasil) obtenida del mapa de riesgos realizados en el GIS.

3.3. Posibles especies invasoras en función al tráfico marítimo.

Para determinar estas especies se utiliza la base de datos de especies invasoras (GISD). Como se menciona anteriormente dicha base funciona por filtros y en este estudio se seleccionaron los siguientes:

- Taxonomía: animales y plantas
- Localización: costa del norte de España, costa del este de Australia y costa del sudeste de Brasil
- Clasificación del medio: marino
- Método de transporte: agua de lastre e incrustaciones

Las posibles especies invasoras tras aplicar estos filtros fueron: Acanthophora spicifera, Bugula neritina, Gracilaria salicomia, Perna viridis, Gracilaria vermiculophylla Mya arenaria, Undaria pinnatifida y Carijoa riisei. El siguiente paso será comprobar si estas especies determinadas en función del análisis del tráfico marítimo están realmente en el Puerto de Gijón.

3.4. Principales rutas de los buques que arriban el Puerto de Gijón

Las principales rutas de los puertos que arriban el Puerto de Gijón se introducen en el mapa de riesgos para que se visualice la mayor cantidad de información posible (Figura 7). Para representar dichas rutas de la manera de una manera real se utilizan las cartas náuticas online, Navionics. Estas se pueden añadir al GIS, en las zonas que sea necesario (dispositivos de separación de tráfico, canales, entradas a puerto, etc), como imágenes georreferenciadas y la ruta se dibujara sobre las mismas.

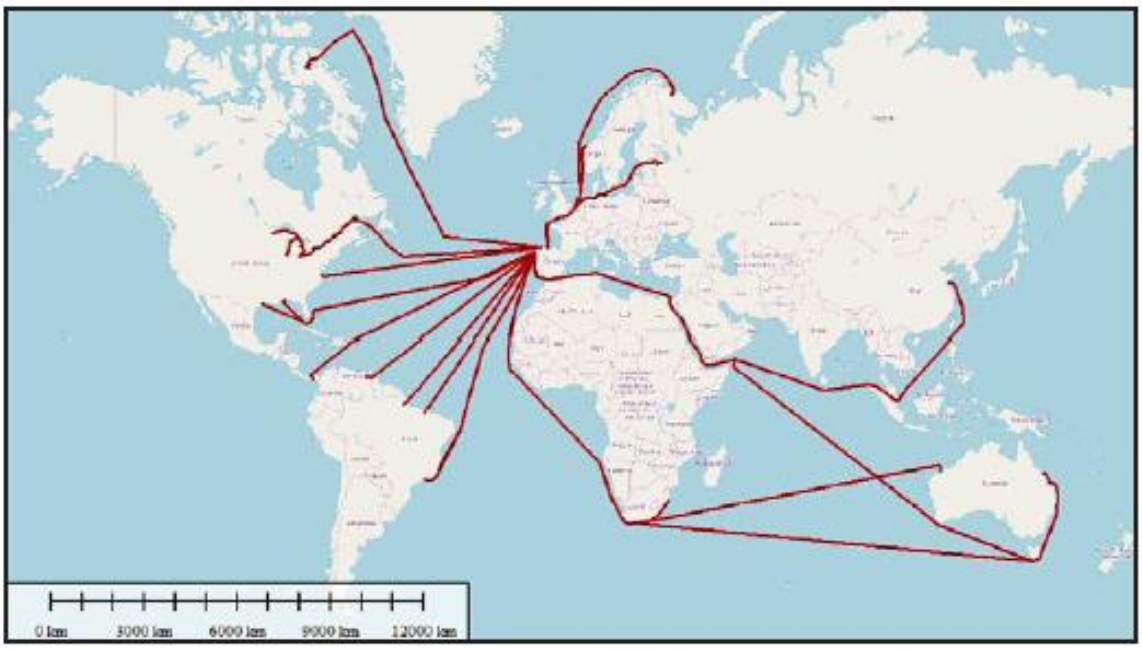


Figura 7. Imagen con las principales rutas de buques que vienen al Puerto de Gijón obtenida del mapa de riesgos realizado en el GIS.

4. CONCLUSIONES

Tras la realización de este estudio se determina que en el Puerto de Gijón la contaminación biológica por incrustaciones genera un gran riesgo, mientras que en el caso del agua de lastre este riesgo es muy bajo.

Se determinaron posibles especies invasoras en función a los análisis del tráfico y utilizando las bases de datos biológicas, pero más adelante, cuando el proyecto avance, hay que determinar si estas especies están realmente en Gijón.

A pesar de que, con la entrada en vigor del convenio de agua de lastre se obliga a cambiar el agua en el viaje y a partir del 2022 todos los buques van a tratar dicha agua, y de que la mejora de las pinturas antifouling con los avances tecnológicos va a reducir las incrustaciones, es necesario que los puertos e instituciones tomen medidas, ya que se ha demostrado que aún hay posibilidad de contaminación.

Además, se propone que a partir de ahora la Autoridad Portuaria solicite a todos los buques información relativa a la cantidad de agua de lastre y a la superficie mojada del buque al arribar en Gijón, o por lo menos, sus calados y el tipo de pintura antifouling y su última limpieza y renovación. Estos datos ayudarían a realizar el análisis de riesgos de una manera más precisa.

Es muy importante concienciar a la ciudadanía, pero sobre todo a los marinos y entidades relacionadas con este sector, que la erradicación de la contaminación biológica a través del transporte marítimo es de gran importancia y nos atañe a todos.

5. LÍNEAS FUTURAS

El proyecto BLUEPORTS aún no ha acabado y es por ello que la investigación continua. Por parte del Departamento de Ciencia y Tecnología de la Navegación las siguientes tareas a realizar serán, en primer lugar, la determinación de los puertos con mayor riesgo de contaminación biológica según el tráfico en cada uno de los muelles del Puerto de Gijón. Y, en segundo lugar, utilizando las bases de datos biológicas, la determinación de las posibles especies invasoras en cada uno de ellos. Más adelante estos resultados se compararán, por muelles, con los obtenidos por el Departamento de Biología Funcional para ver si el análisis de la contaminación biológica en función al tráfico marítimo es efectivo.

6. AGRADECIMIENTOS

Agradecer a todos los investigadores del proyecto BLUEPORTS, y sobre todo a los del Departamento de Ciencia y Tecnología de la Navegación,

el apoyo y la ayuda recibida en la realización de los trabajos fin de estudio y este artículo. Agradecer al Ministerio de Economía y Competitividad la financiación del proyecto (MINECO CGL2016-79209-R) para realizar todas las investigaciones. Y, por último, agradecer a la Autoridad Portuaria de Gijón la cercana colaboración a la hora de permitir los muestreos dentro de las instalaciones del puerto, facilitar todos los datos necesarios relativos al tráfico portuario y gestionar con los capitanes el muestreo de agua de lastre, así como a la Federación Asturiana de Actividades Subacuáticas por la realización de los muestreos dentro y fuera del puerto.

BIBLIOGRAFÍA

Autoridad Portuaria de Gijón. 2017. «Página web oficial del Puerto de Gijón». Actualizada de 2017. https://www.puertogijon.es/servicios/muelles-y-terminales/?id=0.

Comisión Europea. 2012. «Crecimiento azul o Blue Growth». 2012. https://ec.europa.eu/maritimeaffairs/policy/blue_growth_es.

Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Comercio y el Desarrollo (UNCTAD). 2018. *Informe sobre el transporte marítimo*. https://unctad.org/es/PublicationsLibrary/rmt2018_es.pdf.

España en el Boletín Oficial del Estado. 2007. *BOE Número 267, del miércoles 7 de noviembre de 2007. Páginas 45630-45644. INSTRUMENTO de Adhesión de España al Convenio Internacional sobre el control de los sistemas antiincrustantes perjudiciales en los buques, hecho en Londres el 5 de octubre de 2001. 267*. Vol. 267. https://www.boe.es/boe/dias/2007/11/07/pdfs/A45630-45644.pdf.

España en el Boletín Oficial del Estado. 2016. *BOE Número 282, del martes 22 de noviembre de 2016. Páginas de la 81757-81790. Instrumento de ratificación del Convenio Internacional para el control y la gestión del agua de lastre y los sedimentos de los buques, 2004, hecho en Londres el 13 de febrero de 2004*. Vol. 282. https://www.boe.es/boe/dias/2016/11/22/pdfs/BOE-A-2016-10960.pdf.

Invasive Species Specialist Group, ISSG. 2000. «Global Invasive Species Database, GISD» 2000. http://www.iucngisd.org/gisd/.

Molnar, J. L., R. L. Gamboa, C. Revenga, y M. D. Spalding. 2008. «Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity». *Frontiers in Ecology and the Environment* 6 (9): 485-92. https://doi.org/10.1890/070064.

Ponencia internacional: BLUEPORTS.

El proyecto de investigación del que surge esta tesis en diciembre de 2019, último año de dicho proyecto, celebra en Gijón el workshop Ports to *BLUEPORTS. It is possible? 2019*. Se presentan 4 ponencias, en formato de comunicación oral, sobre este estudio: *"The need for a tool to analyse the data and determine the risk of invasive species"*, *"Risk analysis for biological contamination by ballast water and biofouling in the port of El Musel (Gijón)"*, *"Tool to determine the biological contamination by ballast water and fouling in the Port of Gijón"* y "*Enviromental assessments including species invasiveness in industrial ports using metabarcoding: the Port of Gijon, Bay of Biscay, as a case study*". A continuación, se adjuntan las páginas del libro de abstract en la que figura el correspondiente ISBN y los abstracts de las 4 ponencias.

Eduardo Dopico and Yaisel Borrel (editors)

(MINECO CGL2016-79209-R)

Universidad de Oviedo
Universidá d'Uviéu
University of Oviedo

International Workshop

BluePorts 2019

From Ports to BluePorts. Is it possible?

Gijón, 05th December 2019

© 2020 Ediciones de la Universidad de Oviedo

© The authors

Ediciones de la Universidad de Oviedo
Servicio de Publicaciones de la universidad de Oviedo.
Campus de Humanidades, Edificio de Servicios. 33011 Oviedo (Asturias)
Tel. (+34) 985 10 95 03 / 05
https://publicaciones.uniovi.es/inicio
servipub@uniovi.es

I.S.B.N.: 978-84-17445-73-7

DL AS 34-2020

http://hdl.handle.net/10651/53978

International Workshop
BluePorts 2019
From Ports to BluePorts. Is it possible?

Gijón, 05th December 2019

Contents

Case studies of biosecurity problems associated with ports

Workshop summary 4

The need for a tool to analyse the data and determine the risk of invasive species. *V. Soto-López et al.* 9

Large-scale assessment of non-indigenous fouling species in Mediterranean ports and recreational boat hulls. *A. Marchini et al.* 10

DNA mtCOI barcodes for biosecurity analysis. A proof of concept in French Polynesia ports. *A. Ardura et al.* 11

Monitoring non-indigenous species in port habitats: application of a protocol of the Smithsonian Environmental Research Center in the Gulf of La Spezia (Italy). *M. Tamburini et al.* 12

Introductions of non-indigenous mollusc species associated to ports. Insights from the archaeological remains of Castillo de Gauzón (North Iberia). *P. Turrero et al.* 13

A fuzzy model to assess marinas at high-risk of bioinvasion in the Mediterranean Sea. *J. Ferrario et al.* 14

Risk of introduction of invasive species in Baleares' port. *M.I. Gómez et al.* 15

Monitoring Marine Exotic Species in the Ria de Vigo. *E. Cacabelos et al.* 16

Connectivity of the big blue octopus (Octopus cyanea, Gray 1849) between the eastern and western coast of Madagascar. *N. van Caster et al.* 17

Environmental assessments including species invasiveness in industrial ports using metabarcoding: The Port of Gijon, Bay of Biscay, as a case study. *A. Ibabe et al.* 18

Analysis of maritime transport influence on alien species introduction in the Gulf of Gdansk, Baltic Sea, Poland. *I. Budzynska* 19

Risk algae in ballast water facing international conventions. Longitudinal and transversal analysis in European ships employing DNA Metabarcoding. *A. Ardura et al.* 20

Nuisance species in Lake Constance Ports revealed through eDNA. *G. Machado & Clusa L.* 21

Risk analysis for biological contamination by ballast water and biofouling in the Port of El Musel (Gijón). *M. Bartolomé et al.* 22

Universidad de Oviedo
Universidá d'Uviéu
University of Oviedo

International Workshop
BluePorts 2019
From Ports to BluePorts. Is it possible?
Gijón, 05th December 2019

Scientific and Educational Approaches to face environmental problems in port areas

Blueports: Scientific and educational strategies for a sustainable port activity facing biological invasions (MINECO CGL2016-79209-R). *E. Dopico.* 24

Establishing informative monitoring baselines in Ports to deal with the problem of biological invasions. *L. Miralles, Borrell Y.I. et al.* 26

Biology and teacher students' perceptions on alien species and seaport role in their introduction. *A. Tornabia-Burrial et al.* 27

Plastic and textile marine litter as reservoirs for secondary species dispersal from ports. *A. Ibabe et al.* 39

Implication of ports and marine traffic in the concentration of microplastics in ocean waters. *S. Acle et al.* 40

Tool to determine the biological contamination by ballast water and fouling in the Port of Gijón. *D. Menéndez-Teleña, Montes H. et al.* 41

Development and validation of eDNA markers for the detection of *Crepidula fornicata* in environmental samples. *L. Miralles, Parrondo M. et al.* 42

Maritime ports as sources of macro and microplastic pollution in sandy beaches. A case study in central Bay of Biscay. *P. Mazia et al.* 43

Fish in ports: Mislabelling at landings. *M.C. Blanco & Machado G.* 44

Social perception and public understanding of science in adults enrolled in Blueports project scientific outreach. *E. Arbaleya & Dopico E.* 45

International Workshop
BluePorts 2019
From Ports to BluePorts. Is it possible?
Gijón, 05th December 2019

THE NEED FOR A TOOL TO ANALYSE THE DATA AND DETERMINE THE RISK OF INVASIVE SPECIES

Soto-López, V.; Montes, H.J.; Bartolomé, M.; Menéndez-Teleña, D.
Departament of Science and Nautical Technology, University of Oviedo (Spain)
UO60140@uniovi.es

Abstract:

In recent years there has been a clear increase in society's awareness of the need to prevent the pollution of our oceans and make more sustainable use of the resources we choose from the sea (Blue Growth). This is largely due to measures taken by the European Union, which is aware of the enormous potential of Europe's coasts, seas and oceans.

Marine bioinvasions are a serious global problem as they affect all the world's seas and oceans and there have been numerous signs of such effects worldwide in recent years. This problem is largely due to maritime transport, as 90% of goods transported worldwide are transported by sea.

Following the entry into force of the ballast water convention (BWM) on 8 September 2017, which seeks to reduce the transfer of invasive aquatic species from maritime traffic, the need to develop a tool to know in advance the organisms that may appear in our waters due to maritime transport in order to establish protocols of action has become evident.

The development of this tool would be key to analyze quickly and effectively the risk generated by incrustations and ballast 6water, certain ships from ports at risk and, on the other hand, this tool would give the Capitanía Marítima greater resources for the inspection of ships related to the BWM Convention.

International Workshop
BluePorts 2019
From Ports to BluePorts. Is it possible?
Gijón, 05th December 2019

RISK ANALYSIS FOR BIOLOGICAL CONTAMINATION BY BALLAST WATER AND BIOFOULING IN THE PORT OF EL MUSEL (GIJÓN)

Bartolomé, M., Menéndez-Teleña, D., Montes, H. J., Soto-López, V.
Department of Marine Science and Technologies, University of Oviedo (Spain)
bartolomemarlene@uniovi.es

Abstract:

Marine biological invasions are one of the most dangerous risks for biodiversity worldwide, and this is the basis for a sustainable blue economy in Europe. Ports are one of the main entry gates of exotic biota through ballast water and biofouling on ships. This work has analysed the situation of the Port of El Musel today with the aim of evaluating the risks derived from ballast water and biofouling according to the ports of origin of the ships that arrive at Gijón and the routes followed by them.

The data provided by the Port Authority of Gijón were taken from all the ships that docked at the port of El Musel from January 2004 to October 2017. With them, dynamic graphics were designed to be able to visualize the information in a fast and efficient way. These graphs were used to determine the ports from which the vessels with the highest risk of biological contamination originate. In order to determine the risk generated by each ship, a distinction is made between the possible contamination by ballast water (quantity) and by incrustations (the surface of the ship in contact with the water and the time it remains moored in the port).

As a final result, a GIS map was made in which the results obtained from the investigation were added in each of the ports of origin of the ships that dock in Gijón with the highest risk of biological contamination.

Universidad de Oviedo
Universidá d'Uviéu
University of Oviedo

International Workshop
BluePorts 2019
From Ports to BluePorts. Is it possible?
Gijón, 05th December 2019

TOOL TO DETERMINE THE BIOLOGICAL CONTAMINATION BY BALLAST WATER AND FOULING IN THE PORT OF GIJÓN

Menéndez-Teleña, D.; Soto-López, V.; Montes, H. J.; Bartolomé, M.
Department of Science and Nautical Technology, University of Oviedo (Spain)
UO244452@uniovi.es

Abstract:

Following the implementation of new global policies and the implementation of various international conventions, such as ballast water management, the care of seas and oceans has become a priority in many countries. In this research work, a tool was created that facilitates the analysis of the biological contamination by ballast water or fouling in the ports where it is installed.

Firstly, the risk of contamination by ballast water and fouling is determined in each of the quays of the port analysed, in this case in the Port of Gijón. Based on the risk and taking into account the origin of the possible species (depending on the route of the ship to be studied) and its method of transport (ballast water or fouling) it determines which are the possible invasive species. To accomplish this there were used biological databases in which researchers introduce the invasive species found. Once the possible invasive species in each of the piers were determined, these results were compared with those obtained by the biologists when analyzing samples collected in the berths of the Port of Gijón (of water, sediments, invertebrates and algae).

In order to present the results as visually as possible, in a GIS map, routes are made from the ports that pollute the most and in each one of the quays of the port analysed, the results obtained over this area are inserted. (PDF of the risk, possible invasive species based on traffic and invasive species already detected in the analysis).

International Workshop
BluePorts 2019
From Ports to BluePorts. Is it possible?
Gijón, 05th December 2019

ENVIRONMENTAL ASSESSMENTS INCLUDING SPECIES INVASIVENESS IN INDUSTRIAL PORTS USING METABARCODING: THE PORT OF GIJON, BAY OF BISCAY, AS A CASE STUDY

Ibabe, A., Miralles, L., Carleos, C.E., Soto, V., Menéndez D., Montes H.J., Garcia-Vazquez, E., Borrell, Y.J.
University of Oviedo (Spain)
ibabeaitor@gmail.com

Abstract:

Biological invasions are one of the main factors causing biodiversity loses globally. There is an urgent need of biomonitoring in ports, as maritime traffic is one of the main pathways for marine colonizers. Metabarcoding strategies were tested for the environmental assessment of the port of Gijon by carrying out water and sediment samplings and using Cytochrome oxidase I as genetic barcode. Fourteen Nonindigenous species (NIS) were found, from which five are considered invasive in the area: the red algae Asparagopsis armata, Bonnemaisonia hamifera, Dasysiphonia japonica, Chrysymenia wrightii and the bryozoan Bugula neritina. Also, a quality assessment was carried out using gAMBI biological index, and a new modified index that considers species invasiveness, Blue-gAMBI, was proposed, showing a slightly disturbed environmental status in the port of Gijon due to the presence of pollution tolerant species and allochthonous species. Metabarcoding showed to be a great tool for an early detection of nonindigenous species and results encourage the use of both, water and sediment samplings for metabarcoding based environmental assessments in ports, as in this study, the 44,7% of detected macroinvertebrate species (employed for biotic index calculations) and a NIS (Clytia gregaria) were found only in sediments. Along with this, the consideration of the invasiveness of the present species is something to be taken into account in future studies, since this way, it is possible to obtain a more accurate representation of the true environmental status of an area under study.

Ponencia internacional: I Congreso anual de estudiante de doctorado de la Universidad de Miguel Hernández, 2021.

La Universidad de Miguel Hernandez, en febrero de 2021 celebra el Primer Congreso de anual de estudiante de doctorado. En el cual se presenta una comunicación oral de manera online “Analisis de riesgos de especies invasoras por agua de lastre en el puerto de Gijón” que se adjunta a continuación.

ACTAS DEL PRIMER CONGRESO ANUAL DE ESTUDIANTES DE DOCTORADO DE LA UNIVERSIDAD MIGUEL HERNÁNDEZ DE ELCHE

Editores (por orden alfabético):

Ana Belén Gómez Bellvís, Cristina Ortega Gimenez, Daniel Valero Carreras, David Alarcón Alarcón, Javier Rubiato Brotons, José Garces Garces, Lara Naves Alegre, Leontina Lipan, María de los Ángeles Cortés, Miriam Rodríguez Menchón, Tatiana Troinina.

I Congreso Anual de Estudiantes de Doctorado
UNIVERSITAS Miguel Hernández
2 de febrero de 2021

COMITÉ ORGANIZADOR

Estudiantado

Coordinadoras:

Ana Belén Gómez Bellvís	Programa de Doctorado en Criminología
Miriam Rodríguez Menchón	Programa de Doctorado de Deporte y Salud

Miembros (por orden alfabético):

Cristina Ortega Gimenez	Programa de Doctorado en Ciencias Sociales y Jurídicas
Daniel Valero Carreras	Programa de Doctorado en Estadística Optimización y Matemática Aplicada
David Alarcón Alarcón	Programa de Doctorado en Biología Molecular y Celular
Javier Rubiato Brotons	Programa de Doctorado en Tecnologías Industriales y de Telecomunicación
José Garces Garces	Programa de Doctorado en Bioingeniería
Lara Naves Alegre	Programa de Doctorado en Medio Ambiente y Sostenibilidad
Leontina Lipan	Programa de Doctorado en Recursos y Tecnologías Agrarias, Agroambientales y Alimentarias
María de los Ángeles Cortés	Programa de Doctorado en Neurociencias
Tatiana Troinina	Programa Interuniversitario de Doctorado en Economía

Vicerrectorado de Investigación

Domingo Orozco Beltrán	Vicerrector de Investigación
Miguel Ángel Sogorb Sánchez	Vicerrector Adjunto de Investigación para Doctorado
Josep Xavier Barber	Vicerrector Adjunto de Investigación para la Evaluación de la Investigación

Apoyo técnico: Servicio de Innovación y Planificación Tecnológica (SIPT)

Guillermo Martínez de la Torre
Julio Alberto Ramos Martínez
David Úbeda González
Tomás Sempere Gallar (director del SIPT)

ISBN: 978-84-18177-17-0

Análisis de riesgos de especies invasoras por agua de lastre en el puerto de Gijón.

Verónica Soto López

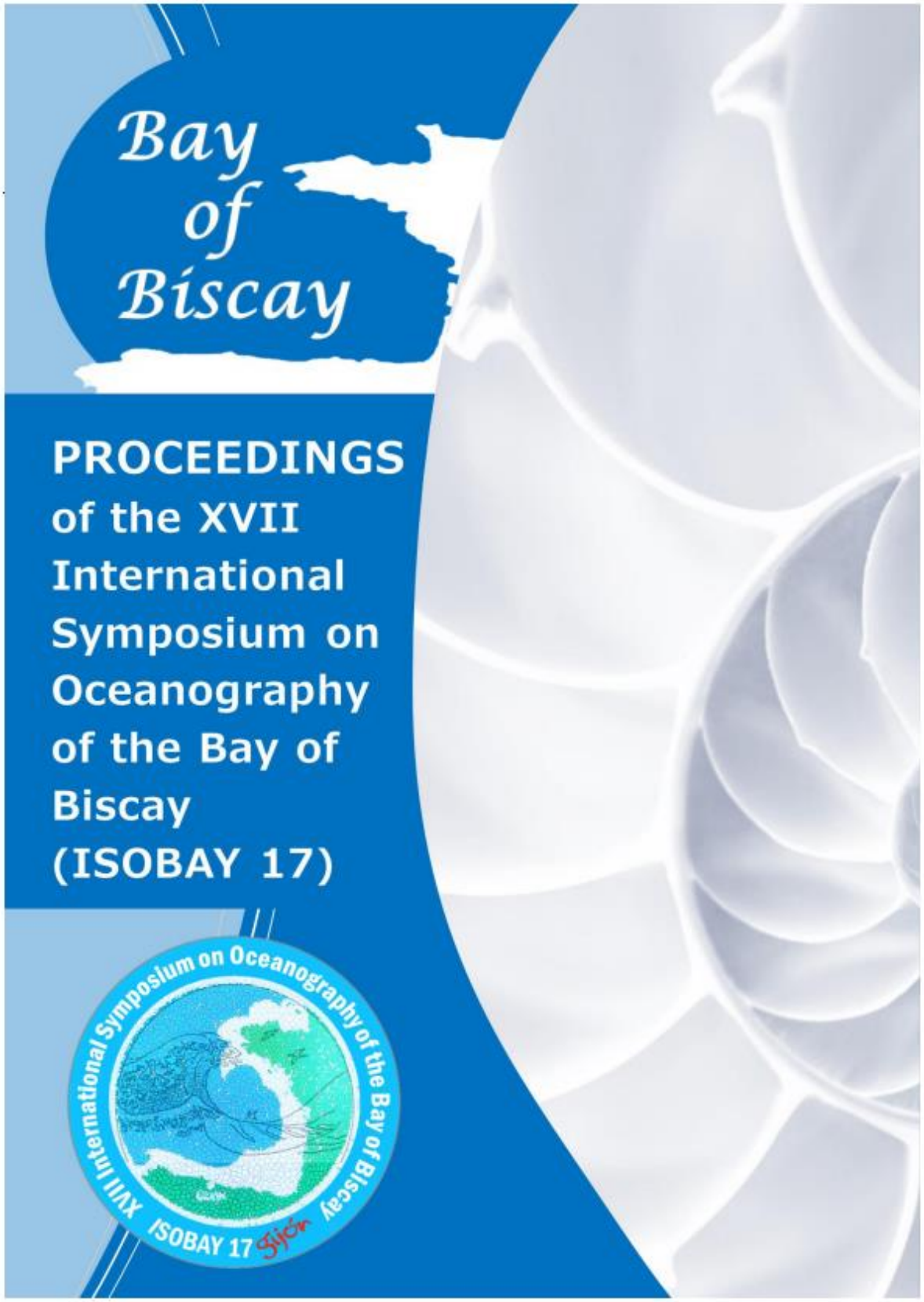
Universidad de Oviedo

Las invasiones biológicas marinas son uno de los mayores peligros para la biodiversidad a nivel mundial. Plantas, animales y microorganismos marinos se trasladan por nuestros mares de formas muy variadas. Unos se adhieren al casco de los buques, mientras que otros viajan en el interior de los tanques de agua de lastre de los buques mercantes. Si estas especies se introducen en un nuevo medio pueden llegar a convertirse en especies invasoras y causas trastornos muy graves en los ecosistemas e incluso en la economía local. El Puerto de Gijón es uno de los principales puertos marítimos del Arco Atlántico, con un movimiento anual de más de 20 millones de toneladas provenientes de todos los rincones del planeta, por lo que dicho movimiento podría ser uno de los causantes de la introducción de especies invasoras en nuestras aguas. El estudio que se plantea es averiguar si existen especies invasoras en el puerto de Gijón provenientes del tráfico marítimo internacional. Para ello, se realiza un mapa de riesgos de contaminación biológica. Una vez hecho dicho mapa, mediante muestreo físico, se realiza la comprobación de los supuestos generados por el mapa de riesgos y se procede a la formulación de protocolos de actuación ante posibles especies invasoras. A día de hoy y gracias a las muestras reales extraídas en los diferentes muelles del puerto de Gijón, mediante buzos, ya estamos pudiendo contrastar la teoría que se establecía en esta investigación sobre la posibilidad de tener una o varias especies invasoras en dicho puerto provenientes del agua de lastre. También se está observando que debido a la afluencia de determinados tipos de buques en unos muelles y no en otros hace que se produzca más riesgo de contaminación biológica en unos muelles concretos del puerto.

Palabras clave: agua de lastre, bioseguridad, contaminación marítima, especies invasoras.

Ponencia internacional: Congreso Internacional: ISOBAY 17.

La Universidad de Oviedo en junio del 2021 celebra la decimoséptima edición del congreso internacional del Golfo de Vizcaya, *XVII International Symposium on Oceanography of the Bay of Biscay*, más conocido por el acrónimo *ISOBAY 17*. Se presenta la comunicación oral, *"Building on gAMBI in ports for a challenging biological invasions scenario: Blue-gNIS as a proof of concept"* con ISBN 978-84-18482-20-5. A continuación, se adjunta la página del libro de abstract donde se observa el respectivo ISBN y abstract de la comunicación.


Bay of Biscay
PROCEEDINGS
of the XVII International Symposium on Oceanography of the Bay of Biscay (ISOBAY 17)
XVII International Symposium on Oceanography of the Bay of Biscay
ISOBAY 17

PROCEEDINGS - EDITORS

Andrés Arias
Pilar Ríos
Hannelore Paxton
Omar Sánchez (Universidad de Oviedo, Spain)
José Luis Acuña
Almudena Álvarez
María Eugenia Manjón-Cabeza
Javier Cristobo

Composed & Designed by the Editors

DEPÓSITO LEGAL AS 01237-2021
ISBN 978-84-18482-20-5

Bay of Biscay Gijón

XVII International Symposium on Oceanography of the Bay of Biscay

1 - 4 June 2021 / Virtual Symposium

Type of the Communication (Oral)

8.1 Building on gAMBI in ports for a challenging biological invasions scenario: Blue-gNIS as a proof of concept.

A. Ibabe [1,*], L. Miralles [1,2], C. E. Carleos [3], V. Soto-López [4], D. Menéndez-Teleña [4], M. Bartolomé [4], H. J. Montes [4], M. González [5], E. Dopico [6], E. García-Vázquez [1], Y. J. Borrell [1].

[1] Genetics. Department of Functional Biology, University of Oviedo. C/ Julián Clavería s/n. 33006-Oviedo, Spain
[2] Ecohydros S.L., Polígono Industrial de Cros, Edif. 5-Nave 8. 39600 Maliaño, Cantabria.
[3] Department of Statistics and Operations Research and Mathematics Didactics, University of Oviedo. Facultad de Ciencias, C/ Federico García Lorca, s/n 33007 Oviedo, Spain.
[4] Department of Marine Science and Technology, University of Oviedo. Escuela Superior de Marina Civil. Campus de Gijón C/Blasco de Garay s/n 33203 Gijón- Asturias.
[5] CEO of Environmental Sustainability. Port Authority of Gijon. Spain.
[6] Department of Educational Sciences. C/ Aniceto Sela s/n. 33005-Oviedo, Spain
* Correspondence. e-mail: ibabeaitor@gmail.com

Citation: Ibabe, A., Miralles, L., Carleos, C. E., Soto-López, V., Menéndez-Teleña, D., Bartolomé, M., Montes, H. J., González, M., Dopico, E., García-Vázquez, E. & Borrell, Y. J. 2021. Building on gAMBI in ports for a challenging biological invasions scenario: Blue-gNIS as a proof of concept. Arias, A., Ríos, P., Paxton, H., Sánchez, O., Acuña, J. L., Álvarez, A., Manjón-Cabeza, M. E. & Cristobo, J. (Eds). 2021. *Proceedings of the XVII International Symposium on Oceanography of the Bay of Biscay* (ISOBAY 17). University of Oviedo, 118 pp.

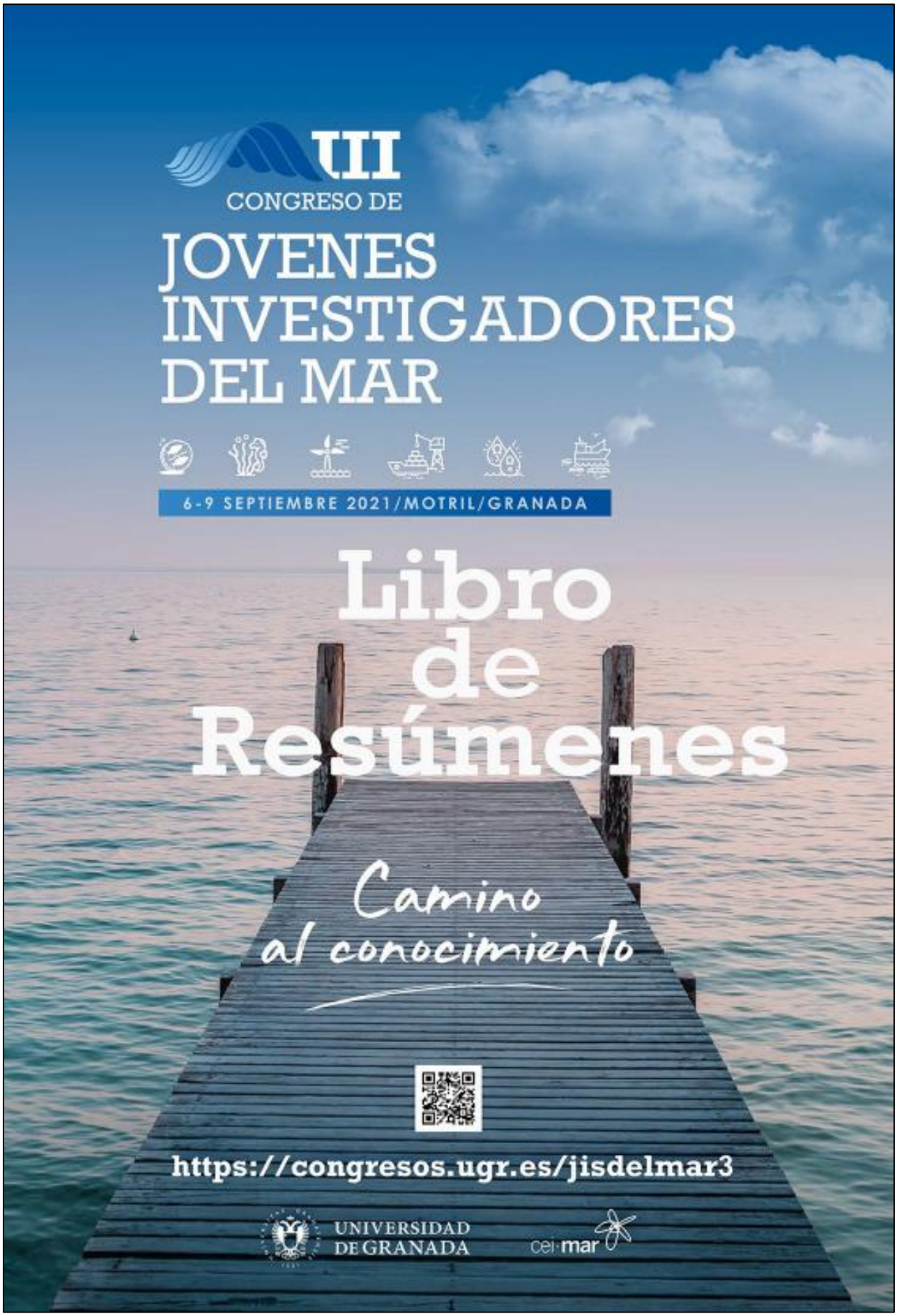
Copyright: © 2021 by the authors.

Abstract: The status of aquatic ecosystems has historically been monitored by the use of biotic indices. However, few biotic measures consider the presence of non-indigenous species as a sign of anthropogenic pollution and habitat disturbance even when this may seriously affect the metric scores and ecological status classifications of an environment. Biological invasions are currently one of the greatest threats to biodiversity and sustainable blue economies around the world. In this work, environmental assessments were conducted in the Port of Gijón, northern Spain, using eDNA metabarcoding, and the gAMBI (genetics based AZTI Marine Biotic Index) was estimated. Results indicate a high/good ecological status within the port. However, nine non-indigenous species and five invasive species were found, and a modification of the gAMBI that includes species invasiveness was proposed: Blue-gNIS. The index was preliminaril tested against existing biotic indices. Blue-gNIS classified the port in a good ecological status and showed its potential usefulness to achieve more complete water quality assessments of ports.

Keywords: Metabarcoding, invasive species, bioinvasion, Cantabrian Sea, Blueports.

Ponencia internacional: Jóvenes Investigadores del Mar.

La Universidad de Granada, en septiembre de 2021 celebra el *Tercer Congreso de Jóvenes Investigadores del Mar*. En el cual se presentan las dos siguientes ponencias de manera online (formato E-Poster): *"Análisis de las bases de datos Global Invasive Specie Database (GISD) y World Register of Marine Species (WoRMS): Caso de estudio agua de lastre del Puerto de Gijón"* y *"Implicación del transporte marítimo en la contaminación de los mares. Estudio de caso del Puerto de Gijón"*. A continuación, se adjunta la portada del libro de abstract, la página con el correspondiente ISBN y los abstracts de las dos publicaciones con su correspondiente E-póster.


III
CONGRESO DE
JOVENES
INVESTIGADORES
DEL MAR
6-9 SEPTIEMBRE 2021/MOTRIL/GRANADA
Libro
de
Resúmenes
Camino
al conocimiento
https://congresos.ugr.es/jisdelmar3
UNIVERSIDAD
DE GRANADA
ceimar

Libro de Resúmenes del III Congreso de Jóvenes Investigadores del Mar. Celebrado en Motril (Granada, España) del 6 al 9 de septiembre de 2021

Editores: Héctor J. Pula Moreno, María Ángeles Martín Lara, Julio C. De La Rosa Álamos, Marco Jabalera Cabrerizo, Antonio Mendoza Fernández, Miguel Á. Gamarra García, María Cuaresma Franco, Eva Rufino Palomares, Macarena Bustamante Álvarez, Rafael Mª Martínez Sánchez, Elena H. Sánchez López, María Clavero Gilabert, Manuel Díez Minguito, Laura Cabeza Montilla, Luis Miguel De Pablos Torró, Rosario Martínez Martínez, Lorenzo Rivas García, Marina Bolado Penagos, Jorge García Márquez, Pedro M. Sánchez Castillo.

Maquetación: Héctor J. Pula Moreno y María Ángeles Martín Lara

Registrado en Granada en diciembre de 2021

ISBN: 978-84-09-36126-7
Páginas: 501

Contacto: jisdelmar3@ugr.es

24. Estimación de la relación peso-talla y del factor de condición de tres especies principales de peces en la región costera de la zona sur de la isla de Santo Tomé y Príncipe. Wilfred Boa Morte Zacarias.
25. Diagnosis of the GLORYS12v1 model along the Western boundary of the Weddell gyre. Tania Pereira Vázquez

ÁREA CEI·Mar VALOR CULTURAL DEL MAR

26. El valor cultural de las vendedoras de pescado en Mallorca: un agente activo en las comunidades pesqueras artesanales del siglo XX. Ariana Domínguez García
27. Transformaciones paisajísticas y culturales en el mar interior de Chiloé (Chile). Francisco José Vázquez Pinillos
28. La gestión de los residuos sólidos en Gades. Estado de la cuestión de un proyecto en ejecución. Macarena Lara Medina

ÁREA CEI·Mar GESTIÓN INTEGRADA DEL MAR

29. Assessment of Ostrea recruitment in Mar Menor lagoon and implications for restocking. Alessia Lunetta
30. El contrato de compraventa de buque. Elena Cristina Tudor
31. NOBLE FAN-SHELL, *Pinna nobilis*, en el lago Faro (Sicilia, Italia): un equilibrio precario. Gemma Donato
32. La desinfección con lámparas ultravioleta LED como alternativa al tratamiento de aguas de lastre en buques. Leonardo Romero-Martínez

ÁREA CEI·Mar LA SALUD Y EL MAR

33. La activación de GPER1 modula la producción de prostaglandinas en dorada. Victoria Gómez Abellán

ÁREA CEI·Mar LAS INGENIERÍAS DEL MAR

34. Análisis de las bases de Datos Global Invasive Specie Database (GISD) y World Register Of Marine Species (WORMS): caso de estudio agua de lastre del puerto Gijón. Deva Menéndez -Teleña
35. Estudio de la mejora de señalización en espacios del puerto deportivo de Gijón. María Larisa Juane Rodríguez
36. Medidas de corrección de la inundabilidad en la desembocadura del río Guadalhorce. Pablo Herrero Hernández
37. Implicación del transporte marítimo en la contaminación de los mares. Estudio de caso del puerto de Gijón. Verónica Soto-López
38. Ciencia Ciudadana para cartografiar el cambio de la línea de costa en una playa urbana mesomareal (#CoastSnapCadiz). María F. Macià,

ANALISIS DE LAS BASES DE DATOS GLOBAL INVASIVE SPECIE DATABASE (GISD) Y WORLD REGISTER OF MARINE SPECIES (WORMS): CASO DE ESTUDIO AGUA DE LASTRE DEL PUERTO GIJÓN

D. Menéndez-Teleña[1], V. Soto-López[2], M. Bartolomé [3], Ardura, A[4]

Universidad de Oviedo, Departamento de Ciencia y Tecnología Náutica, España UO244452@uniovi.e1[1]; Universidad de Oviedo, Departamento de Ciencia y Tecnología Náutica, España, UO60140@uniovi.es [2]; Universidad de Oviedo, Departamento de Ciencia y Tecnología Náutica, España, bartolomemarlene@uniovi.es[3]; Universidad de Oviedo, Departamento de Biología Funcional, España, arduraalba@uniovi.es[4].

Línea temática (y, en su caso, sub-área): Las Ingenierías y el Mar.

Modalidad de participación: Virtual

Abstract

Ballast water and fouling from ships is one of the main causes of biological contamination in ports. A case study is carried out on ballast water samples provided by ships which arrived at the Port of Gijon. A study is done comparing the biological analysis of the samples with an analysis of the biological databases: GISD (Global Invasive Species Database) and WoRMS (World Register of Marine Species). The aim is to verify whether this method of analysis is effective, in order to be able to use it on a larger scale. It will be used in a tool to detect possible risk of biological contamination caused by ballast water and fouling in ports.

Palabras clave: bases de datos biológicas, agua de lastre, contaminación marítima, especies invasoras.

Introducción

El proyecto nacional BLUEPORTS, (Eva García Vázquez et alms, 2016) surge por la necesidad del estudio de la contaminación biológica en los puertos marítimos. El lastre es el agua de mar que los buques cargan en sus bodegas para mejorar las condiciones de estabilidad y navegar de una manera más segura. Puede contaminar biológicamente porque la biota del agua de mar se transporta del puerto de toma al puerto de descarga. Dicha agua, junto con las incrustaciones de los buques, son una de las principales causas de entrada de especies exóticas en los puertos (Sharma, DC, 2006). Con el fin de implantar medidas preventivas contra dicha contaminación, ya que son más eficaces que la erradicación (Stelios Katsanevakis et al., 2014), BLUEPORTS desarrolla una herramienta que determina el posible riesgo de contaminación biológica en función de las características del transporte marítimo que reciba el puerto. Este caso de estudio, a través de un análisis a muestras de agua de lastre, comprueba si la metodología propuesta para dicha herramienta es válida o tiene aspectos a mejorar.

Material y métodos

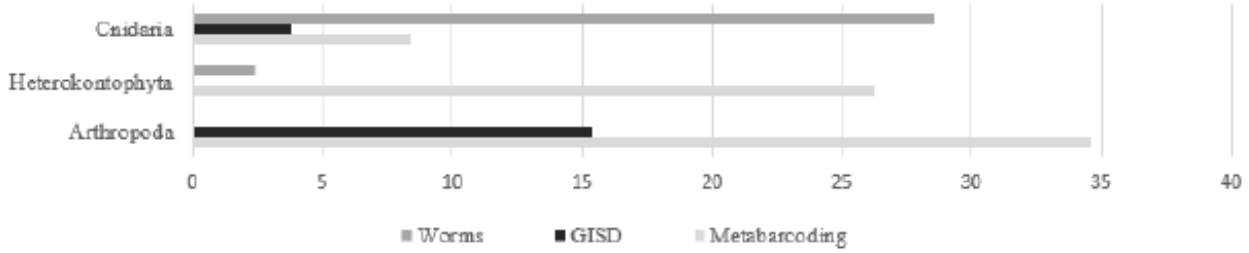
Muestras de agua de lastre fueron entregadas por buques que arribaron el Puerto de Gijón, localizado en la costa Cantábrica de Asturias y con un movimiento medio anual de 20 millones de toneladas (Autoridad Portuaria de Gijón, 2017). Se analizaron biológicamente siguiendo el método metabarcoding: las especies se determinan extrayendo los ADNs, que la biota deja en el agua, y comparándolos con la base de datos genética GenBank (International Nucleotide Sequence Database Collaboration, 2019). Estas se clasifican en función de la categoría taxonómica, filo, para poder compararlas con las especies obtenidas del estudio de las bases de datos biológicas. Utilizaremos GISD, Global Invasive Species Database, en la que se registran especies invasoras de todos los medios (Invasive Species Specialist Group, ISSG, 2000), y

WoRMS, World Register of Marine Species, específica del medio marino, pero con información sobre la distribución y la invasión (WoRMS Editorial Board, 2021). En GISD la búsqueda de especies se realiza aplicando los filtros: localización (lugar del que viene la muestra), taxonomía y método de transporte (lastre). En WoRMS se buscan todas las especies detectadas con el metabarcoding y se comprueba si tienen distribución en la zona de la que proviene la muestra y si son invasoras, tanto allí, como en Gijón. La comparación entre especies verifica la fiabilidad de la metodología, para aplicarla a mayor escala en la herramienta de determinación de riesgo de contaminación biológica.

Resultados y discusión

La toma y conservación de las muestras afectó al análisis metabarcoding, solo se detectan especies en 3 de las 7 muestras. Predominan las especies con los filos Arthropoda, Heterokontophyta y Cnidaria (Tabla 1). En GISD se detectan especies invasoras de los filos Arthopoda y Cnidaria (Tabla 1), pero con el filtro del país, no con el específico de los puertos. En WoRMS, solo se encontró información de un 27.4% de las especies, solo de un 12.4 % había información sobre la distribución y solo un 4.6% tenían distribución en el puerto de origen y en Gijón. Predominó la información de especies con filo Cnidaria y, en menor medida, Heterokontophyta (Tabla 1).

Tabla 1: comparación entre los porcentajes de filos más encontrados en cada análisis.



Conclusiones

Se valida la metodología propuesta, pero se proponen las siguientes mejoras. Es necesario implantar un protocolo de toma y conservación de las muestras. Es necesario utilizar las dos bases de datos para obtener información de todos los tipos de especies. GISD proporciona información genérica sobre la localización, pero todas las especies encontradas se consideran invasoras. WoRMS tiene información más específica sobre la distribución y debemos tener estas especies en cuenta ya que si ya se distribuyen, en un tiempo pueden pasar a considerarse invasoras.

Bibliografía

Autoridad Portuaria de Gijón. (2017, Actualizada). Página web oficial del Puerto de Gijón. https://www.puertogijon.es/servicios/muelles-y-terminales/?id=0

Eva García Vázquez et alms. (2016). Estrategias científicas y educativas para una actividad portuaria sostenible ante invasiones biológicas, con acrónimo BLUEPORTS y referencia MINECO CGL2016-79209-R Convocatoria de 2016 del plan nacional de investigación. En el apartado de proyectos EXCELENCIA y proyectos RETOS.

International Nucleotide Sequence Database Collaboration. (2019). Base de datos GenBank. www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/

Invasive Species Specialist Group, ISSG. (2000). Global Invasive Species Database, GISD. http://www.iucngisd.org/gisd/

Sharma, DC. (2006). Ports in a Storm. Environmental Health Perspectives (Focus).

Stelios Katsanevakis, Marta Coll, Chiara Piroddi, Jeroen Steenbeek, Frida Ben Rais Lasram, Argyro Zenetos, & Ana Cristina Cardoso. (2014). Invading the Mediterranean Sea: biodiversity patterns shaped by human activities. 32. https://doi.org/10.3389/fmars.2014.00032

WoRMS Editorial Board. (2021). World Register of Marine Species. Available from https://www.marinespecies.org at VLIZ. Accessed 2021-08-24. doi:10.14284/170.

UNIVERSIDAD DE GRANADA

III CONGRESO DE JÓVENES INVESTIGADORES (JIS) DEL MAR

Análisis de las bases de datos Global Invasive Specie Database (GISD) y World Wegister of Marine Species (WoRMS): caso de estudio agua de lastre recogida en el Puerto de Gijón

Línea temática: las Ingenierías y el Mar.

Menéndez-Teleña, D., Verónica Soto López, Marlene Bartolomé Sáez, Alba Ardura Gutiérrez

Contacto: menéndezdeva@uniovi.es

Universidad de Oviedo

Introducción

El proyecto nacional BLUEPORTS, (Eva García Vázquez et alms, 2016) surge por la necesidad del estudio de la contaminación biológica en los puertos marítimos. El lastre es el agua de mar que los buques cargan en sus bodegas para mejorar las condiciones de estabilidad y navegar de una manera más segura. Puede contaminar biológicamente porque la biota del agua de mar se transporta del puerto de toma al puerto de descarga. Dicha agua, junto con las incrustaciones de los buques, son una de las principales causas de entrada de especies exóticas en los puertos (Sharma, DC, 2006). Con el fin de implantar medidas preventivas contra dicha contaminación, ya que son más eficaces que la erradicación (Stelios Katsanevakis et al., 2014), BLUEPORTS desarrolla una herramienta que determina el posible riesgo de contaminación biológica en función de las características del transporte marítimo que reciba el puerto. Este caso de estudio, a través de un análisis a muestras de agua de lastre, comprueba si la metodología propuesta para dicha herramienta es válida o tiene aspectos a mejorar.

Metodología

Muestras de agua de lastre fueron entregadas por buques que arribaron el Puerto de Gijón, localizado en la costa Cantábrica de Asturias y con un movimiento medio anual de 20 millones de toneladas (Autoridad Portuaria de Gijón, 2017). Se analizaron biológicamente siguiendo el método metabarcoding: las especies se determinan extrayendo los ADNs, que la biota deja en el agua, y comparándolos con la base de datos genética GenBank (International Nucleotide Sequence Database Collaboration, 2019). Estas se clasifican en función de la categoría taxonómica, filo, para poder compararlas con las especies obtenidas del estudio de las bases de datos biológicas. Utilizaremos GISD, Global Invasive Species Database, en la que se registran especies invasoras de todos los medios (Invasive Species Specialist Group, ISSG, 2000), y WoRMS, World Register of Marine Species, específica del medio marino, pero con información sobre la distribución y la invasión (WoRMS Editorial Board, 2021). En GISD la búsqueda de especies se realiza aplicando los filtros: localización (lugar del que viene la muestra), taxonomía y método de transporte (lastre). En WoRMS se buscan todas las especies detectadas con el metabarcoding y se comprueba si tienen distribución en la zona de la que proviene la muestra y si son invasoras, tanto allí, como en Gijón. La comparación entre especies verifica la fiabilidad de la metodología, para aplicarla a mayor escala en la herramienta de determinación de riesgo de contaminación biológica.

Resultados

La toma y conservación de las muestras afectó al análisis metabarcoding, solo se detectan especies en 3 de las 7 muestras. Predominan las especies con filos Arthropoda, Heterokontophyta y Cnidaria (Gráfico 1 y 2). En GISD se detectan especies invasoras de los filos Arthopoda y Cnidaria (Gráfico 1 y 3), pero con el filtro del país, no con el específico de los puertos. En WoRMS, solo se encontró información de un 27.4% de las especies, solo de un 12.4 % había información sobre la distribución y solo un 4.6% tenían distribución en el puerto de origen y en Gijón. Predominó la información de especies con filo Cnidaria y, en menor medida, Heterokontophyta (Gráfico 1 y 4).

Gráfico 1: comparación entre los porcentajes de filos más encontrados en cada análisis.

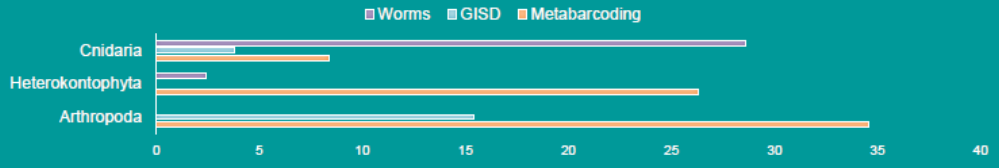
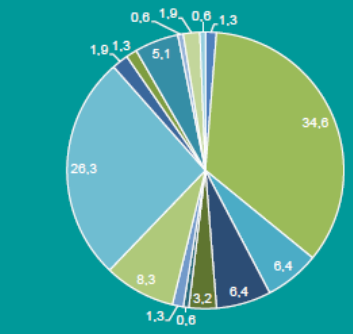
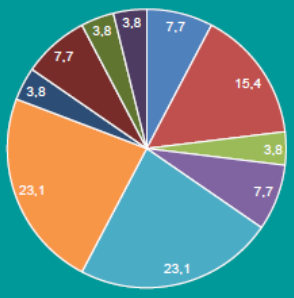


Gráfico 2: Filos de las especies determinadas tras el análisis de muestras



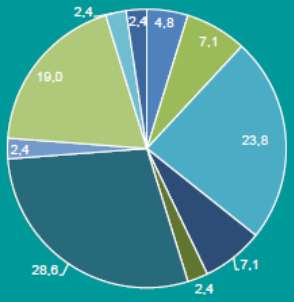
Amoebozoa *Arthropoda* *Ascomycota*
Bacillariophyta *Basidiomycota* *Chaetognatha*
Chlorophyta *Cnidaria* *Heterokontophyta*
Mollusca *Ochrophyta* *Phaeophyceae*
Porifera *Rhodophyta* *Rotifera*

Gráfico 3: Filos de las especies determinadas en GISD



Annelida *Arthropoda*
Cnidaria *Ectoprocta*
Magnoliophyta *Mollusca*
Pteridophyta *Pyrrophycophyta*
Rhodophycota *Rhodophyta*

Gráfico 4: Filos especies determinadas en WoRMS



Amoebozoa *Ascomycota*
Bacillariophyta *Basidiomycota*
Chlorophyta *Cnidaria*
Heterokontophyta *Phaeophyceae*
Porifera *Rhodophyta*

Conclusiones

Se valida la metodología propuesta, pero se proponen las siguientes mejoras. Es necesario implantar un protocolo de toma y conservación de las muestras. Es necesario utilizar las dos bases de datos para obtener información de todos los tipos de especies. GISD proporciona información genérica sobre la localización, pero todas las especies encontradas se consideran invasoras. WoRMS tiene información más específica sobre la distribución y debemos tener estas especies en cuenta ya que si ya se distribuyen, en un tiempo pueden pasar a considerarse invasoras.

Bibliografía

Autoridad Portuaria de Gijón. (2017). https://www.puertogijon.es/servicios/muelles-y-terminales/?id=0 Eva García Vázquez et alms. (2016). Estrategias científicas y educativas para una actividad portuaria sostenible ante invasiones biológicas, con acrónimo BLUEPORTS y referencia MINECO CGL2016-79209-R. International Nucleotide Sequence Database Collaboration. (2019). Base de datos GenBank. www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/ Invasive Species Specialist Group, ISSG. (2000). Global Invasive Species Database, GISD. http://www.iucngisd.org/gisd/ Sharma, DC. (2006). Ports in a Storm. Environmental Health Perspectives (Focus). Stelios Katsanevakis, et alms. (2014). Invading the Mediterranean Sea: biodiversity patterns shaped by human activities. 32. WoRMS Editorial Board. (2021). World Register of Marine Species. Available from https://www.marinespecies.org/

IMPLICACIÓN DEL TRANSPORTE MARÍTIMO EN LA CONTAMINACIÓN DE LOS MARES. ESTUDIO DE CASO DEL PUERTO DE GIJON.

Verónica Soto López[1], Deva Menéndez Teleña[2], Marlene Bartolomé Sáez[3]

Universidad de Oviedo, Departamento de Ciencia y Tecnología Náutica, España. UO60140@uniovi.es[1]; Universidad de Oviedo, Departamento de Ciencia y Tecnología Náutica, España. UO244452@uniovi.es[2]; Universidad de Oviedo, Departamento de Ciencia y Tecnología Náutica, España.bartolomemarlene@uniovi.es[3]

Línea temática (y, en su caso, sub-área): Las Ingenierías y el Mar.

Modalidad de participación: Virtual

Abstract

Invasive alien species are recognised as one of the greatest threats to marine ecosystems. Ships and maritime activities have been identified as the main culprits of accidental entries of species into the marine world. Coastal countries' policies are focusing on early prevention of such species. The increase in shipping has made the distribution of different species increasingly rapid and there is a clear need to focus resources on port environmental policies. The two most important ways of transporting invasive alien species are through the ballast water used by ships for stability and attached to the hull of merchant ships. The Port of Gijon is one of the main maritime ports of the Atlantic Arc, with an annual movement of more than 20 million tonnes from all corners of the planet, so this movement could be one of the causes of the introduction of invasive species into our waters. Through a risk assessment study and physical sampling at the docks of this port, it has been possible to demonstrate that the theoretical framework proposed in the risk assessment was well founded. It is also being observed that due to the affluence of certain types of vessels in some docks and not in others, there is a higher risk of biological contamination in some specific docks of the port.

Palabras clave: agua de lastre, biofouling, contaminación marítima, especies invasoras.

Introducción

Las invasiones biológicas marinas son una de las mayores amenazas para la biodiversidad en todo el mundo (Molnar et al., 2008). Siempre ha existido un flujo de especies controlado de un territorio a otro mediante las barreras naturales (Richardson & Pyšek, 2007) y ello hacía que hubiese un equilibrio natural. En los últimos siglos, el transporte marítimo ha modificado dichas barreras naturales (Kotta et al., 2015) y por lo tanto, la distribución de muchas especies. Un caso conocido por todos es la influencia del canal de Suez en la distribución de especies en el mar mediterráneo.

Alrededor de 10,7 millones de toneladas de mercancías se mueven anualmente por el mundo mediante buques. Y para el periodo 2019-2024 la UNCTAD prevé una expansión del comercio marítimo internacional del 3.4% (Informe Sobre El Transporte Maritimo 2019, s. f.).

Actualmente, el Puerto de Gijón es el puerto líder en el movimiento de graneles sólidos de España(«El Puerto de Gijón - Autoridad Portuaria de Gijón», s. f.). También existe un gran desembarque tanto de graneles líquidos como embarque de cemento y tráfico de mercancía general, mediante el transporte de contenedores.

Material y métodos

En primer lugar, se identificaron las especies invasoras que teóricamente podrían haber llegado al puerto del Musel en el agua de lastre y sedimentos, así como incrustaciones en el casco de los buques. Para dicha identificación, se utilizó una base de datos de los buques que entraron en el puerto de Gijón en el periodo 2004-2017. Se tuvo en cuenta las toneladas GTs para el agua de lastre y las toneladas GTs por el tiempo de estancia en puerto para las incrustaciones. Mediante un mapa GIS se posicionaron los riesgos de invasiones biológicas basadas en el tráfico marítimo.

Se evaluó, mediante muestras realizadas por buzos en los distintos muelles, si realmente existían dichas especies analizadas en el marco teórico.

Resultados y discusión

Tras el análisis de la situación de las aguas del puerto de Gijón se ha podido detectar que existen ya especies invasoras previamente detectadas en el mapa de evaluación de riesgos. Se ha observado que para agua de lastre existe más riesgo de contaminación biológica de buques provenientes de puertos españoles como Vigo, La Coruña o Bilbao, mientras que para las incrustaciones el riesgo de contaminación biológica es de buques procedentes de fuera de España, como son Brasil, Australia o Sudáfrica.

Conclusiones

La introducción de especies invasoras por agua de lastre e incrustaciones es evidente en nuestras aguas. Se necesita, junto con las herramientas de detección temprana que se desarrollen en los puertos, que otros agentes implicados, como pueden ser las navieras implementen la limpieza periódica obligatoria del casco de los buques. Que la descarga de agua de lastre, se realice siempre al menos a 200 millas náuticas de la tierra más cercana o que los sistemas de limpieza de tanques sean los más eficientes posibles para que si se produce dicha descarga más cerca de la costa no implique el vertido de especies a las aguas del litoral. Toda la combinación de estos métodos puede hacer que se produzca un descenso de la propagación de especies exóticas invasoras.

Bibliografía

El Puerto de Gijón—Autoridad Portuaria de Gijón. (s. f.). Puerto de Gijón - Autoridad Portuaria de Gijón. Recuperado 26 de mayo de 2021, de https://www.puertogijon.es/puerto/

Informe Sobre El Transporte Maritimo 2019. (s. f.). 136.

Kotta, J., Nõomaa, K., Puntila, R., & Ojaveer, H. (2015). Shipping and natural environmental conditions determine the distribution of the invasive non-indigenous round goby Neogobius melanostomus in a regional sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 169. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.11.029

Molnar, J. L., Gamboa, R. L., Revenga, C., & Spalding, M. D. (2008). Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. Frontiers in Ecology and the Environment, 6(9), 485-492. https://doi.org/10.1890/070064

Richardson, D. M., & Pyšek, P. (2007). Elton, C.S. 1958: The ecology of invasions by animals and plants. London: Methuen. Progress in Physical Geography: Earth and Environment, 31(6), 659-666. https://doi.org/10.1177/0309133307087089

IMPLICACIÓN DEL TRANSPORTE MARÍTIMO EN LA CONTAMINACIÓN DE LOS MARES.

ESTUDIO DE CASO DEL PUERTO DE GIJON.

Verónica Soto López, Deva Menéndez Teleña, Marlene Bartolomé Sáez

Universidad de Oviedo, Departamento de Ciencia y Tecnología Náutica, España.

INTRODUCCIÓN: Las invasiones biológicas marinas son una de las mayores amenazas para la biodiversidad en todo el mundo (Molnar et al., 2008). En los últimos siglos, el transporte marítimo ha modificado las barreras naturales (Kotta et al., 2015) y por lo tanto, la distribución de especies en el medio marino ha aumentado. El Puerto de Gijón es el puerto líder en el movimiento de graneles sólidos de España.

Volumen mundial transportado por buques : **10,7 millones de toneladas**

Crecimiento anual **4%**

Fuente: UNCTAD

PUERTO DEL MUSEL. Fuente: Spanishports

MATERIALES Y METODOS:

- ✓ Se identificó las especies invasoras que teóricamente podrían haber llegado al puerto del Musel en el agua de lastre y sedimentos, así como incrustaciones en el casco de los buques. Para dicha identificación se utilizó una base de datos de los buques que entraron en el puerto de Gijón en el periodo 2004-2017. Se tuvo en cuenta las toneladas GTs para el agua de lastre y las toneladas GTs por el tiempo de estancia en puerto para las incrustaciones.
- ✓ Mediante un mapa GIS se posicionaron los riesgos de invasiones biológicas basadas en el tráfico marítimo.
- ✓ Se evaluó mediante muestras realizadas por buzos, en los distintos muelles, si realmente existían dichas especies analizadas en el marco teórico.

GlobalMapper

RESULTADO Y DISCUSIONES:

Tras el análisis de la situación de las aguas del puerto de Gijón se ha podido detectar que existen ya especies invasoras previamente detectadas en el marco teórico. Se ha observado que para agua de lastre existe más riesgo de contaminación biológica de buques provenientes de puertos españoles como Vigo, La Coruña o Bilbao. Mientras que para el riesgo por incrustaciones el riesgo de contaminación biológica es de buques procedentes de fuera de España, como son Brasil, Australia o Sudáfrica.

CONCLUSIONES: La introducción de especies invasoras por agua de lastre e incrustaciones es evidente en nuestras aguas. Se necesita, junto con las herramientas de detección temprana que se desarrollen en los puertos, que otros agentes implicados como navieras implementen la limpieza periódica obligatoria del casco de los buques. Que la descarga de agua de lastre se realice siempre al menos a 200 millas náuticas de la tierra más cercana o que los sistemas de limpieza de tanques sean los más eficientes posibles para que si se produce dicha descarga más cerca de la costa no implique el vertido de especies a las aguas del litoral. La combinación de estos métodos puede hacer que se produzca un descenso de la propagación de especies exóticas invasoras por la actividad del comercio marítimo.

BIBLIOGRAFÍA:

Informe Sobre El Transporte Maritimo 2019. (s. f.). 136.

Kotta, J., Nõomaa, K., Puntila, R., & Ojaveer, H. (2015). Shipping and natural environmental conditions determine the distribution of the invasive non-indigenous round goby Neogobius melanostomus in a regional sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 169. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.11.029

Molnar, J. L., Gamboa, R. L., Revenga, C., & Spalding, M. D. (2008). Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. Frontiers in Ecology and the Environment, 6(9), 485-492. https://doi.org/10.1890/070064

Ponencia nacional: Congreso de Cultura Investigativa en la Educación Superior de Panamá.

La Asociación de Universidades Particulares de Panamá (AUPPA) junto con su Instituto de Investigación y el Consejo Nacional de Evaluación y Acreditación Universitaria de Panamá (CONEAUPA) organizaron el *2 Congreso de Cultura Investigativa en la Educación Superior de Panamá*, celebrado de manera online en septiembre de 2021. Se presenta una comunicación oral *"Implicación del transporte marítimo en la contaminación de los mares. Desde el Mar Caribe hasta el Puerto de Gijón"* y una comunicación en formato de E-Poster "Análisis de las bases de datos Global Invasive Specie Database (GISD) y WoRLD Register of Marine Species (WoRMS): Caso de Estudio agua de lastre del Puerto de Gijón", la cual recibió el segundo premio en su categoría. A continuación, el certificado de segundo lugar en la sección de posters, la página del libro de abstract con el correspondiente ISBN, los dos abstracts de las comunicaciones y el E-poster presentado.

CIESP´21

2 Congreso de Cultura Investigativa en la Educación Superior de Panamá

Y sus organizadores:

AUPPA

IdIA

Otorgan este certificado a:

Verónica Soto López (Departamento de Ciencia y Tecnología Náutica. Universidad de Oviedo)
Deva Menéndez Teleña (Departamento de Ciencia y Tecnología Náutica. Universidad de Oviedo)
Marlene Bartolomé Sáez (Departamento de Ciencia y Tecnología Náutica. Universidad de Oviedo)

por la presentación en modalidad Ponencia del trabajo:

IMPLICACIÓN DEL TRANSPORTE MARÍTIMO EN LA CONTAMINACIÓN DE LOS MARES. DESDE EL MAR CARIBE HASTA EL PUERTO DE GIJON.

en el 2 Congreso de Cultura Investigativa en la Educación Superior de Panamá
del 15 al 17 de Septiembre de 2021.

Maestro Ricaurte Martínez
Presidente II CIESP

Dra. Mariana León
Directora del IdIA

Escanee este código QR para verificar este certificado.

Número Identificación: 52619663X
Código de verificación: B56A18E0-F12217F4847F741A64F64669E6FD3768
www.esimposio.com/verificacion

SENACYT
Secretaría Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación

CIESP´21

2 Congreso de Cultura Investigativa en la Educación Superior de Panamá

Y sus organizadores:

AUPPA IdIA

Otorgan este certificado a:

D. Menéndez-Teleña (Universidad de Oviedo, España)
Verónica Soto López (Departamento de Ciencia y Tecnología Náutica. Universidad de Oviedo)
Marlene Bartolomé Sáez (Departamento de Ciencia y Tecnología Náutica. Universidad de Oviedo)
A. Ardura (Universidad de Oviedo, España)

por la presentación en modalidad Poster del trabajo:

ANALISIS DE LAS BASES DE DATOS GLOBAL INVASIVE SPECIE DATABASE (GISD) Y WORLD REGISTER OF MARINE SPECIES (WORMS): CASO DE ESTUDIO AGUA DE LASTRE DEL PUERTO GIJÓN

en el 2 Congreso de Cultura Investigativa en la Educación Superior de Panamá
del 15 al 17 de Septiembre de 2021.

Maestro Ricaurte Martínez
Presidente II CIESP

Dra. Mariana León
Directora del IdIA

Escanee este código QR para verificar este certificado.

Número Identificación: 52619663X
Código de verificación: B56A18E0-F12217F4847F741A64F64669E6FD3768
www.esimposio.com/verificacion

SENACYT
Secretaría Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación

unicyt UMECIT GANEXA otelma QLU QUALITY LEADERSHIP UNIVERSITY uca Del Istmo Universidad Santander UCP

CIESP'21
2 Congreso de Cultura Investigativa en la Educación Superior de Panamá

Análisis de las bases de datos Global Invasive Specie Database (GISD) y World Wegister of Marine Species (WoRMS): caso de estudio agua de lastre recogida en el Puerto de Gijón

D. Menéndez-Teleña, V. Soto-López, M. Bartolomé, Ardura, A. Contacto: menéndezdeva@uniovi.es

Universidad de Oviedo

Introducción

El proyecto nacional BLUEPORTS, (Eva García Vázquez et alms, 2016) surge por la necesidad del estudio de la contaminación biológica en los puertos marítimos. El lastre es el agua de mar que los buques cargan en sus bodegas para mejorar las condiciones de estabilidad y navegar de una manera más segura. Puede contaminar biológicamente porque la biota del agua de mar se transporta del puerto de toma al puerto de descarga. Dicha agua, junto con las incrustaciones de los buques, son una de las principales causas de entrada de especies exóticas en los puertos (Sharma, DC, 2006). Con el fin de implantar medidas preventivas contra dicha contaminación, ya que son más eficaces que la erradicación (Stelios Katsanevakis et al., 2014), BLUEPORTS desarrolla una herramienta que determina el posible riesgo de contaminación biológica en función de las características del transporte marítimo que reciba el puerto. Este caso de estudio, a través de un análisis a muestras de agua de lastre, comprueba si la metodología propuesta para dicha herramienta es válida o tiene aspectos a mejorar.

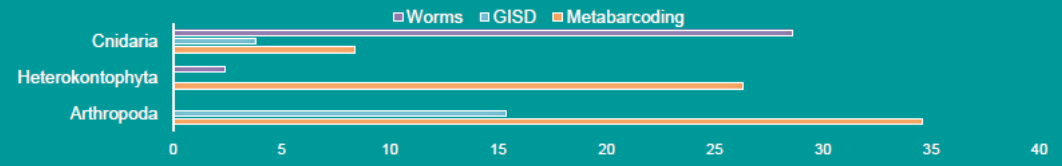
Metodología

Muestras de agua de lastre fueron entregadas por buques que arribaron el Puerto de Gijón, localizado en la costa Cantábrica de Asturias y con un movimiento medio anual de 20 millones de toneladas (Autoridad Portuaria de Gijón, 2017). Se analizaron biológicamente siguiendo el método metabarcoding: las especies se determinan extrayendo los ADNs, que la biota deja en el agua, y comparándolos con la base de datos genética GenBank (International Nucleotide Sequence Database Collaboration, 2019). Estas se clasifican en función de la categoría taxonómica, filo, para poder compararlas con las especies obtenidas del estudio de las bases de datos biológicas. Utilizaremos GISD, Global Invasive Species Database, en la que se registran especies invasoras de todos los medios (Invasive Species Specialist Group, ISSG, 2000), y WoRMS, World Register of Marine Species, específica del medio marino, pero con información sobre la distribución y la invasión (WoRMS Editorial Board, 2021). En GISD la búsqueda de especies se realiza aplicando los filtros: localización (lugar del que viene la muestra), taxonomía y método de transporte (lastre). En WoRMS se buscan todas las especies detectadas con el metabarcoding y se comprueba si tienen distribución en la zona de la que proviene la muestra y si son invasoras, tanto allí, como en Gijón. La comparación entre especies verifica la fiabilidad de la metodología, para aplicarla a mayor escala en la herramienta de determinación de riesgo de contaminación biológica.

Resultados

La toma y conservación de las muestras afectó al análisis metabarcoding, solo se detectan especies en 3 de las 7 muestras. Predominan las especies con filos Arthropoda, Heterokontophyta y Cnidaria (Gráfico 1 y 2). En GISD se detectan especies invasoras de los filos Arthopoda y Cnidaria (Gráfico 1 y 3), pero con el filtro del país, no con el específico de los puertos. En WoRMS, solo se encontró información de un 27.4% de las especies, solo de un 12.4 % había información sobre la distribución y solo un 4.6% tenían distribución en el puerto de origen y en Gijón. Predominó la información de especies con filo Cnidaria y, en menor medida, Heterokontophyta (Gráfico 1 y 4).

Gráfico 1: comparación entre los porcentajes de filos más encontrados en cada análisis.



Conclusiones

Se valida la metodología propuesta, pero se proponen las siguientes mejoras. Es necesario implantar un protocolo de toma y conservación de las muestras. Es necesario utilizar las dos bases de datos para obtener información de todos los tipos de especies. GISD proporciona información genérica sobre la localización, pero todas las especies encontradas se consideran invasoras. WoRMS tiene información más específica sobre la distribución y debemos tener estas especies en cuenta ya que si ya se distribuyen, en un tiempo pueden pasar a considerarse invasoras.

Bibliografía

Autoridad Portuaria de Gijón. (2017). https://www.puertogijon.es/servicios/muelles-y-terminales/?id=0 Eva García Vázquez et alms. (2016). Estrategias científicas y educativas para una actividad portuaria sostenible ante invasiones biológicas, con acrónimo BLUEPORTS y referencia MINECO CGL2016-79209-R. International Nucleotide Sequence Database Collaboration. (2019). Base de datos GenBank. www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/ Invasive Species Specialist Group, ISSG. (2000). Global Invasive Species Database, GISD. http://www.iucngisd.org/gisd/ Sharma, DC. (2006). Ports in a Storm. Environmental Health Perspectives (Focus). Stelios Katsanevakis, et alms. (2014). Invading the Mediterranean Sea: biodiversity patterns shaped by human activities. 32. WoRMS Editorial Board. (2021). World Register of Marine Species. Available from https://www.marinespecies.org/

CIESP´21
2 Congreso de Cultura Investigativa en la Educación Superior de Panamá
Y sus organizadores:
AUPPA
IdIA
Otorgan este certificado a:
D. Menéndez-Teleña (Universidad de Oviedo, España)
Verónica Soto López (Departamento de Ciencia y Tecnología Náutica. Universidad de Oviedo)
Marlene Bartolomé Sáez (Departamento de Ciencia y Tecnología Náutica. Universidad de Oviedo)
A. Ardura (Universidad de Oviedo, España)
por lograr el:
2do Lugar
en la sección de posters
Título:
ANALISIS DE LAS BASES DE DATOS GLOBAL INVASIVE SPECIE DATABASE (GISD) Y WORLD REGISTER OF MARINE SPECIES (WORMS): CASO DE ESTUDIO AGUA DE LASTRE DEL PUERTO GIJÓN
en el 2 Congreso de Cultura Investigativa en la Educación Superior de Panamá
del 15 al 17 de Septiembre de 2021.
Maestro Ricaurte Martínez
Presidente II CIESP
Dra. Mariana León
Directora del IdIA
Escanee este código QR para verificar este certificado.
Número Identificación: PAJ992839
Código de verificación: B56A18E0-E25C9FDCF542586EA5238933D4801C23
www.esimposio.com/verificacion
SENACYT
Secretaría Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación
UMECIT
GANEXA
QLU
Del Istmo
Universidad Santander
UCP

Ponencia internacional: II Congreso anual de estudiante de doctorado de la Universidad de Miguel Hernandez, 2022.

La Universidad de Miguel Hernandez, en febrero de 2022 celebra el Segundo Congreso de anual de estudiante de doctorado. En el cual se presenta una comunicación oral de manera online "*Contaminación biológica por agua de lastre: Caso de estudio en el puerto de Gijón (Golfo de Vizcaya)"* que se adjunta a continuación.

ACTAS
II CONGRESO ANUAL INTERNACIONAL DE ESTUDIANTES DE DOCTORADO (CAIED)

Editores (por orden alfabético):

Alba López Caravaca, Alejandro Moya Martínez, Álvaro Clemente María, Ana Arbaizar Martínez, Carlos Soler Samper, Carmen Botella Martínez, Cristian Torres Vergara, Cristina Soriano Maldonado, Cristina Ortega Giménez, Fernando García Aguilar, Ignacio Babiloni Chust, Inmaculada Meca Sáez, Javier Rubiato Brotons, Laura María Compañ Gabucio, Laura Pérez Cervera, Leontina Lipan, Marcos Adrián Villamarín Ortiz, Maria Elizabhet Salvador Mira, María Emma García Pastor, María de los Ángeles Cortés, María Teresa Rodríguez Espinosa, Matías Javier Henríquez Valenzuela, Michel Joe Munya Gachomba, Rocío Martínez Almanza, Rocio Rodríguez Mas, Roger Ortiz Climent, Tatiana Troinina.

II CONGRESO ANUAL INTERNACIONAL DE ESTUDIANTES DE DOCTORADO
UNIVERSITAS *Miguel Hernández*
3-4 de febrero de 2022

II Congreso Anual Internacional de Estudiantes de Doctorado
UNIVERSITAS Miguel Hernández
3-4 de febrero de 2022

COMUNICACIÓN ORAL:
Ingeniería Química y de los Materiales

Contaminación biológica por agua de lastre: Caso de estudio en el Puerto de Gijón (Sur del Golfo de Vizcaya)

D. Menéndez-Teleña, V. Soto-Lopez.[1]

[1] Universidad de Oviedo, Departamento de Ciencia y Tecnología Náutica

UO244452@uniovi.es

Introducción: La Organización Marítima Internacional, consciente de la contaminación biológica generada por agua de lastre en 2004, redacta el Convenio Internacional para el control y la gestión del agua de lastre y los sedimentos de los buques. A pesar de que los puertos marítimos son una de las principales entradas de biota exótica a través del agua de lastre y las incrustaciones no es hasta septiembre del 2017 cuando el convenio entra en vigor a nivel mundial. Implantando entre otras la norma D1, que exige que el buque cambie el agua de lastre en mar abierto con el fin de reducir al mínimo las especies perjudiciales en la descarga. Objetivos: Comprobar las especies existentes en las muestras de agua de lastre recogidas durante el 2017. Metodología: Se analizan biológicamente las muestras entregadas por buques que arribaron en el Puerto de Gijón. Se extrae el ADN que las especies depositan en el agua con la técnica metabarcoding y se compara con la base de datos GenBank. Para determinar las características de las especies y si son invasoras en la zona de procedencia de los buques se utilizan las bases de datos GISD y WoRMS. Resultados: Se detectaron más de 150 especies en 3 de las 7 muestras analizadas. Los principales filos de las especies encontradas fueron Arthropoda, Heterokontophyta y Cnidaria, siendo los dos primeros del reino Animalia y el último de Protista. Se encontraron 7 especies invasoras en la región de la que provienen los buques. Resulta necesario la utilización de las dos bases de datos GISD y WoRMS, ya que solo combinándolas se obtiene información de todos los filos encontrados. Conclusiones: La posibilidad de contaminación biológica sigue estando presente, se deben buscar métodos de prevención para implantar por los puertos con el fin de minimizar la introducción de especies.

Palabras clave: contaminación biológica, transporte marítimo, especies invasoras, agua de lastre, Convenio agua de lastre.