



Universidad de Oviedo

**ESCUELA SUPERIOR DE LA MARINA CIVIL DE GIJÓN**

*Trabajo Fin de Máster*

EVOLUCIÓN DE LAS MEDIDAS PREVENTIVAS  
PARA REDUCIR LAS INCRUSTACIONES EN LOS  
CASCOS DE LOS BUQUES

Para acceder al Título de Máster en

**NÁUTICA Y GESTIÓN DEL TRANSPORTE MARÍTIMO**

Autor: Miguel Martín Costa

Tutores: Deva Menéndez Teleña y Marlene Bartolomé Sáez

Mayo 2023

## Resumen

Las bioincrustaciones marinas son un problema generador de elevados costes para el transporte marítimo y la protección del medio ambiente. A medida que se desarrollaba el sector, se han ido implementando diferentes técnicas o metodologías para eliminar el biofouling de los barcos, creando una industria multimillonaria de biocidas, limpiadores, materiales antiincrustantes, etc.

El presente trabajo realiza una revisión del tipo de incrustaciones (origen, formación, características, efectos, etc.), así como de las normas y políticas que tratan de regular su eliminación, y de los actuales mecanismos empelados para ellos.

La investigación realizada ha permitido comprobar que el alcance medioambiental de las bioincrustaciones no ha sido analizado con la suficiente amplitud, dadas sus consecuencias. Al mismo tiempo, se constata que no existen estudios que hayan cuantificado el problema desde una perspectiva económica que abarque las consecuencias de la bioincrustación, y el coste, tanto en el medio ambiente, como en las inversiones necesarias para paliar su propagación.

Por otra parte, ninguno de los medios empleados por la industria presenta una efectividad adecuada, ni tampoco está exento de generar otras consecuencias negativas, pues la mayor parte de ellos emplean métodos que, a su vez, tienen un coste económico elevado o dan lugar a otra tipología de problemas medioambientales (generación de tóxicos, malformaciones en moluscos, afectación en la reproducción de ballenas, etc.).

Desde nuestra perspectiva se hace necesario implementar dos medidas urgentes. Por una parte, la aprobación e implementación de una regulación global de obligado cumplimiento por todos los países. Por otro lado, el aumento de la investigación, desarrollo e innovación de nuevas técnicas que mejoren la protección del medio ambiente, fomentando la prevención y minimizando la necesidad de eliminación posterior.

Palabras clave: bioincrustaciones, transporte marítimo, antiincrustantes, regulaciones de incrustaciones.

## Abstract

Marine biofouling is a costly problem for shipping and environmental protection. As the sector has developed, different techniques or methodologies have been implemented to remove biofouling from ships, creating a multi-million dollar industry of biocides, cleaners, antifouling materials, etc.

This paper reviews the type of fouling (origin, formation, characteristics, effects, etc.), as well as the rules and policies that try to regulate its removal, and the current mechanisms used for it.

Research has shown that the environmental scope of fouling has not been sufficiently analysed, given its consequences. At the same time, there are no studies that have quantified the problem from an economic perspective, covering the consequences of biofouling and the cost, both in terms of the environment and the investment needed to mitigate its spread.

On the other hand, none of the means used by the industry are effective, nor are they free from generating other negative consequences, as most of them use methods that, in turn, have a high economic cost or give rise to other types of environmental problems (generation of toxins, malformations in molluscs, effects on whale reproduction, etc.).

From our perspective, it is necessary to implement two urgent measures. On the one hand, the approval and implementation of a global regulation that must be complied with by all countries. On the other hand, the increase in research, development and innovation of new techniques that improve environmental protection, promoting prevention and minimising the need for subsequent disposal.

Keywords: biofouling, shipping, antifouling, fouling regulations.

## Índice

<b>1</b>	<b>Introducción .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Objetivos.....</b>	<b>2</b>
2.1	Objetivo general.....	2
2.2	Objetivos específicos.....	2
<b>3</b>	<b>Las incrustaciones en los buques .....</b>	<b>3</b>
3.1	Definición .....	3
3.2	Proceso de incrustación. Mecanismos de fijación de los organismos .....	6
3.2.1	Adhesión bacteriana .....	9
3.2.2	Adhesión de microfouling.....	12
3.2.3	Adhesión de macrofouling .....	16
3.3	Impacto de las incrustaciones.....	18
<b>4</b>	<b>Reglamentaciones y normas para la gestión de las bioincrustaciones en los buques.....</b>	<b>33</b>
4.1	Reglamentaciones internacionales .....	34
4.2	Reglamentaciones nacionales y regionales.....	38
<b>5</b>	<b>Los métodos antifouling .....</b>	<b>40</b>
5.1	Limpieza de los cascos.....	42
5.2	Limpiezas proactivas .....	45
5.3	Pinturas antifouling .....	47
5.3.1	Biocidas antiincrustantes .....	47
5.3.2	Pinturas de matriz soluble.....	47
5.3.3	Pinturas de lixiviación por contacto.....	48
5.3.4	Pinturas ablativas .....	48
5.3.5	Pinturas copoliméricas autopulimentantes .....	48
5.3.6	Cobre, aleaciones y resinas de cobre .....	49
5.3.7	Recubrimientos antiincrustantes .....	49
5.3.8	Superficies disuasorias.....	50

<b>5.4</b>	<b>Sistemas antifouling por ultrasonidos.....</b>	<b>50</b>
<b>6</b>	<b>Discusión y conclusiones.....</b>	<b>52</b>
<b>7</b>	<b>Bibliografía .....</b>	<b>53</b>

## Índice de figuras

Figura 1. Clasificación de las especies del biofouling.....	6
Figura 2. Proceso de creación de microfouling y macrofouling.....	8
Figura 3.. El círculo vicioso de los esfuerzos antiincrustantes convencionales.....	9
Figura 4. Esquema de los estados críticos de generación del biofouling.....	10
Figura 5. Relación empírica entre la energía libre superficial crítica y la adherencia relativa (adimensional) o “curva de Baier” .....	11
Figura 6. Diagrama de la adhesión inicial de la diatomea y posición del complejo de adhesión .....	15
Figura 7. Diagrama de las tres etapas principales de la fijación de las algas .....	16
Figura 8. Esquema de la inmersión estática y revestimiento generado .....	22
Figura 9. Sistema de rotación y dinámico de Swain (2007).....	22
Figura 10. Características de arrastre de los diferentes recubrimientos .....	23
Figura 11. Principio general de funcionamiento del TT-Sense, sensor de empuje y par alrededor del eje de la hélice .....	25
Figura 12. Mecanismo de medición .....	26
Figura 13. Velocidad (a través del agua) - curva de potencia para un portacontenedores de +13.000 TEU durante un período de 1,5 años. ....	27
Figura 14. Coeficiente total de "resistencia del buque" $\delta$ con el tiempo.....	28
Figura 15. Curvas de hélice en aguas abiertas con mediciones a tiempo real, frente a las predicciones a escala real basadas en ensayos de modelos (líneas) .....	28
Figura 16. Rendimiento de la hélice a lo largo del tiempo .....	29
Figura 17. Curva empuje - velocidad (a través del agua) para un portacontenedores +13000 TEU durante un año y medio .....	29
Figura 18. Coeficiente de resistencia del casco a lo largo del tiempo.....	30
Figura 19. Impacto de la incrustación biológica en el casco de los buques en las emisiones de GEI .....	33
Figura 20. Ubicaciones con políticas de gestión de bioincrustaciones actuales y propuestas, incluido GloFouling Lead.....	38
Figura 21. ROV para inspección de casco .....	43
Figura 22. Diferentes tipos de limpieza mecánica .....	44
Figura 23. Tipos de limpieza hidrodinámica de buques.....	44
Figura 24. Implementación de la limpieza láser .....	45

## Índice de tablas

Tabla 1. Factores que afectan a la transferencia de organismos marinos en los vectores agua de lastre y biofouling .....	4
Tabla 2. Listado de las principales algas que afectan a las incrustaciones marinas .....	13
Tabla 3. Cálculo de los efectos de la resistencia de la hélice en términos monetarios a partir del precio del combustible.....	31
Tabla 4. Impactos estudiados del biofouling en la resistencia y la potencia de los barcos ...	32
Tabla 5. Comparación de la OMI Biofouling Guidelines y el Convenio AFS .....	34
Tabla 6. Etapas de desarrollo de la tecnología antifouling .....	41

## Índice de gráficos

Gráfico 1. Invasión marina en bahías y costas del mundo provocadas por los barcos .....	5
Gráfico 2. Curva logística de desarrollo de biopelículas por debajo y por encima del “umbral de interferencia” .....	7

## Acrónimos

APVMA Australian Pesticides and Veterinary Medicines Authority/ Autoridad Australiana de Pesticidas y Medicamentos Veterinarios

BFMP Biofouling Management Plan/ Plan de Gestión de las Bioincrustaciones

BFRB Biofouling Record Book/ Libro de Registro de Bioincrustaciones

CPPS Comisión para el Pacífico Sur

ESP Extracellular Polymeric Substances/Sustancias Poliméricas Extracelulares

GEI Gases de Efecto Invernadero

IAS Invasive Aquatic Species/ Especies Acuáticas Invasoras

IMO International Maritime Organization/ Organización Marítima Internacional

MEPC Marine Environment Protection Committee/ Comité de Protección del Medio Marino

NIS Non-indigenous species/ Especies No Autóctonas

PEMSEA Alianzas en Gestión Ambiental para la Mares de Asia Oriental

PERSGA Organización Regional para la Conservación del Medio Ambiente del Mar Rojo y el Golfo de Adén

RCOs Organizaciones Coordinadoras

ROVs Remotely Operated Vehicles

SACEP Programa Ambiental Cooperativo del Sur de Asia

SPC Self-Polishing Copolymer/ Revestimientos Antiincrustantes de Copolímero

SPREP Secretaría del Programa Ambiental del Pacífico

TFM Trabajo Fin de Máster

# 1 Introducción

El transporte marítimo, en la actualidad, es uno de los medios más económicos y respetuosos con el medio ambiente. No obstante, esta actividad es la responsable del 3 % de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en el mundo (IMO, 2022, p.1).

Entre las medidas para reducir dichas emisiones, se encuentra la adopción de medidas aplicables al diseño de los buques, que puedan mejorar la eficiencia de los mismos a lo largo de la vida útil, con especial atención a los factores que influyen en esa eficiencia como resultado de la resistencia generada en la zona subacuática de los buques (IMO, 2022). La IMO (2022, p.1) define el término biofouling como “la acumulación de microorganismo, plantas, algas o pequeños animales”, y considera que es uno de los factores que pueden incidir en la citada resistencia, y por consiguiente, en la mejora de la eficiencia y la reducción de la emisión de GEI.

No obstante, las incrustaciones en los cascos de los barcos no solo afectan a la eficiencia o el rendimiento de los mismos, así como al aumento de los GEI. La contaminación de los barcos se extiende más allá, pues es patente el efecto de dichas incrustaciones en la destrucción de la biodiversidad, como resultado de la transferencia de especies acuáticas invasoras (IAS). La introducción y el establecimiento de IAS es considerada como una de las mayores amenazas para los ecosistemas marinos, costeros y de agua dulce del mundo (GloFouling, 2022a).

Adicionalmente, las bioincrustaciones son un problema que a nivel económico causa importantes costes en el tráfico marítimo, por la necesidad de mitigar sus efectos a través de medios que plantean ventajas y desventajas al mismo tiempo, y que ha dado lugar al desarrollo de diferentes metodologías, y consecuentemente, a la necesidad de regular estos mecanismos para evitar sus efectos negativos.

El reconocimiento de este problema por parte de los organismos gubernamentales y no gubernamentales, las industrias y la comunidad científica mundial provocó cambios en las regulaciones que lo gestionan, y que inciden directamente en los medios empleados para su eliminación (Estévez, et al., 2018).

Tanto los tipos de bioincrustaciones y su proceso de formación, como la regulación aprobada para favorecer su eliminación respetando el medio ambiente, o los mecanismos aplicados en la actualidad para eliminar sus efectos, forman parte del presente trabajo, cuyos objetivos se describen a continuación.

## 2 Objetivos

### 2.1 Objetivo general

El objetivo general del presente trabajo es analizar la evolución de los métodos preventivos aplicados para reducir las incrustaciones en los cascos de los buques.

### 2.2 Objetivos específicos

Para lograr la consecución del objetivo principal se definen una serie de objetivos específicos que se desarrollan a continuación:

- Elaborar un marco conceptual que permita delimitar el concepto de incrustaciones y las causas que motivan su aparición.
- Describir el proceso de incrustación en los cascos de los buques, diferenciar los tipos de incrustaciones y describir el impacto de las mismas.
- Analizar las reglamentaciones y normas aplicables para la gestión de las incrustaciones en los cascos de los buques.
- Describir cada uno de los métodos que se han venido utilizando para prevenir las incrustaciones.

## 3 Las incrustaciones en los buques

En este capítulo se realiza una descripción detallada del proceso de las incrustaciones, tomando como punto de partida la definición y delimitación conceptual de las mismas. A continuación se describe el proceso a través del cual se forman las incrustaciones en los buques, los tipos que existen y el estudio de las adhesiones. Finalmente, se desarrolla el análisis del impacto de las incrustaciones en los buques.

### 3.1 Definición

Una revisión de la bibliografía y de los trabajos académicos que han abordado cuestiones relacionadas con las incrustaciones en los buques, proporciona una lista de definiciones que se exponen a continuación.

La bioincrustación o también conocida como *biofouling* no deseado de microorganismos en una superficie (biopelículas o biofilms), es un término que se refiere a la “deposición indeseable de materia sobre una pequeña superficie” (Epstein, 1981, p.32). Esta definición se aplica tanto a la deposición de organismos macroscópicos como percebes o mejillones (macrofouling) y a microorganismos (microfouling) (Fleming, 1995).

Es posible clasificar el *fouling* atendiendo a la tipología de los depósitos en diferentes clases (Fleming, 1991):

- *Scaling* (*fouling* por precipitación): el depósito está formado por materia orgánica precipitada.
- *Fouling* orgánico: el depósito se genera por la deposición de sustancias orgánicas (aceites, proteínas, sustancias húmicas).
- *Fouling* particulado: formado por la deposición de arcillas, sílice, etc.
- *Biofouling* o *fouling* biológico: se genera por la adhesión de microorganismo a las superficies, dando lugar a la formación de las biopelículas.

Las incrustaciones biológicas o biofouling surgen como resultado de la formación de organismos en una superficie sumergida en el agua. Dichos depósitos son moléculas orgánicas /proteínas, ácidos grasos, carbohidratos), microorganismos (bacterias, protozoos, algas, hongos) y organismos pluricelulares (percebes, hidroides coloniales) (Comisión Europea, 2014, p. 1).

Las bacterias habitan en casi todo tipo de entornos y pueden encontrarse en el aire, el agua y, sobre todo, en las superficies. La adhesión y el crecimiento bacterianos asociados a las

superficies están mediados por una amplia gama de mecanismos de adhesión y crecimiento, que a menudo dan lugar al establecimiento de agregados bacterianos, conocidos como biopelículas. La adhesión a superficies y la consiguiente formación de biopelículas son un tipo de "bioincrustación", que puede definirse como la "acumulación de materia biológica en superficies materiales" (Graham y Cady, 2014, p. 37).

Los organismos marinos son transferidos por los buques a través de dos vectores principales, esto es, el agua de lastre y el biofouling, que presentan procesos formados por diferentes etapas. Son varios los factores que afectan a la transferencia de especies por los buques. La siguiente table sintetiza los factores de acuerdo con los dos vectores de transferencia mencionados (Deshler, 2018, p. 5-6):

Tabla 1. Factores que afectan a la transferencia de organismos marinos en los vectores agua de lastre y biofouling

	Factor	Vectores afectados	
		Biofouling	Agua de lastre
<b>No depende del tipo de buque</b>	Condiciones medioambientales	++	+
	Duración entre varadas	+++	
	Intercambio de agua de lastre		+++
	Mantenimiento y limpieza	+++	+
	Frecuencia de varada o depósito	++	
	Duración o ruta del viaje	++	++
<b>Depende del tipo de buque</b>	Tráfico marítimo	+	+
	Tamaño del buque	+	+
	Complejidad de la superficie del buque	+++	
	Tiempo de permanencia en el puerto	++	
	Velocidad habitual	++	
	Revestimientos antiincrustantes	+++	
	Volumen de descarga de lastre		+++
	Frecuencia de descarga de lastre		+++

Fuente: Desher (2018)<sup>1</sup>

Estos factores son significativos porque la cantidad y la frecuencia de las transferencias de propágulos se consideran determinantes importantes del éxito del establecimiento, mientras que la situación biogeográfica de los organismos determina las condiciones de las especies transferidas. La tabla refleja cómo la mayor parte de los factores desempeñan un papel muy importante en la transferencia de especies a través del biofouling, superior incluso a la afectación de esos mismos factores a través del agua de lastre (Davidson, Scianni, Minton, y Ruiz, 2018).

<sup>1</sup> La importancia relativa de estos factores va desde "no aplicable", cuando se encuentra vacío, hasta relevante (+), importante (++) y muy importante (+++).

El análisis anterior es el resultado de una investigación en la que, además, se hace un resumen de las etapas o la cronología de los principales hitos en el transporte marítimo, que han influido o están relacionados con las invasiones marinas. Como se observa en el siguiente gráfico, las incrustaciones marinas provocadas por los barcos en todo el mundo son evidentes (Davidson et al., 2018):

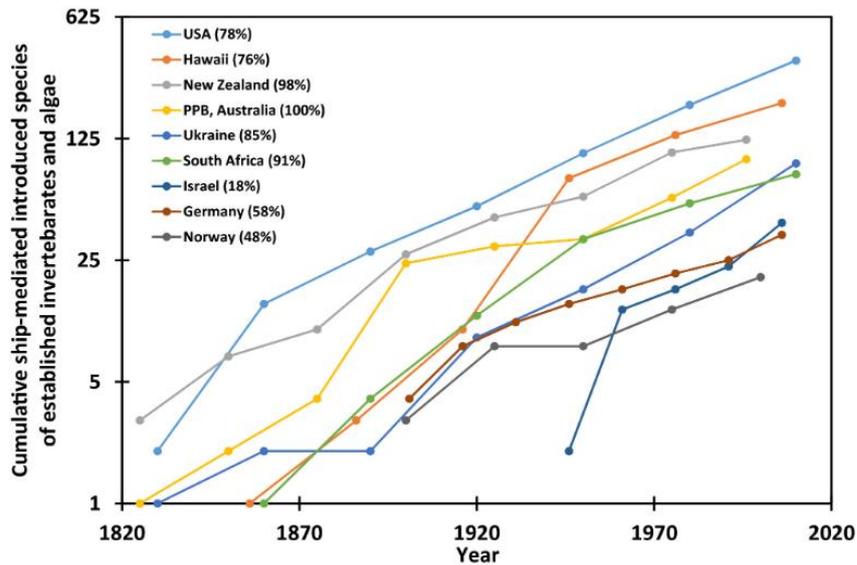


Gráfico 1. Invasión marina en bahías y costas del mundo provocadas por los barcos

Fuente: Davidson et al., (2018)

El porcentaje de especies no autóctonas invasoras (NIS, *non invasive species*) está fundamentalmente provocado por los desplazamientos de los barcos, considerado como principal vector de transferencia. Dicho porcentaje (NIS invertebrados y algas) registrado en cada una de las zonas que aparecen representadas en el gráfico anterior, coinciden con la mayor afluencia de buques, la diversificación de los barcos, la expansión del comercio mundial, el aumento del tamaño de los buques, la velocidad de éstos y la conectividad portuaria en todo el mundo.

A lo anterior, se unen otros factores que inciden en la bioincrustación o fijación no deseada de microorganismos en los cascos de los buques, y que además, afectan negativamente al rendimiento hidrodinámico de los barcos, como son la variación estacional o la variación biogeográfica de las rutas de navegación, que afecta a la efectividad de los tratamientos antiincrustantes. Otros factores, como la temperatura, la salinidad, la disponibilidad de nutrientes, la turbidez, el grado de oxígeno disuelto, la penetración de la luz, el flujo de corriente y las intensidades ultravioleta, también afectan al desarrollo de esta fijación no deseada (Salta, et al, 2009).

Pese a que las variables mencionadas pueden afectar en mayor o menor medida a las generaciones de incrustaciones, es posible distinguir un proceso de incrustación, con carácter general, que es el que se presenta en el siguiente apartado.

La clasificación de las especies integrantes del biofouling puede realizarse tal y como se recoge en la siguiente figura:

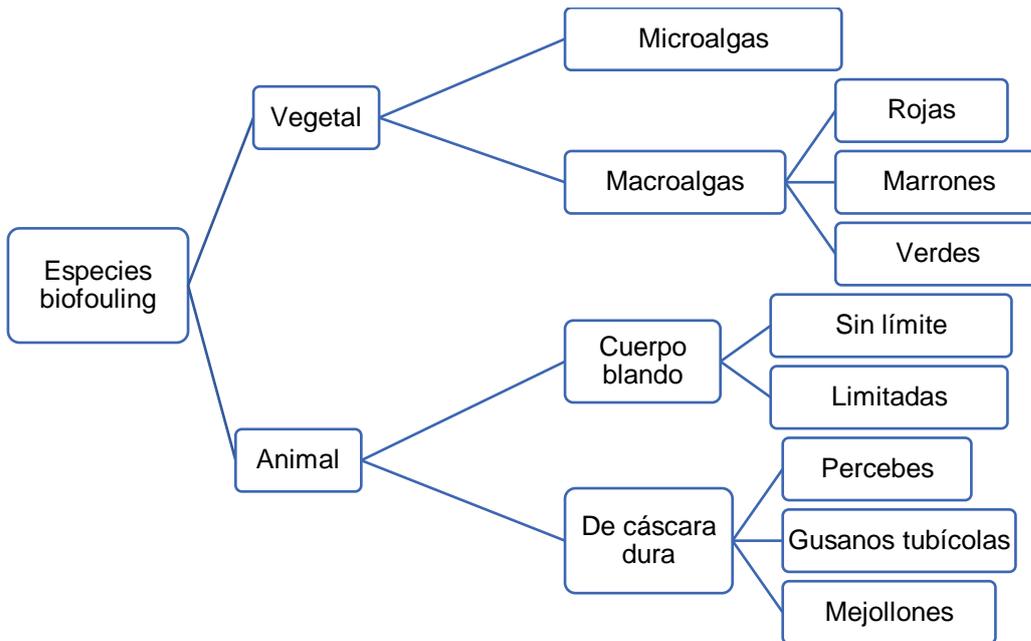


Figura 1. Clasificación de las especies del biofouling

Fuente: Atlar (2008)

### 3.2 Proceso de incrustación. Mecanismos de fijación de los organismos

Tal y como se mencionaba en la definición del concepto al comienzo del anterior apartado, el fenómeno natural que se encuentra detrás de la bioincrustación son las biopelículas. Todos los sistemas de agua no estéril contienen o son susceptibles de formar biopelículas. Sin embargo, no todos son capaces o acaban desarrollando bioincrustaciones. Por consiguiente, es factible afirmar que existen o deben suceder una serie de circunstancias para que éstas aparezcan dando lugar al biofouling.

Ese nivel de interferencia, que Flemming (1995, p. 85) “level of interference” o “painthreshold” (umbral del dolor), se define principalmente por consideraciones económicas determinadas por la medida en que los efectos de la biopelícula pueden generar o no pérdidas inaceptables

en el rendimiento del proceso o en la calidad y cantidad del producto (Flemming, 1991) y que gráficamente puede conocerse a través del gráfico 2 la siguiente figura, conocida como curva logística donde el umbral de interferencia puede ser entendido como el “límite de tolerancia al ensuciamiento”:

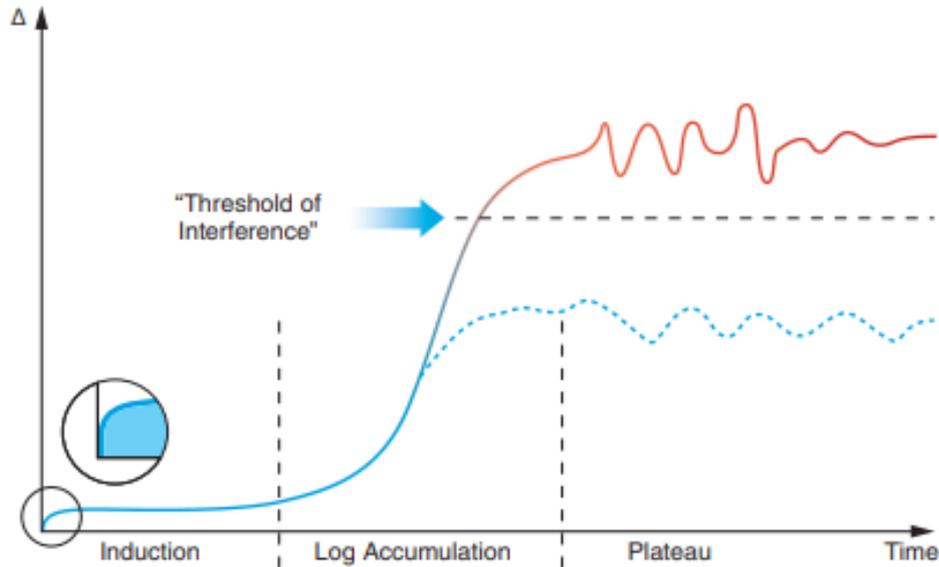


Gráfico 2. Curva logística de desarrollo de biopelículas por debajo y por encima del “umbral de interferencia”

Fuente: Fleming (1991)<sup>2</sup>

El proceso de formación del biofouling puede expresarse gráficamente en la figura 2. Dicho proceso comienza con el depósito de las proteínas, las diatomeas y las bacterias en las superficies de los barcos (“organicmatter”), lo cual tiene lugar en un periodo de tiempo muy reducido, de horas o minutos. A continuación, se produce la proliferación de células y la formación de la baba de los organismos adheridos, dando como resultado la aparición de una biopelícula microbiana. Este proceso puede extenderse a lo largo de varias horas, e incluso días. La siguiente etapa consiste en la formación del microfouling, un sustrato de biopelícula acondicionado, formado a lo largo de varias semanas, en el que los colonizadores secundarios permiten la adhesión de larvas de invertebrados. Por último, y ya pasados varios meses, los invertebrados y las algas crecen y crean una comunidad de individuos de mayor tamaño (macrofouling).

<sup>2</sup> Donde  $D_{1/4}$  es el parámetro para el efecto de la biopelícula, por ejemplo, resistencia a la fricción, resistencia hidráulica, grosor, etc.

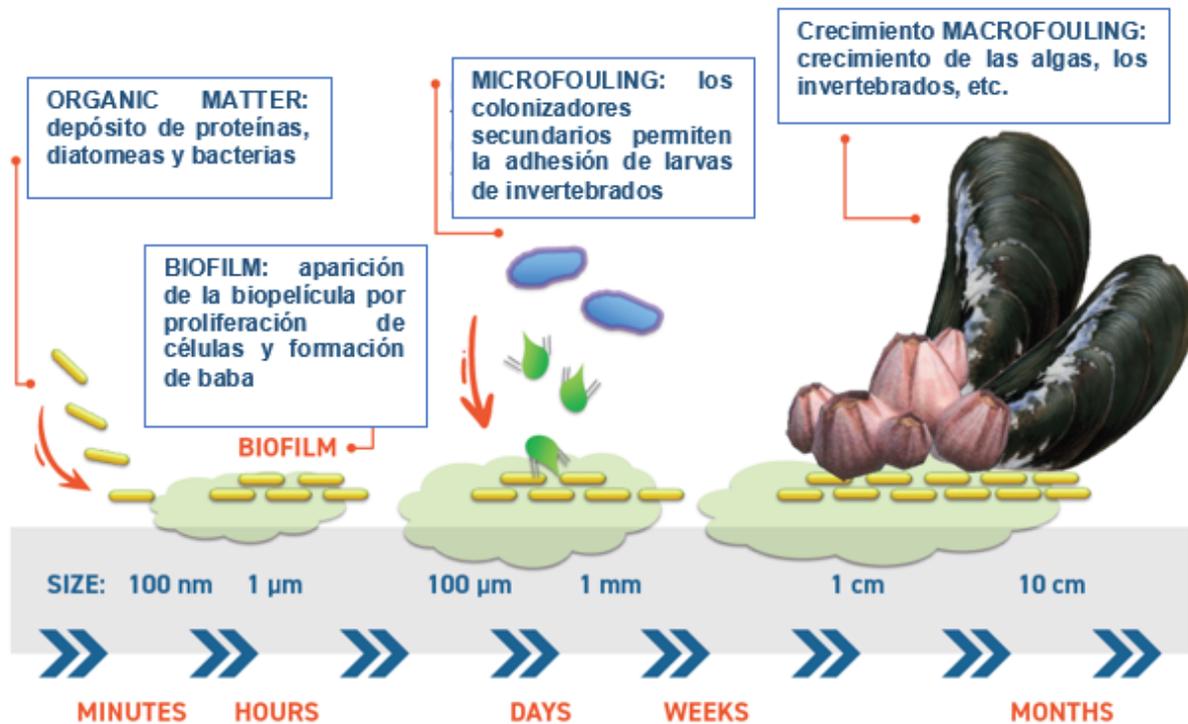


Figura 2. Proceso de creación de microfouling y macrofouling

Fuente: GloFouling, Global Industry Alliance (2022a)

Una vez formados es necesario detectar su existencia para posteriormente tratar de eliminarlos e implementar las medidas que los eviten necesariamente. Al respecto, en la Figura 3, aparece, a modo de círculo vicioso, una representación del proceso de descubrimiento y tratamiento de las bioincrustaciones, donde los puntos más importantes son:

- (1) Detección indirecta de bioincrustaciones por pérdida de calidad del producto o del proceso, ante las evidencias de pérdida de potencia.
- (2) Verificación indirecta y poco robusta del biofouling a través de la observación directa y sin profundizar en la composición y proceso de formación.
- (3) No hay limitación de nutrientes, aunque los nutrientes son biomasa potencial, por lo que se produce el crecimiento de las bioincrustaciones y del biofilm.
- (4) Uso más o menos ciego de biocidas en lugar de limpieza. Lo que se traduce en un diseño poco adecuado del proceso de lavado.
- (5) Ninguna verificación adecuada de las medidas correctoras. No se lleva a cabo ningún control de la eficacia de los métodos de limpieza, lo que finalmente supone nuevos problemas, tanto en el proceso, como con el producto.

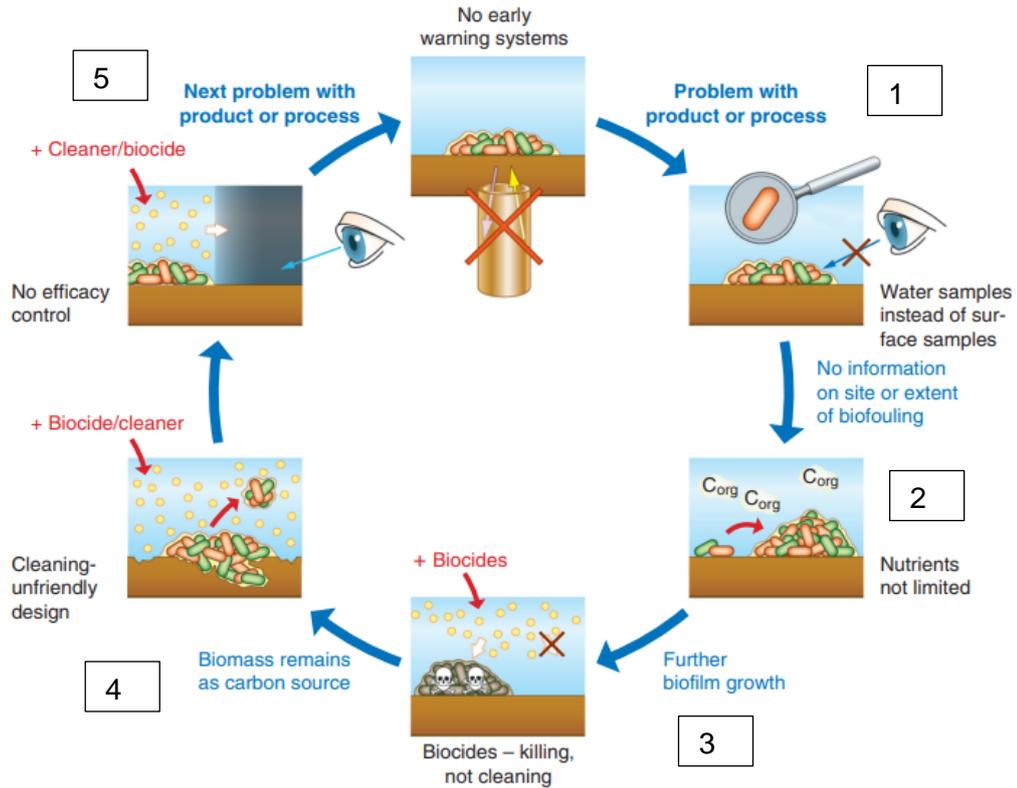


Figura 3.. El círculo vicioso de los esfuerzos antiincrustantes convencionales

Fuente: Flemming (1991)

Para una mejor comprensión del proceso de incrustación, a continuación se analizan diferentes tipos de adhesiones que pueden producirse (bacteriana, de microalgas, de macroorganismos).

### 3.2.1 Adhesión bacteriana

Las primeras biopelículas compuestas de bacterias y materia orgánica en superficies de materiales sumergidos son los impulsores clave para la adhesión posterior de organismos incrustantes notorios, como mejillones, percebes y algas. La adhesión bacteriana en las superficies de los materiales es un fenómeno muy complejo que no solo se rige por las propiedades de la superficie del material, sino, lo que es más importante, por las propiedades de la superficie de la bacteria misma, siendo estos, los factores que deben ser tenidos en cuenta en los tratamientos posteriores (Harder y Yee, 2009).

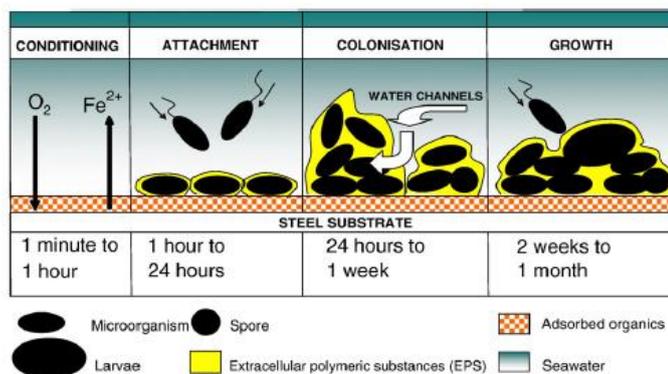
La formación de biopelículas tiene lugar en el momento en el que se produce la absorción de moléculas orgánicas que se encuentran disueltas en el agua (polisacáridos, proteínas, lípidos, aminoácidos, etc.). En este punto, se estima que la proporción de carbono orgánico suele

encontrarse entre los 0,5 y 1,0 mg l<sup>-1</sup>, si bien, en alta mar, dichas proporciones pueden llegar a ser superiores (Benneret al., 1992). Teniendo en cuenta que las flotas de buques pueden pasar mucho tiempo sumergidas, y que precisamente este tiempo actúa como elemento favorecedor para la aparición de incrustaciones, las primeras bacterias no encuentran resistencias para adherirse a las superficies como es el caso de las bacterias diatomeas bentónicas o de las esporas de algas (Grossart et al., 2007). Además, en ciertos estudios se ha llegado a afirmar que esta adhesión de bacterias es la condición necesaria para que después se produzca la fijación o la transformación de otros organismos incrustantes (Harder et al., 2002).

Tal y como lo definió Marshall (1985), el proceso de adhesión de las bacterias consta de varias etapas, que son, el transporte de las células hasta la superficie a la que se van a fijar adherir, la adhesión, y posteriormente la colonización, que finaliza en la creación de una capa orgánica (Bakker et al., 2003).

No obstante, el resultado final de esta adhesión varía en función del tipo de bacterias, pues influyen variables como la hidrofobicidad o la carga superficial, aspectos que a su vez, varían de acuerdo con la estructura y composición de la envoltura celular de dichas bacterias, así como de la longitud de la cadena de los polímeros, la proporción de peptidoglicano, de ácido teicoico y teichurónico, de polisacáridos y de proteínas, que determinan las características de esa envoltura (Harder y Yee, 2009).

En cuanto a la acción de las bacterias, éstas, además de otros microorganismos colonizadores, segregan sustancias poliméricas extracelulares (ESP o *Extracellular Polymeric Substances*) que los envuelven y anclan al sustrato, al tiempo que modifican la composición química de la superficie local, y que en algunos casos, puede dar lugar a una aceleración del crecimiento de los macroorganismos, reflejada en la figura 4:



Fuente: Chambers, Stokes, Walsh y Wood (2006)

Por otra parte, la variedad química de las sustancias que forman los polímeros hidrófilos extracelulares provoca que las formas de adhesión puedan ser muy diversas entre las bacterias que, unido al hecho de que las propiedades de la superficie celular de las bacterias pueden cambiar con el transcurso del tiempo, bien por las condiciones ambientales o de crecimiento, hace que las bacterias cuenten con una gran variedad de mecanismos de adhesión a las superficies (Fletcher y Pringle, 1985).

Estos mismos autores, Fletcher y Pringle (1985) revelaron que además, la existencia de polímeros extracelulares microbianos hace que los polisacáridos se conviertan en una especie de “pegamento”, pues son capaces de superar la barrera que existe entre la envoltura celular y la superficie de adhesión (Robb, 1984; Camesano et al., 2007). Por tanto, son elementos que dificultan la limpieza de las superficies, las estructuras superficiales bacterianas, su gran variedad y su capacidad de adaptación.

Por el contrario, sí es más sencillo conocer las propiedades de las superficies y los materiales con los que han sido construidas, que también inciden en la capacidad de adherencia microbiana. Esto permite construir una relación entre la tensión superficial de un material polimérico y la cantidad relativa de material bioadherido. Dicha relación se conoce como la “curva de Baier” (Baier, 1970), comprobada posteriormente en trabajos como el de Brady y Singer (2000) (figura 5).

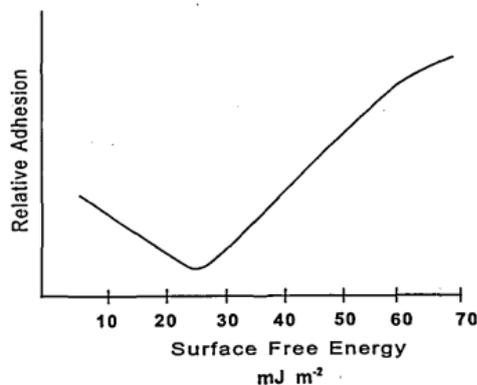


Figura 5. Relación empírica entre la energía libre superficial crítica y la adherencia relativa (adimensional) o “curva de Baier”

Fuente: Brady y Singer (2000, p.78)

Por tanto, es posible minimizar la capacidad de adhesión y reducir o minimizar la energía de adhesión, al tiempo que se pueden aumentar las posibilidades de fallo de las uniones adhesivas que puedan formarse, como paso necesario para evitar la incrustación (Brady y Singer, 2000).

### 3.2.2 Adhesión de microfouling

Factores como la acción del hombre en las zonas costeras, la sobreexplotación pesquera o la eutrofización, junto con el cambio climático global, se unen para acelerar la proliferación de las micro y macroalgas, las cuales, pueden desarrollarse en múltiples y amplias superficies, naturales o artificiales, colonizando esos lugares e incluso superando a otras especies. Este fenómeno provoca importantes daños económicos y, en el caso del problema que ocupa este trabajo, afectan a la resistencia de los barcos como resultado de la creación de un ligero limo de microalgas (Schultz, 2007).

Los daños medioambientales, como la introducción de nuevas especies que podrían convertirse en invasoras (Lewis et al., 2003) y el aumento de la producción de CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> y SO<sub>2</sub> como resultado del incremento en el uso de los combustibles, son factores que favorecen la proliferación de las algas, definidas como “plantas talófitas (sin raíces, tallos ni hojas), generalmente acuáticas, fotosintéticas (con numerosas excepciones) y autótrofas oxigénicas” (Lebret, Thabarty Hellio, 2009, p.81).

El problema asociado a la incrustación de las algas en los buques se incrementa como resultado del elevado número de especies existentes, que se estima que puede estar entre las 36.000 y las 50.000, o incluso más de 10 millones (Graham y Wilcox, 2000).

En lo relativo a la alimentación o supervivencia de las algas, las microalgas son en su mayor parte, planctónicas, mientras que las macroalgas, son fundamentalmente bentónicas, lo cual afecta a la competencia por conseguir alimento, y también a la profusión de algas en determinados mares, afectando a la navegación e incrementando las consecuencias relacionadas con el biofouling, más en el caso de las macroalgas que en el caso de las microalgas (Lebret et al., 2009). Los principales factores que afectan a la distribución de las algas son la profundidad (relacionada con la intensidad de la luz) y la disponibilidad de nutrientes. Las algas cuyo metabolismo es fotosintético, precisan de una gran cantidad de luz y por consiguiente, se encuentran principalmente en la zona eufótica, con una profundidad en torno a los 200 metros que es la que permite el paso de la luz, aunque con variaciones en función de la turbidez de las aguas (Lee, 1999), factor que debe ser tenido en cuenta en el diseño y elección de los métodos antibiofouling.

Por otra parte, el nitrógeno, nutriente de las algas, también afecta a su crecimiento, además del sílice o el calcio, el hierro, el cobalto, el magnesio, o el manganeso. Las diferentes concentraciones de estos elementos determinan no solo el crecimiento de las algas, sino también la biodiversidad marina. De esta forma, en las aguas oceánicas, el nitrógeno suele ser más restrictivo en el crecimiento de las algas, mientras que en las aguas costeras, se ha

constatado un mayor crecimiento de éstas, como resultado del aumento de la actividad industrial, o agrícola, y la mayor presencia asociada a estas actividades, de nitrato y fosfato (Van Dolah, 2000).

Por otra parte, en las aguas tropicales, dada la abundancia de luz y la inexistencia de variaciones en la temperatura, el crecimiento y proliferación de las algas suele ser constante. En las aguas antárticas y árticas, apenas se reproducen dadas las condiciones ambientales (Graham y Wilcox, 2000).

La tabla 2 muestra cuáles son las variedades o especies de algas que presentan una mayor adherencia a superficies artificiales, y por tanto, una mayor propensión a provocar los efectos negativos con el biofouling:

Tabla 2. Listado de las principales algas que afectan a las incrustaciones marinas

Tamaño	Filo	Especie
Microalga	Ochrophyta (Diatomeas)	Achnanthesbrevipes, Achnantheslongipes, Amphipro- rapaludosa, Amphoracoffeaeformis, Licmophoraabbrevi- viata, Naviculasp.Nitzschiapusilla
	Ciano bacteria	Oscillatoriasp. Phormidiumsp.
Macroalga	Chlorophyta	Chaetomorpha fi brosa, Cladophorasp.,Codiumfragile, Fucusvesiculosus, Rhizocloniumsp., Sifonales Stigeocloniumsp., Ulothrixzonata, Ulva intestinalis Ulva Lactuca, Urosporapenicilliformis
	Phaeophyta	Desmarestiasp., Ectocarpussp., Laminaria sp., Petalo- nia fascia, Pilayellalittoralis, Sargassummuticum, Scyto- siphonlomentaria, Undariapinnatifida, Vaucheriasp.
	Rhodophyta	Acrochaetiumsp., Antithamnionsp., Bangiafuscopurpu- rea, Ceramiumrubrum, Furcellarialumbricalis, Hilden- brandiasp., Polysiphoniasp., Rhodomelaconfervoides

Fuente: Lebret et al., (2009)

Aunque la tabla muestra una gran cantidad de variedades, en lo referente a los estudios que abordan la adhesión de las mismas y su relación con los productos antibiofouling, el número de variedades que se utilizan para realizar los estudios es menor. En el caso de las microalgas, la variedad más estudiada es la Amphora; mientras que en las macroalgas, son la Ulva, la Cladophora y el Sargassummuticum (Finlay et al, 2002).

En lo relativo al proceso de adhesión, existen algunas diferencias entre las microalgas y las macroalgas. De manera gráfica, dichas diferencias pueden observarse en las figuras 6 y 7.

En las primeras etapas del proceso de incrustación tiene lugar la generación de una biopelícula en los sustratos sumergidos, a la que sigue la colonización de macroorganismos como las macroalgas y los invertebrados. Las microalgas *Amphora*, *Navicula* y *Nitzschia*, son las más presentes en estas primeras etapas (Anil et al., 2006). En cuanto una superficie se sumerge en el agua, se produce la formación de biofilm en unos segundos o minutos, como ya se vio en el apartado anterior. Las bacterias, sus secreciones y las macromoléculas forman un biofilm microbiano que resulta necesario para las siguientes etapas. La siguiente etapa comienza con el asentamiento de levaduras, protozoos y diatomeas. Algunas de estas diatomeas son capaces de adherirse a las superficies de vidrio cuando no tienen bacterias, lo que implica que la presencia de éstas no es necesaria. De esta forma, las tres etapas básicas a través de las cuales se produce la adhesión de las microalgas a las superficies, son la localización de éstas, el contacto inicial y la adhesión secundaria que precede al asentamiento final.

El primer movimiento, en el caso de las microalgas (figura 6), consiste en la elección de la superficie, la adhesión y la motilidad o deslizamiento a través del cual se produce la secreción del mucílago, proceso en el que intervienen las moléculas conectoras que se extienden a lo largo del citoesqueleto de actina y gracias a las conexiones transmembranas hasta la matriz extracelular y el adhesivo de la superficie. A medida que se añaden otras moléculas (conectoras y enzimas), tiene lugar la fijación en varios puntos de las frústulas, con secreción extracelular de mucílago que incluye moléculas adhesivas, dando como resultado la aparición de diferentes estructuras como los tallos o las almohadillas (Lebret et al., 2009). En este proceso, el calcio cargado positivamente puede actuar como un potente enlace entre el frústulo de la diatomea (negativa) y el sustrato (Cooksey, 1981).

Después de esta primera fase de adhesión, tiene lugar la adhesión secundaria, que es más fuerte y supone un menor consumo de energía en las microalgas, lo cual no excluye que puedan desprenderse si no se dan las condiciones necesarias para ello. Son los cationes los encargados de reducir esta repulsión, en concreto, los cationes divalentes como el calcio o el magnesio, lo que afecta a la repulsión entre la pared celular cargada negativamente y el sustrato, y por tanto, un punto en el que pueden ser tratados para evitar la adhesión (Lebret et al., 2009).

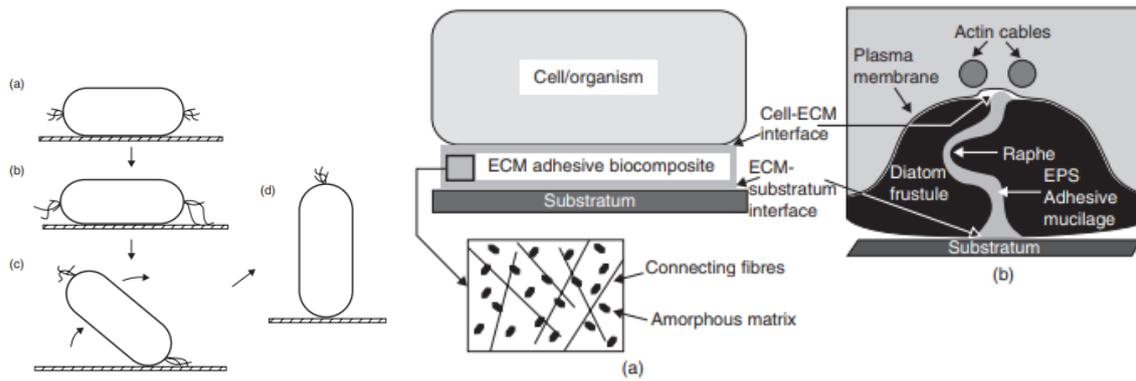
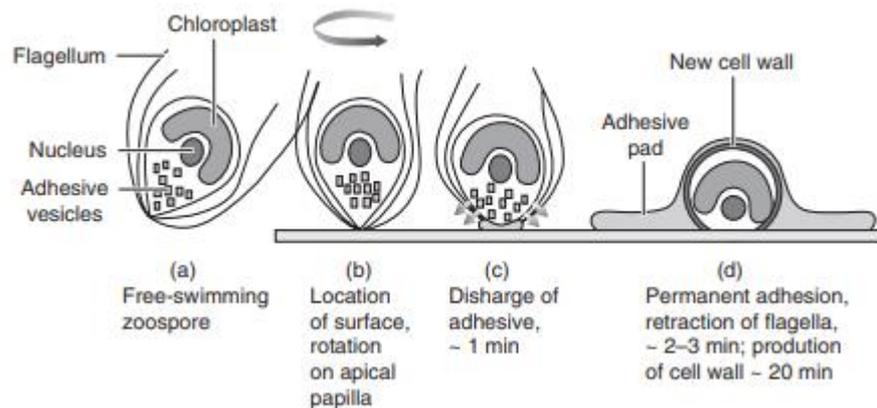


Figura 6. Diagrama de la adhesión inicial de la diatomea<sup>3</sup> y posición del complejo de adhesión<sup>4</sup>

Fuente: Wetherbee et al., (1998) como se citó en Lebret et al., (2009)

En el caso de las macroalgas (figura 7), una vez que las microalgas han colonizado un sustrato natural o artificial, aproximadamente una semana después son las macroalgas las que comienzan una fase de adhesión que también consta de varias etapas. En cualquier caso, es posible distinguir varias estrategias de adhesión, que van desde la dispersión de propágulos (material necesario para la reproducción, es decir: esporas, gametos, cigotos), el crecimiento lateral de los rizoides, etc. Se pueden diferenciar una fase pelágica (dispersión en la columna de agua) y una fase bentónica (localización de un sustrato adecuado y fijación a una superficie). Esta última incluye varias fases, esto es, el asentamiento, la adhesión (primaria y secundaria permanente) y la formación de la pared celular, junto con la adquisición de polaridad por la célula y la germinación. La fase de asentamiento finaliza con el establecimiento de un contacto, es decir, la espora deja de nadar por la superficie y se instala en una localización, en concreto, donde encuentra un sustrato adecuado (Lebret et al., 2009).



<sup>3</sup> Donde (a) = aterrizaje sobre la faja o el costado; (b) = contacto e interacción entre la motilidad y el CA; (c) y (d) = tracción de la célula sobre el rafe.

<sup>4</sup> Donde (a) célula de interacción con el sustrato, y (b) el rafe de *S. decipiens* implicado en el complejo de adhesión.

*Figura 7. Diagrama de las tres etapas principales de la fijación de las algas*

Fuente: Maggs y Callow (2003) como se citó en Lebret et al., (2009)

La fase de establecimiento se produce después de la producción del adhesivo y corresponde a la creación de una pared celular, así como a la pérdida de la flagela. Una vez logrado este proceso, la célula puede germinar para formar un gametofito o un esporofito. El ciclo vital de las algas varía mucho entre especies y puede ser complejo. No obstante, los estudios sobre los mecanismos de lucha contra las incrustaciones, se han centrado en aspectos como el sustrato más utilizado por las esporas, la secreción y las propiedades del material adhesivo (Lebret et al., 2009).

### 3.2.3 Adhesión de macrofouling

Como se ha adelantado en apartados anteriores, una vez que se forma y desarrolla la biopelícula microbiana, comienzan a adherirse a la superficie, las larvas y las esporas de macrofouling. Transcurridas dos o tres semanas estos microorganismos evolucionan hasta convertirse en una comunidad biológica compleja, tal y como se refleja en las figuras 1 y 3 del presente documento.

De esta forma, el biofouling puede dividirse en dos grupos. El primero el microfouling, también conocido como biopelículas o limo, que es un conglomerado de células, agua y sustancias excretadas. El segundo grupo son las macroincrustaciones, organismos superiores, que pueden dividirse a su vez en incrustaciones duras y blandas. Ejemplos de organismos incrustantes con cuerpos blandos son las macroalgas, los tunicados y los hidroides. Los incrustantes duros son organismos que tienen una capa exterior dura, generalmente de carbonato cálcico, como los percebes, los gusanos calcáreos, las ostras y los mejillones (Hunsucker et al., 2019a).

Los macroorganismos como esporas de macroalgas, briozoos, larvas de percebe, moluscos, poliquetos, celenterados y tunicados son la característica más problemática del biofouling (Abarzua y Jakubowski, 1995).

Las condiciones de fijación de estos macroorganismos están determinadas por la topografía de la superficie, las condiciones en que se produce el flujo de agua o las propiedades químicas (Broberg y Meyer, 2008). Otro tipo de macroorganismos, como es el caso de los percebes, siguen un proceso de adhesión diferente. A través de la antena de ciprés, son capaces de arrastrarse, fijarse y mantener una actividad sensorial que favorece la adhesión (Cao et al., 2010). Cuando encuentra una superficie adecuada, dicha antena se adhiere gracias a la

secreción de una serie de sustancias, similares a un cemento granulado, que contiene una elevada concentración de proteínas. Este cemento es el responsable y el que permite que los órganos de incrustación antenulares se incrusten y endurezcan gracias a la polimerización de las proteínas. Una vez que se establecen, los cipridos se convierten en percebes juveniles y posteriormente en percebes adultos (Abarzua y Jakubowski, 1995).

En el caso de las esporas de ulva, suelen adherirse a las superficies mediante la secreción de glicoproteína, para después retraer los flagelos y formar una pared celular (Abarzua y Jakubowski, 1995).

Entre los problemas generados por el macrofouling, se observa en trabajos como el publicado por Song et al., (2019), que se ha producido un aumento de la resistencia a la fricción del buque, producido por el percebe, que alcanza y en algunos casos, supera, el 93 %. En el trabajo publicado por Schultz (2007) se evidencia que las incrustaciones calcáreas pueden dar lugar a un cambio en las necesidades de potencia de los buques que puede encontrarse entre un 59 % y un 86 % de aumento de la potencia.

Estudios empíricos publicados, han mostrado que los dos componentes dominantes de las biopelículas marinas, las diatomeas y las bacterias, están presentes en todas las zonas de los cascos de los buques (Hunsucker et al. 2014), especialmente en los buques que viajan por latitudes dispares (Leary et al. 2014) y en las superficies expuestas a velocidades del agua superiores a los  $18 \text{ m s}^{-1}$  (Holland et al. 2004).

Estas biopelículas son esenciales para el reclutamiento de las especies de macrofouling. Esta relación ha sido analizada en trabajos como los publicados por Lagos et al., (2016), Li et al., (2016), Shikuma et al., (2016), Watson et al., (2016), o Yang et al., (2016). Entre los principales resultados de estos estudios, destacan hechos como las disparidades en el desarrollo de comunidades de macroincrustaciones divergentes en función de las larvas y esporas que atraen, siendo idénticas las superficies. Por tanto, el tipo de revestimiento y el puerto de origen, así como la ruta seguida, son factores que pueden afectar al desarrollo de los macroorganismos en los cascos de los buques. Sin embargo, los mecanismos que subyacen a los efectos del transporte y respuestas de los macrofouling a las biopelículas alteradas por el transporte, siguen siendo desconocidos (Sweat, et al., 2017).

Otro de los factores que influyen en el desarrollo de las macroincrustaciones, es la desecación. Así sucede en el caso de las comunidades bentónicas (Hopkins et al., 2016). También se ven afectadas por la depredación y otros factores que pueden afectar a los sustratos (Cifuentes et al., 2007).

Entre los factores que se han estudiado menos y que afectan a la formación de los macroorganismos se encuentran las propias características del transporte, y las presiones que actúan sobre las diferentes especies incrustadas, que actúan sobre las mismas, bien destruyéndolas, o incluso haciendo que cambien su estructura y acaben agrupándose. En definitiva, se trata de analizar la historia de navegación del barco para analizar la composición de las macro incrustaciones. Al respecto, estudios como el publicado por Floerl e Inglis (2005) analizaron las incrustaciones en embarcaciones de recreo, eliminando mediante raspado de los cascos esas macroincrustaciones, y trasplantándolos después en otro puerto deportivo, dando como resultado las macroincrustaciones originales.

Ralston y Swain (2014) ampliaron los objetivos del anterior experimento. Colocaron un conjunto de paneles, de 10 x 20 cm, revestidos con Intersleek 700 o DC3140, en tres lugares de Florida (Ponce Inlet, SebastianInlet y Port de Miami). Cada uno de ellos con una combinación o con características específicas y diferentes incrustaciones. Los paneles se sumergieron durante cuatro meses, se limpiaron y se trasplantaron entre ellos y entre los tres sitios. Con carácter bimensual se fueron analizando la composición y la cobertura de la comunidad creada. El resultado mostraba que la comunidad de incrustación original afectó a la composición del ensuciamiento posterior, y a la recolonización por tunicados, anémonas de mar, percebes, esponjas, hidroides y briozoos arborescentes. Los efectos a nivel comunitario se pudieron observar a corto plazo, con una duración de 2 a 4 meses; pero las respuestas específicas, duraron hasta 14 meses después del cambio.

Estas investigaciones muestran la importancia y consecuencias de las biopelículas iniciales, así como la influencia del transporte, en el desarrollo posterior del macrofouling. Las comunidades de macrofouling que colonizan superficies son algunos de los sistemas marinos más fuertemente invadidos, y la mayoría de las especies invasoras en estas comunidades se originan por el transporte a través de los barcos (Wasson et al. 2005).

Por tanto, el riesgo de dispersión es crucial para determinar el desarrollo posterior de la invasión, siendo la evaluación de la persistencia y de la supervivencia después del transporte, incluido también el transporte por agua dulce una de las posibles vías de estudio o aproximación a estos resultados,.

### 3.3 Impacto de las incrustaciones

El conjunto de bioorganismos que crece en las estructuras sumergidas de los buques, pueden llegar a alcanzar los 150 kg por metro cuadrado (Alonso, 2011). Como consecuencia de este proceso de adhesión, el fouling acelera la corrosión de materiales y provoca pérdidas en la

eficiencia operativa de los buques, entre otros efectos. Dichos efectos pueden ser abordados desde tres perspectivas diferentes:

- La toxicidad de las pinturas antiincrustantes, es decir, el riesgo para los ecosistemas marinos al utilizar productos químicos como pinturas con biocidas para eliminar el biofouling. Al utilizar este tipo de pinturas, que contienen biocidas altamente contaminantes como el TBT (tributilo de estaño), se ponen en peligro los estuarios, las bahías, el mar abierto, los puertos comerciales, los puertos deportivos, las zonas de extracción de marisco y las zonas pesqueras (Almeida, Diamantino y De Sousa, 2007).
- La eficiencia de los buques y los problemas operativos y económicos para la navegación. Cuando los barcos tienen una capa de biofouling en el casco, esto produce una mayor resistencia al agua, como resultado de la fricción existente entre el casco sucio y el mar o, también llamada, interfaz casco-casco. Esta resistencia reduce la velocidad del buque y aumenta el consumo de combustible, al tiempo que reduce la maniobrabilidad, y hace necesarias más paradas para el mantenimiento y la limpieza del casco, así como trabajos en dique seco y todos los gastos derivados (Kemal, Turan, y Incecik, 2017).
- Los riesgos medioambientales e introducción de especies invasoras: El biofouling junto con el agua de lastre, es uno de los principales contribuyentes a la introducción de especies invasoras en ecosistemas sensibles. Esto ha sido reconocido incluso por la Organización Marítima Internacional (OMI). Teniendo en cuenta las dimensiones actuales de los buques modernos y sus cascos, y el gran número de barcos que navegan por los océanos, estimado en más de 50 mil buques mercantes (Marine Flottenkommando, 2018), hay motivos para preocuparse por el biofouling y sus efectos en el mundo. El aumento del consumo de combustible como consecuencia de las incrustaciones del casco del buque conduce a graves problemas medioambientales, como el aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{SO}_x$  y  $\text{NO}_x$ ) a la atmósfera, y como consecuencia el aumento de las precipitaciones de lluvia ácida que, a su vez, disminuye el pH de los océanos afectando a la vida marina.

A continuación se muestran los resultados obtenidos en algunos de los artículos e investigaciones más recientes. No obstante, es preciso incluir algunos de los primeros trabajos publicados. Entre ellos, el llevado a cabo por Davis (1930), que a partir del análisis de las potencias de un eje de un destructor acorazado, constató que la potencia que era necesaria para mover el destructor a una velocidad de 28 nudos, aumentaba un 32 %, transcurridos 8 meses de funcionamiento; mientras que la potencia del eje de otro acorazado a 28 nudos, debía aumentar un 37 % después de 10 meses en funcionamiento.

Al anterior siguió el trabajo de Hiraga (1934) que analizó en términos comparativos, el efecto de la aparición de percebes y limo en una placa de latón protegida con pintura antiincrustante. Después de 24 días sumergida, se registraba un aumento del 20 % de la resistencia.

Uno de los logros importantes en el avance para entender y cuantificar el efecto del biofouling, fue la obtención de las constantes de resistencia a partir de la fórmula de Froude<sup>5</sup>.  $R_f = fSV_n$   
En 1934 Izubuchi estimó el aumento del coeficiente de resistencia a la fricción debido a las incrustaciones mediante pruebas realizadas en el destructor Yudachi a lo largo de un año. Aunque la cuantificación del efecto de las incrustaciones no fue precisa en un grado satisfactorio, las pruebas indicaron que la resistencia a la fricción del buque se duplicó al cabo de 300 días.

Años más tarde, Kempf (1937) desarrolló los coeficientes de rugosidad ( $C_k$ ) realizando pruebas de remolque con un pontón de 87,7 m en diversas condiciones de superficie. Una vez añadido este coeficiente a la ecuación de resistencia de un buque real para calcular el aumento de la resistencia a la fricción de un casco con incrustaciones, se observó que dicha fricción es mayor en un buque con incrustaciones que sin ellas.

En 1953, Conn et al., llevaron a cabo una prueba de ensayo con el casco de un buque sumergido durante 40 días, aplicando una velocidad de desplazamiento de 5 a 15 nudos. Los resultados de esta prueba determinaron que se generó un aumento del 5 % en la resistencia de la fricción.

Más de una década después, Watanabe et al., (1963) llevaron a cabo un ensayo cuyo objetivo era analizar el efecto del limo en la resistencia a la fricción, así como la separación del limo mediante experimentos en cilindros concéntricos y en un disco giratorio. Al trasladar los resultados obtenidos a los buques reales, se observó que el aumento de la resistencia llegaba al 10 %.

Cifras similares obtuvieron Loeb, Laster y Gracik (1984), quienes analizaron el efecto de la biopelícula sobre la resistencia a la fricción empleando para ello discos giratorios. En este caso, dicha resistencia obtuvo valores situados entre el 10 y el 20 %.

Por su parte, Lewthwaite, Molland y Thomas (1985) también realizaron pruebas para determinar la resistencia de la fricción con un tubo de Pitot para un buque de 23 metros. Transcurridos entre 240 y 600 días, registraron un aumento de la resistencia entre el 25 % y el 83 %, respectivamente.

---

<sup>5</sup> En esta ecuación, la resistencia a la fricción ( $R_f$ ) se obtiene en función de  $f$  (coeficiente que varía con la longitud y la rugosidad),  $S$  (superficie mojada),  $V$  (velocidad) y  $n$  (índice con valor constante 1,825 para las superficies normales de los barcos de la época).

Haslbeck y Bohlander (1992) realizaron experimentos en laboratorio y en buques para profundizar en el análisis de la eficacia de los mecanismos antiincrustantes, así como conocer el efecto de la biopelícula en la potencia, y consecuentemente, en el consumo de combustible. En este caso, el aumento de la resistencia se situó entre el 10 % y el 19 %, cuando la velocidad se encontraba en torno a los 25 nudos. En el caso concreto de una fragata Knox Brewton, la utilización de pintura antiincrustante ablativa, sometida a una exposición al agua de mar durante 22 meses, se comparó la resistencia del casco antes y después de la eliminación de las bioincrustaciones. La diferencia en lo referente a la disminución de potencia, fue del 18 %.

Los trabajos realizados por Schultz y Swain (1999) y posteriormente por Schultz (2000) en placas no recubiertas usando velocimetría Doppler láser en un túnel de circulación de agua, dieron como resultado un aumento de la resistencia en la fricción provocado por el limo y las algas, que oscilaba entre el 33 % y el 187 %.

Holm et al., (2004) analizaron la eficacia de los recubrimientos antiincrustantes empleando para ello, discos de fricción, y llegando a la conclusión de que las pérdidas derivadas de las bioincrustaciones se situaban entre el 9 % y el 29 %.

Más específico fue Schultz (2004), al considerar 5 diferentes recubrimientos sobre placas planas, expuestas a lo largo de 287 días al agua de mar y al fouling. Analizaron las superficies de acuerdo con la norma ASTM D3623 (*Standard Test Method for Testing Antifouling Panels in Shallow Submergence*) y posteriormente, introdujeron las observaciones sobre las funciones de rugosidad, mediante el procedimiento de la ley de similitud de Granville (1958). Más tarde, extrapolaron los aumentos de coeficiente de resistencia a la fricción (FC) en una placa de 150 m (por similitud con los buques de tamaño medio), dando como resultado que los aumentos porcentuales de FC, en condiciones de suciedad, se encontraban entre el 50 % y el 217 % con una velocidad de 12 nudos.

Swain et al., (2007) realizaron pruebas de inmersión estáticas y dinámicas comparando dos biocidas y dos siliconas. Tras 60 días de inmersión sin movimiento, todas las superficies se ensuciaron con bioincrustaciones de percebes, briozoos, gusanos tubícolas y limo (figura 8). Las biopelículas que se establecieron diferían entre los cuatro tipos de revestimiento. En inmersión estática, todos los paneles de prueba desarrollaron una película de limo y, como era de esperar, los dos recubrimientos también desarrollaron comunidades de macrofouling.

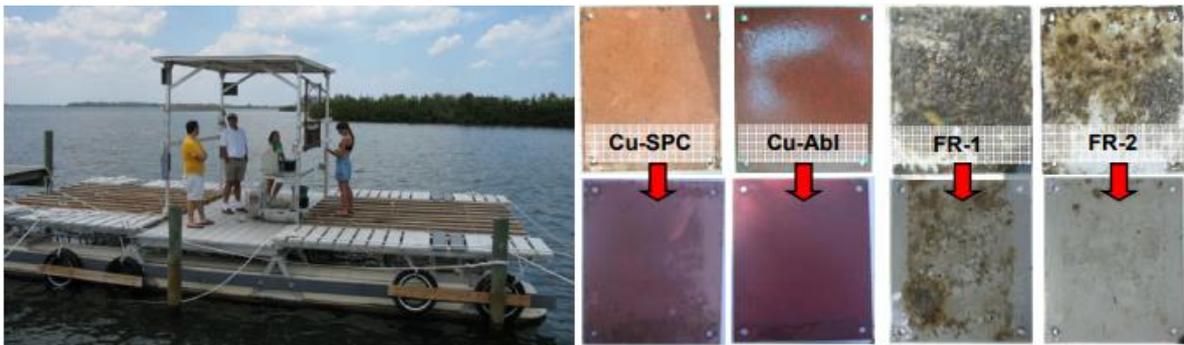


Figura 8. Esquema de la inmersión estática y revestimiento generado

Fuente: Swainet al., (2007)

Tras obtener esta capa, realizó una prueba dinámica a lo largo de 15 días, empleando un agitador rotatorio a una velocidad de 60 rpm. Y pasaron las superficies con incrustaciones sucias a un barco que navegaba a 25 nudos (figura 9).

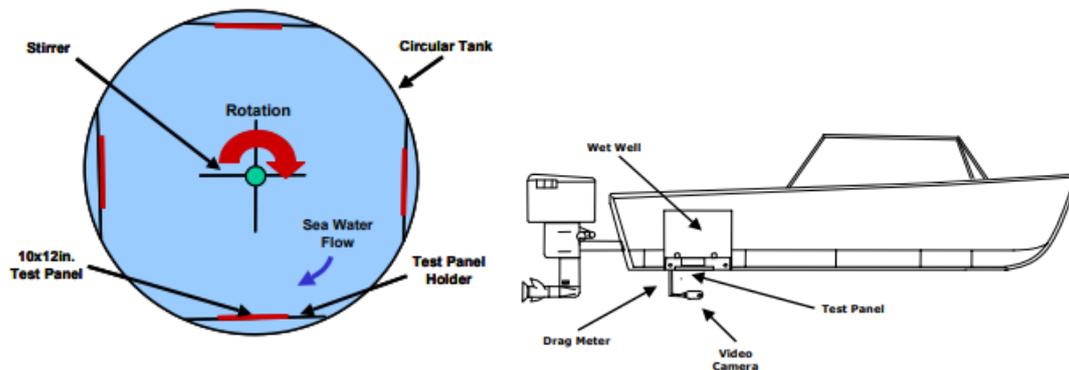


Figura 9. Sistema de rotación y dinámico de Swain (2007)

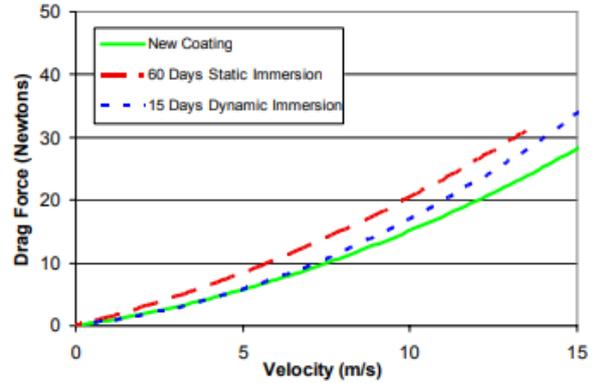
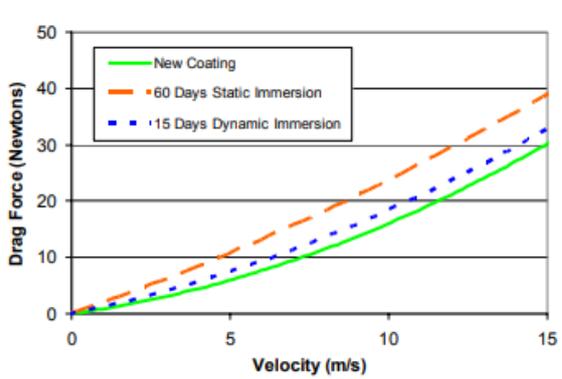
Fuente: Swainet al.,(2007)

Las diferencias en el rendimiento hidrodinámico, definido como resistencia versus velocidad para cada revestimiento. Los revestimientos estaban basados en biocidas (uno con cobre autopulimentable y otro con recubrimiento antiincrustante de cobre ablativo), y los otros dos eran sistemas son biocidas (revestimientos se dilicona antiincrustantes). Después de 60 días de inmersión estática y 15 días de inmersión dinámica, los resultados pueden observarse en la figura 10:

Características de arrastre del revestimiento

Recubrimiento Cu-SPC Recubrimiento Cu-Abl

Cu-SPC



Recubrimiento FR-1

Recubrimiento FR-2

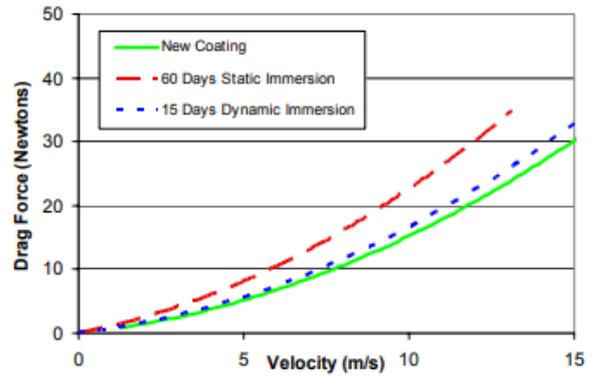
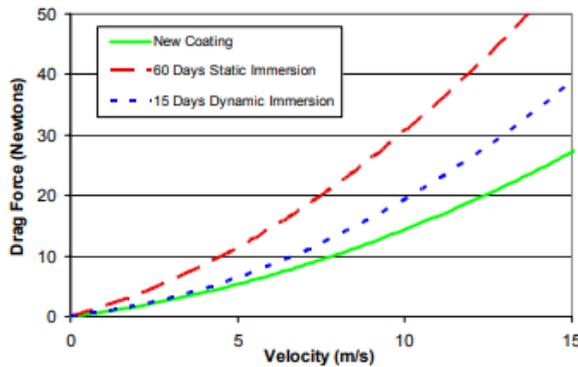


Figura 10. Características de arrastre de los diferentes recubrimientos

Fuente: Swain et al., (2007)

Los resultados ponen de manifiesto que los recubrimientos desarrollarán incrustaciones en condiciones estáticas de agua de mar (sin movimiento de la embarcación) y su capacidad de autolimpieza puede estar relacionada con la fuerza de adhesión de la suciedad a la superficie. De hecho, después de la inmersión dinámica, el revestimiento FR-2 mostró que los coeficientes de arrastre, eran los más bajos, y por tanto, bajo las condiciones de la prueba, resultó ser el revestimiento más eficaz. El FR-1 desarrolló más incrustaciones, mostró una menor tendencia a la limpieza y tuvo el peor rendimiento hidrodinámico. Los dos sistemas basados en cobre también mostraron diferencias en el tipo de incrustación y resistencia. A las velocidades relativamente bajas de estos ensayos, los sistemas de cobre ablativo mejoraron los resultados de los sistemas de autopulido (Swain et al., 2007).

El rendimiento hidrodinámico de los recubrimientos antiincrustantes, por tanto, está determinado por numerosos factores, como son, la rugosidad inicial o aplicación, el cambio en la rugosidad (capa biocida / daño físico), el desarrollo de micro y macroincrustaciones, y micro y macrofouling, la vida útil del revestimiento, etc.

Esto evidencia que los beneficios económicos, operativos y medioambientales de una correcta selección del revestimiento son determinantes. Si se toma como referencia el precio del combustible o mejor dicho, del precio del petróleo en el momento actual<sup>6</sup> (75,91 \$), a escala mundial las mejoras implementadas en la gestión de los cascos de los buques, podría reducir el consumo, de acuerdo con los datos obtenidos por Swainet al., (2007), en un 5 %, lo que supondría un ahorro de entre 7 y 14 millones de toneladas al año, y a precios actualizados del petróleo, un ahorro de entre 33.330 millones de dólares y 75.910 millones de dólares.

Un experimento más ambicioso es el realizado por Ballegooijen et al., (2016), quienes midieron la resistencia y el rendimiento en la propulsión de los portacontenedores de 13.000 TEU a lo largo de un periodo de un año y medio de funcionamiento. Los parámetros que midieron para determinar el estado de la hélice y del casco del buque fueron los siguientes:

- Empuje, par y RPM de la hélice
- Registro de velocidad
- Localización GPS
- Calado del buque
- Estado del mar
- Viento

Dichos parámetros se miden habitualmente a bordo de los buques a través de sensores, pero necesitaban separar el rendimiento de la hélice, del rendimiento del casco del buque, así como medir el empuje de la hélice. El sistema de medición empleado fue el TT-Sense® de VAF Instruments, un sensor que, montado en la hélice y el cojinete de empuje, mide la compresión y torsión del eje sobre una longitud típica de 200 [mm]. Esta área de medición del eje, que resulta ser relativamente larga, en comparación con, por ejemplo, las bandas extensométricas, aumenta la precisión de la medición. Adicionalmente, los LED y los sensores ópticos, son más precisos pues detectan los pequeños movimientos de longitud del eje, tanto

---

<sup>6</sup> Cotización del Brent a fecha de cierre el 23 de marzo de 2023. Disponible en <https://es.investing.com/commodities/brent-oil>.

en dirección axial como tangencial, correspondientes a la compresión (empuje) y torsión (par) del eje de la hélice (Ballegooijen et al., 2016).

El principio de medición óptica que emplearon permitió llevar a cabo una medición independiente, tanto del empuje, como del par, tal y como se muestra en la figura 11, que recoge el principio general de funcionamiento del sensor TT-Sense TT-Sense®.

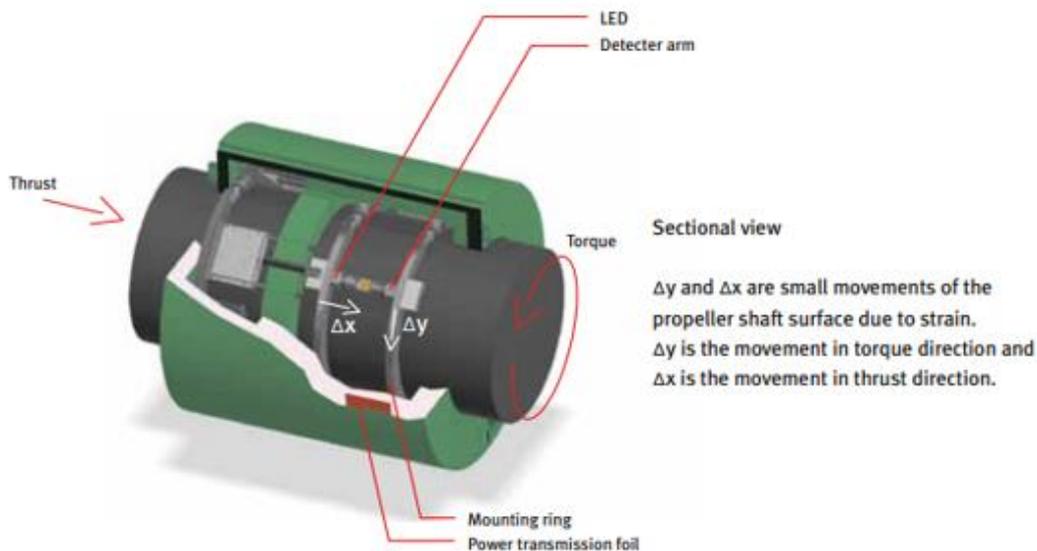


Figura 11. Principio general de funcionamiento del TT-Sense, sensor de empuje y par alrededor del eje de la hélice

Fuente: Ballegooijen et al., (2016)

De esta forma, los valores medidos de empuje y par se transfieren continuamente desde la parte del estator a través de una conexión de datos inalámbrica. Para realizar las mediciones se establecieron dos posibles métodos.

Por una parte, la medición de potencia y par, a partir de la cual es posible obtener indicadores de rendimiento del sistema combinado de hélice y casco en conjunto. Y, la segunda opción, es la medición del empuje de la hélice, a partir de la incorporación de mediciones adicionales, como el empuje de la hélice, y el casco por separado (Ballegooijen et al., 2016).

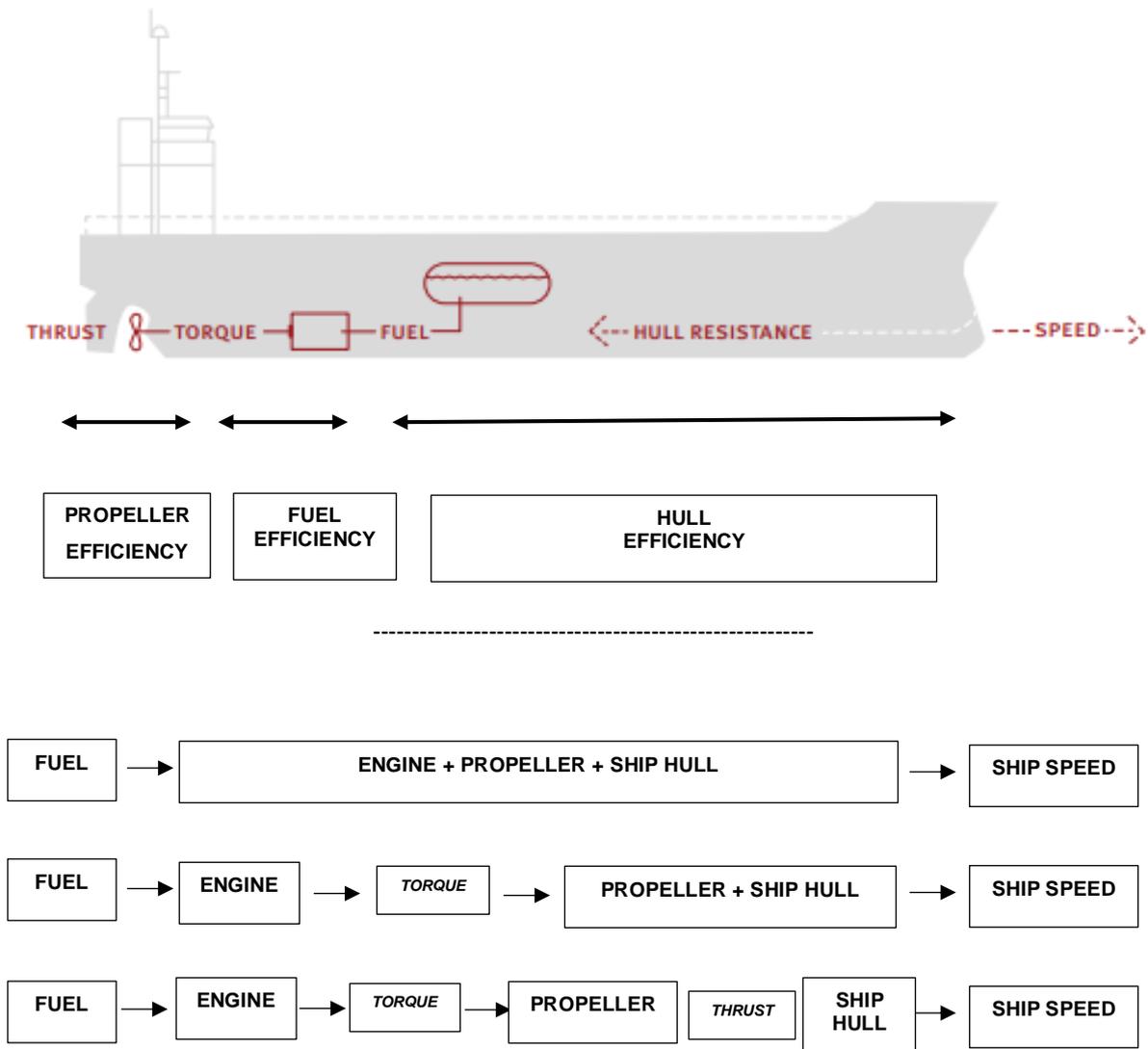


Figura 12. Mecanismo de medición

Fuente: Ballegooijen et al., (2016)

La ventaja de medir la hélice y el empuje, es la posibilidad de distinguir entre el rendimiento de la hélice y el del casco. De este modo, un aumento del consumo de combustible puede relacionarse directamente a la hélice o al casco del buque, y por tanto, aplicar las medidas correctivas adecuadas al componente.

Como puede observarse en la curva velocidad – potencia que se refleja en la figura 13, a lo largo del año y medio de control y medición, las variaciones de los valores están correlacionadas con la influencia de un menor gobierno del timón, el estado del mar, el viento y el aumento de las incrustaciones a lo largo del tiempo, pues todo ello se suma a la resistencia del barco.

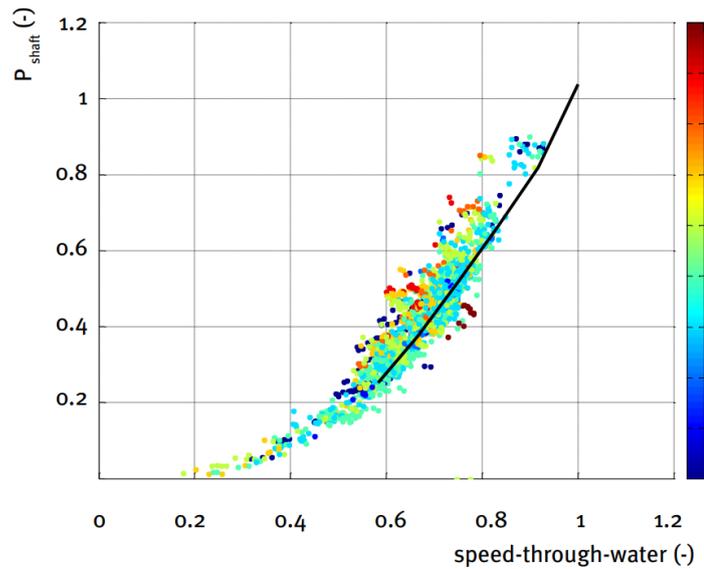
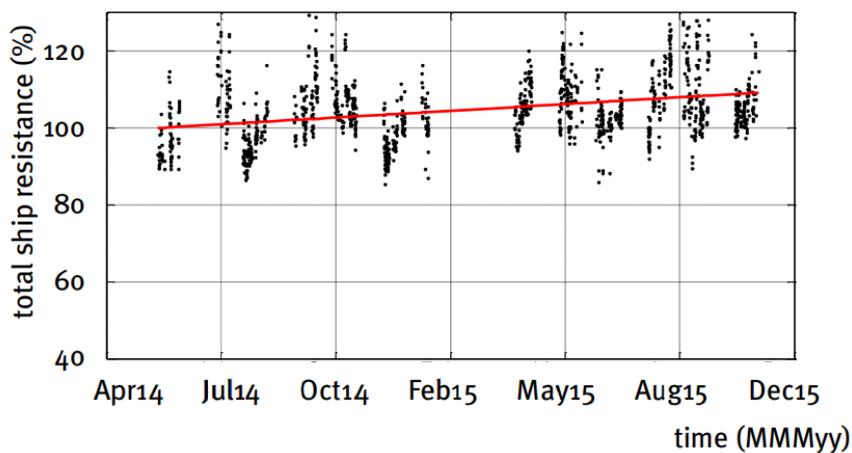


Figura 13. Velocidad (a través del agua) - curva de potencia para un portacontenedores de +13.000 TEU durante un período de 1,5 años.

Fuente: Ballegooijen et al., (2016)

El siguiente paso que introdujeron fue analizar cómo cambiaba la potencia necesaria para alcanzar una determinada velocidad a lo largo del tiempo, y de esta forma, comprobar si el rendimiento total, esto es, el de la hélice más el del barco, se estaba viendo afectado. Para ello, pasaron a calcular la resistencia total del buque, a partir de la fórmula  $\delta = P_{shaft} / STW^\alpha$  donde  $\delta$  puede calcularse para cada punto de medición, tal y como se representa gráficamente en la figura 14, que parte de un valor, al comienzo de las mediciones, del 100 %, al que se acompañan los restantes valores, calculados en relación con el primer valor medio, dando lugar a la obtención del cambio relativo, expresado en el coeficiente total de resistencia del barco a lo largo del tiempo.



<sup>7</sup> Donde STW es la velocidad real a través del agua,  $\alpha$  es el factor de potencia y  $P_{shaft}$  es la potencia del eje,

Figura 14. Coeficiente total de "resistencia del buque"  $\delta$  con el tiempo

Fuente: Ballegooijen et al., (2016)

Como se puede comprobar, el coeficiente de resistencia del buque muestra una dispersión, que se explica por las variaciones en la potencia, medidas a determinada velocidad a través del agua. La regresión lineal en el tiempo, calculada a partir de los puntos individuales, muestra claramente un incremento del coeficiente total de resistencia, en concreto, un aumento del 9,2 %, que equivale a un aumento del 6,4 % anual.

Por otro lado, Ballegooijen et al., (2016) realizaron el estudio del rendimiento en función de las mediciones del empuje de la hélice, y del casco, por separado. En el caso de la medición a escala real de la curva de la hélice en aguas abiertas, se aplicó junto con la velocidad medida a través del agua y las RPM de la hélice ( $J, K_t, 10K_q$ ). Para obtener el valor de  $J$  se calcula la fracción de estela para los portacontenedores de más de 13.000 TEU, constituyendo la base de la predicción del rendimiento, que se muestra en la figura 15:

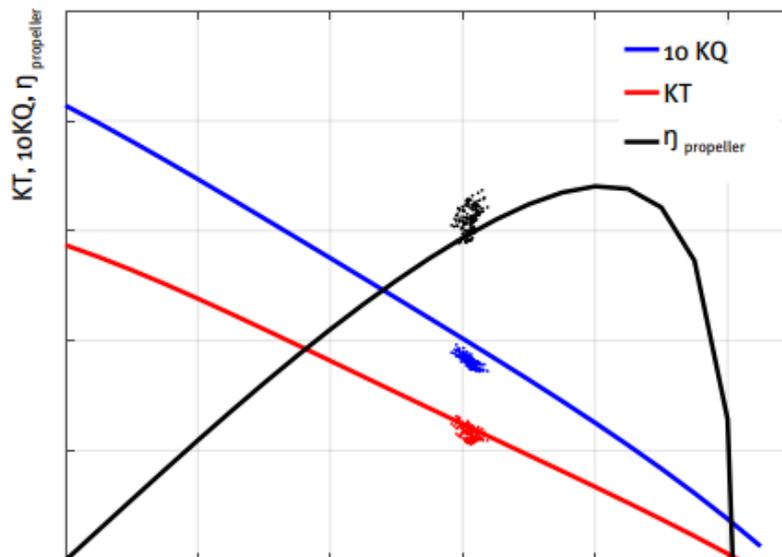


Figura 15. Curvas de hélice en aguas abiertas con mediciones a tiempo real, frente a las predicciones a escala real basadas en ensayos de modelos (líneas)

Fuente: Ballegooijen et al., (2016)

El siguiente paso es medir el rendimiento de la hélice (eficiencia) a lo largo del tiempo, con el objetivo de conocer el deterioro que puede sufrir. Al inicio de las mediciones, toman como referencia el valor absoluto de eficiencia de la hélice, esto es, el 100 %. A partir de este dato se calculan el resto de los valores, cuyo resultado (figura 16) muestra una dispersión que es una evidencia del desgaste. La línea de regresión lineal a lo largo del tiempo, refleja el descenso de éste, que se sitúa en el 3,7 %, equivalente a una disminución del 2,6 % anual.

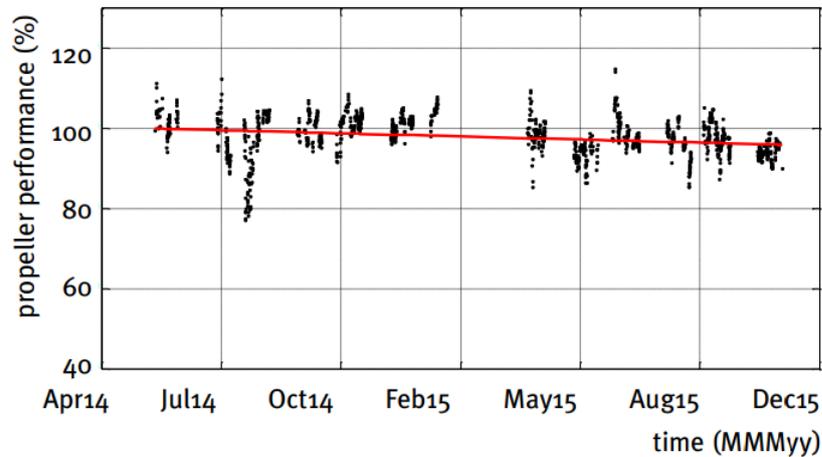


Figura 16. Rendimiento de la hélice a lo largo del tiempo

Fuente: Ballegooijen et al., (2016)

En otro orden, el rendimiento del casco a lo largo del tiempo, se determina a través de su resistencia, y de las medidas del empuje de la hélice. La resistencia del casco  $R$  a una velocidad determinada a través del agua es proporcional al empuje de la hélice  $T$  como en  $R = T(1-t)$ , donde el factor de deducción del empuje ( $t$ ) se considera constante para todas las condiciones de navegación. El empuje medido de la hélice se muestra en la figura 17:

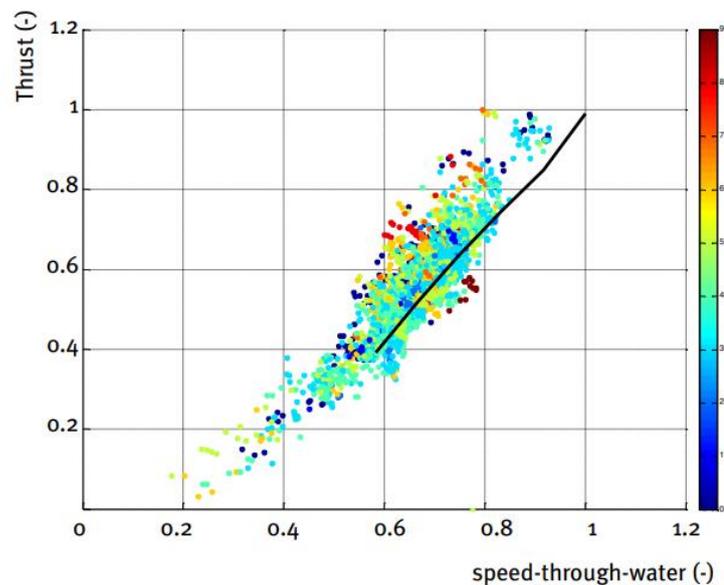


Figura 17. Curva empuje - velocidad (a través del agua) para un portacontenedores +13000 TEU durante un año y medio

Fuente: Ballegooijen et al., (2016)

Como se puede comprobar, existe una fuerte correlación. Teniendo en cuenta que la resistencia total es una función de la velocidad del buque a través del agua, como en  $R = \frac{1}{2} \rho C_d A STW^2$  siendo  $\rho$  la densidad del agua;  $C_d$  el coeficiente de resistencia;  $A$  el área de la sección transversal; y  $C$ , el coeficiente de resistencia del casco, cuantificable a partir de la siguiente ecuación  $C = T(1 - t) / STW^\beta$ .

El siguiente paso es analizar los cambios experimentados en el coeficiente  $C$  de resistencia del casco a lo largo del tiempo, y su posible deterioro como resultado de la suciedad, el revestimiento, etc. Ballegooijen et al., (2016) reflejan estos cálculos en la figura 18:

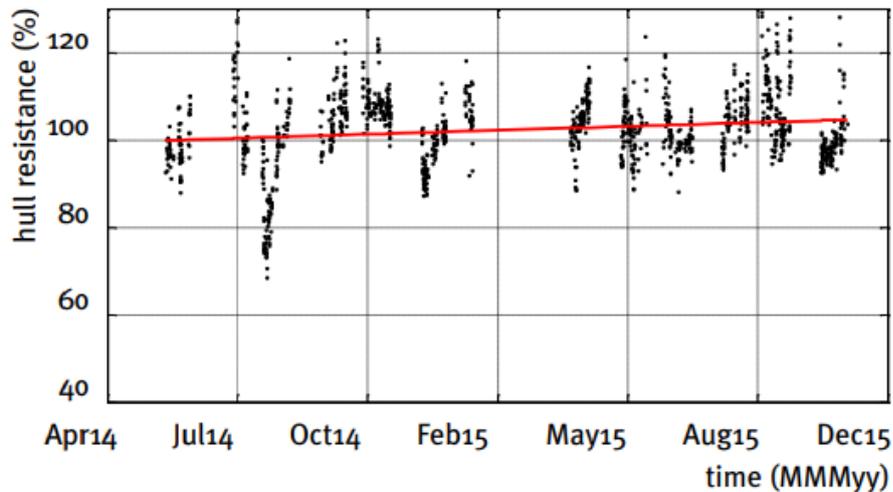


Figura 18. Coeficiente de resistencia del casco a lo largo del tiempo

Fuente: Ballegooijen et al., (2016)

La figura anterior muestra varios efectos. En primer lugar, la dispersión del coeficiente, que se explica por las diferencias de calado, el estado del mar, el viento o las variaciones reales de la resistencia, entre otros. La línea de regresión lineal, en este caso, también muestra una tendencia creciente, lo que se traduce en un aumento del coeficiente de resistencia del casco a medida que pasa el tiempo, y que en términos cuantitativos, supone un aumento del 5,2 % a lo largo del año y medio de estudio, y del 3,6 % en un año.

Por tanto, cuando se mide la resistencia a través de la potencia de la hélice, la resistencia del barco total equivale al 9,2 %; mientras que cuando se calcula dividiendo la potencia de la hélice a través del rendimiento (eficiencia) y del rendimiento del casco (resistencia), el resultado es de 3,7 % y del casco del 5,2 %, lo que da un aumento de la resistencia del barco, en conjunto, del 8,9 % (tabla 3). La ventaja de la ruta de medición de empuje por encima de la ruta de medición de potencia / par es, que a través de mediciones de empuje, las condiciones individuales de la hélice y el casco se puede cuantificar, y establecer las medidas

adecuadas a cada uno de los elementos, como podría ser la utilización de las medidas antifouling más apropiadas.

*Tabla 3. Cálculo de los efectos de la resistencia de la hélice en términos monetarios a partir del precio del combustible*

	<b>Disminución de la eficiencia</b>	<b>Aumento de Combustible (toneladas/año)</b>	<b>Aumento de combustible (US\$/año)</b>
<b>Disminución de la eficiencia de la hélice</b>	3,7 %	1.110	222.000
<b>Aumento de la resistencia del casco</b>	5,2 %	1.560	312.000

Fuente: Ballegooijen et al., (2016)<sup>8</sup>

Otro de los trabajos destacados es el publicado por Murrant, et al (2019), que amplía el periodo de tiempo para la realización de las mediciones a dos años, e incluye un nuevo elemento, la existencia de incrustaciones blandas (FR) en la mayor parte del casco, determinadas como FR20, y de limo, ligero o moderado, en la parte de la hélice. El principal resultado de este trabajo es que, una vez eliminados las incrustaciones y el limo, la potencia requerida se redujo en un 5 %, a una velocidad de entre 13,5 y 16 nudos.

Una muestra sintetizada de los trabajos que han abordado este problema, el impacto del biofouling en la hidrodinámica de los barcos, en la que se puede observar en términos comparativos, el resultado obtenido, es la que se muestra en la siguiente tabla:

<sup>8</sup> Resultados reflejados en Ballegooijen et al., (2016)

Tabla 4. Impactos estudiados del biofouling en la resistencia y la potencia de los barcos

Autor	Velocidad (nudos)	Tiempo (días)	Biofouling	Conclusiones
Izubuchi (1934)	10-20	365	-	$\Delta C_t$ : 100 %
Kempf (1937)	77 m pontón	-	Percebes y limo	$\Delta C_F$ : 100 %
Davis (1930)	(1) 28 (2) 24	-	-	(1) $\Delta C_F$ : 330 % (2) $\Delta C_F$ : 280 %
Lewthwaite et al. (1985)	-	(1) 1.240 días (2) 500 días	(1) limo delgado (demasiado delgado para poder medirse) (2) limo espeso (1 mm.) y maleza extensiva	(1) $\Delta C_F$ : 25 % (2) $\Delta C_F$ : 80 %
Hundley et al. (1991)	17,4	(1) 651 días (2) 795 días (3) 796 días (4) 900 días (5) 1.165 días	(1) Casco y hélices sucias (2) Casco y hélices sucias (3) Casco sucio y hélice limpiada por buzo (4) Casco y hélices limpiados por buzos (5) Casco y hélices sucios	(1) $\Delta P_D$ : 79 % (2) $\Delta P_D$ : 115 % (3) $\Delta P_D$ : 70 % (4) $\Delta P_D$ : 9 % (5) $\Delta P_D$ : 125 %
Ballegooijen et al. (2016)	-	1,5 años	-	$\Delta C_t$ : 9,2 %
Murrant et al. (2019)	Entre 13,5 y 16	2 años	Baba ligera	$\Delta P_D$ : 5 %

Fuente: GloFouling (2022)<sup>a9</sup>

En lo relativo a los efectos del biofouling en las emisiones de GEI, la figura 19 muestra gráficamente el resultado del compendio de diferentes investigaciones. Ha sido elaborado por la OMI en colaboración con GloFouling (2022), y muestra, tras una revisión y resumen de la literatura existente, la vinculación existente entre la bioincrustación y las emisiones de GEI.

En el extremo inferior, los estudios señalan constantemente la capacidad inherente de las biopelículas y el limo para inducir una rugosidad efectiva que supera con creces lo que su estructura física sugeriría tradicionalmente. Por ejemplo, una capa de limo tan delgada como 0,5 mm que cubra hasta el 50 % de la superficie del casco puede provocar un aumento de las emisiones de GEI en el rango del 20 al 25 %, según las características del barco, la velocidad y otras condiciones predominantes.

Para condiciones de contaminación biológica más severas, como una capa ligera de crecimiento calcáreo pequeño (percebes o gusanos tubícolas), un buque portacontenedores

<sup>9</sup> Leyenda:  $\Delta C_t$ : incremento total de la resistencia;  $\Delta C_F$ : incremento de la resistencia por la fricción;  $\Delta P_D$ : aumento de la potencia entregada.

de eslora media puede ver un aumento en las emisiones de GEI de hasta un 55 %, dependiendo de las características y la velocidad del buque.

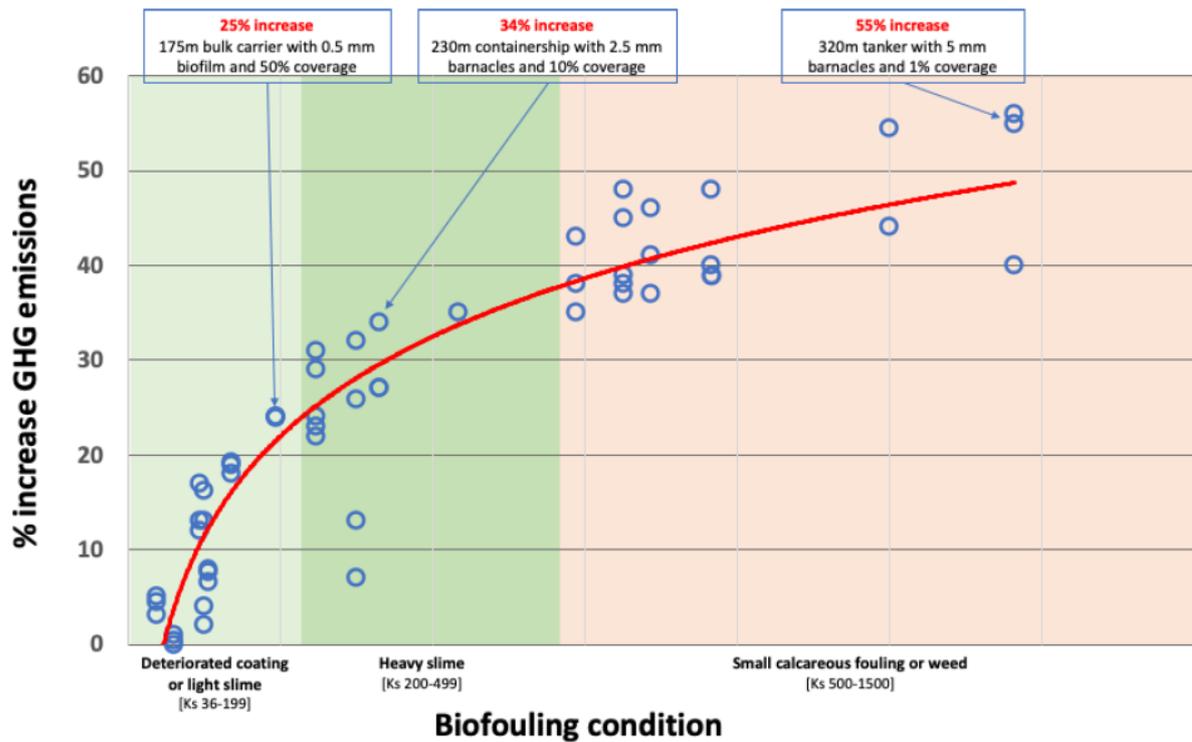


Figura 19. Impacto de la incrustación biológica en el casco de los buques en las emisiones de GEI

Fuente: IMO y GloFouling (2022)

## 4 Reglamentaciones y normas para la gestión de las bioincrustaciones en los buques

La Organización Marítima Internacional (OMI) se ha centrado en la promoción de los esfuerzos que, a nivel internacional, tratan de hacer frente a la propagación de IAS. La OMI, a través del Comité de Protección del Medio Marino (MEPC o *Marine Environment Protection Committee* (MEPC)), adoptó la Guía para el control y la gestión del biofouling de los barcos que minimiza el efecto de la transferencia de especies acuáticas invasoras en el año 2011 por primera vez (en adelante, IMO Biofouling Guidelines). En el año 2012 se publicó la guía aplicable a las embarcaciones de recreo (IMO Biofouling Guidance for Recreational Craft).

A lo anterior se suma el Convenio Internacional para el control y la gestión del agua de lastre y los sedimentos de los buques (*International Convention for the Control and Management of Ships' Ballast Water and Sediments*), que entró en vigor en el año 2017. Su principal finalidad

era la de evitar la propagación de los organismos acuáticos nocivos a través del agua de lastre de los barcos.

Pero además, la OMI ha liderado los esfuerzos para reducir la contaminación a través de la gestión de las sustancias nocivas que se emplean para prevenir o eliminar las bioincrustaciones, por el peligro potencial que pueden tener en la salud de las personas, en el agua del mar y, en general, en el medio ambiente (Convenio AFS)<sup>10</sup>.

Por tanto, las recomendaciones y directrices emanadas de la OMI y del Convenio AFS, tienen propósitos diferenciados, como se recoge en la tabla 5:

Tabla 5. Comparación de la OMI Biofouling Guidelines y el Convenio AFS

	<b>IMO Biofouling Guidelines</b>	<b>Convenio AFS</b>
<b>Naturaleza</b>	Voluntario	Obligatorio
<b>Propósito</b>	Reducir la probabilidad de transferencia de EEI	Restringir el uso de contaminantes en AFS que representan un riesgo inaceptable y dañino para la salud humana y/o el ambiente marino
<b>Mecanismos para su efectividad</b>	Promover las buenas prácticas en la gestión de las bioincrustaciones, la implementación del Plan de gestión de bioincrustaciones (BFMP) y los libros de registro de las bioincrustaciones (BFRB)	Prohibir el uso de sustancias en AFS potencialmente inseguras a través de una evaluación integral de los riesgos en el proceso

Fuente: GloFouling (2022b)

Dentro de los mecanismos o directrices que tratan de regular la gestión de las bioincrustaciones en los buques, se pueden distinguir las directrices o reglamentaciones de carácter internacional, las de carácter nacional, tanto las actuales, como las propuestas para su implantación futura, y las directrices que delimitan la gestión de las bioincrustaciones de carácter regional o por sectores.

## 4.1 Reglamentaciones internacionales

A nivel internacional, la reglamentación más completa es la *IMO Biofouling Guidelines*. Estas directrices no son de obligado cumplimiento, pero sí son recomendaciones para mejorar las prácticas y de esta manera, lograr una reducción de las bioincrustaciones y de los efectos generados por éstas.

<sup>10</sup> Convenio internacional sobre el control de los sistemas antiincrustantes perjudiciales en los buques

Pese a ello, esta reglamentación, aprobada en julio de 2011, ha sido objeto de revisión teniendo en cuenta las deficiencias que planteaba. Entre los aspectos más relevantes de la misma, destaca un hecho, la extensa definición de “buque” pues incluye “un buque de cualquier tipo que opere en el medio acuático e incluye hidroalas, vehículos de colchón de aire, sumergibles, embarcaciones flotantes, plataformas fijas o flotantes, almacenamiento flotante, unidades de producción, unidades de flotantes de almacenamiento y descarga de producción”. Esta amplia definición constituye una muestra de la amplitud de la propia guía.

Por otra parte, y como se ha señalado, estas directrices no son obligatorias y, por tanto, están orientadas a aplicar medidas preventivas, y no tanto, coercitivas o sancionadoras. Las Directrices sobre bioincrustaciones de la OMI reconocen que la aplicación y el mantenimiento eficaces de antiincrustantes son el principal medio de prevención y control de bioincrustaciones para barcos sumergidos, que incluyen las áreas del casco y los nichos.

Otro aspecto importante de estas directrices es la inclusión de la recomendación para que los buques cuenten con un Plan de Gestión de las Bioincrustaciones (BFMP) y el Libro de registro de bioincrustaciones (BFRB).

El BFMP debe ser específico para cada buque y contener una estrategia adaptada a las características de éste, en cuanto a las medidas de prevención de las bioincrustaciones, lo suficientemente detallada para que el capitán del buque y la tripulación, puedan entender e implementar el plan o BFRB.

A su vez, el BFRB debe recoger el registro de todas las inspecciones realizadas, y de todas las medidas implementadas en el buque, para la gestión de las bioincrustaciones.

Ambos mecanismos o documentos, permiten que las autoridades puedan disponer de información sobre la gestión de las bioincrustaciones

Como se indicó anteriormente, las directrices que marca la OMI se encuentran en revisión. En el año 2020 comenzó un estudio de las mismas ante la constatación de que existían evidencias de que, a pesar de los esfuerzos realizados, el nivel de concienciación sobre el problema derivado de las bioincrustaciones, no era el mismo en todos los sectores, países, etc., lo cual, generaba una irregular aplicación de las norma. Entre los objetivos perseguidos por esta revisión se encuentran los siguientes:

- Reestructuración de las directrices para lograr una mayor especificación de las normas.
- Dotar de una mayor concreción a los planes de gestión, para facilitar su aplicación.

- Definir desde una perspectiva cuantitativa las micro y las macro incrustaciones en cuanto al espesor, las sustancias, las especies, niveles aceptables, niveles recomendados, etc.
- Definir de manera más concreta las recomendaciones sobre el formato y el contenido de los informes, de los registros de inspección y de los trabajos de mantenimiento y limpieza.
- Establecer niveles de bioincrustaciones recomendables, esto es, niveles específicos de los resultados de las limpiezas y cómo deben ser realizadas.
- Descripción detallada de cómo deben ser manipulados los residuos biológicos obtenidos en las tareas de limpieza de los buques.

Tal y como se reflejaba en la tabla 5, también se encuentra entre las reglamentaciones aprobadas y admitidas por los países, el Convenio AFS, que a diferencia del anterior, sí es de obligado cumplimiento. Su entrada en vigor se produjo en el año 2008 y entre las principales características destaca el hecho de que se prohíbe el uso de organoestaños nocivos en las pinturas antiincrustantes utilizadas en los buques y establece un mecanismo para prevenir el posible uso futuro de otras sustancias nocivas en los sistemas antiincrustantes.

Al Convenio se han adherido 91 los Estados, lo que representa el 95,93 % del total del tonelaje mundial. En este sentido, la Unión Europea ha adoptado diferentes Directivas y Reglamentos que permiten la adopción de las medidas propuestas en dicho Convenio. Tal es el caso del Reglamento (CE) nº 782/2003 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 14 de abril de 2003, relativo a la prohibición de los compuestos organoestánicos en los buques, cuyo objetivo es

“reducir o eliminar los efectos adversos sobre el medio ambiente marino y la salud humana de los compuestos organoestánicos, que actúan como biocidas activos en los sistemas antiincrustantes utilizados en buques que enarbolan pabellón u operan bajo la autoridad de un Estado miembro y en buques, independientemente de su pabellón, que entran o salen de puertos de los Estados miembros” (Art. 1 Reglamento (CE) nº 782/2003).<sup>11</sup>

Además, y este es un aspecto importante que favorece la implantación del Convenio, el Reglamento (CE) en nº 782/2003 establece que el mismo, será de obligado cumplimiento, no solo por los buques que enarbolan pabellón de uno de los Estados Miembros de la Unión Europea, sino también por los buques que, sin enarbolar pabellón de un Estado Miembro, operen bajo la autoridad de un Estado Miembro, y los buques que entren en un puerto o terminal mar adentro de un Estado Miembro.

---

<sup>11</sup> Disponible en

<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/HTML/?uri=CE-LEX:32003R0782&from=NL>

Sin embargo, la adhesión al Convenio FAS no implica que el país o territorio disponga de una política de bioincrustaciones, pues no regula ni el impacto, ni el mecanismo, sino que se centra en la utilización del organoestaño tributilestaño (TBT), siendo ésta, la única sustancia prohibida. A esta prohibición se unió en el año 2021, la prohibición para el uso de Cybutryne (también conocido como Irgirol) en los sistemas antiincrustantes, que ha entrado en vigor el 1 de enero de 2023.

Lo que sí ha hecho la OMI para mejorar la capacidad de aplicación del Convenio FAS es aprobar una serie de directrices, entre las que se encuentran las siguientes:

- Directrices de 2003 para un breve muestreo de los sistemas antiincrustantes en los buques.
- Orientación de 2009 sobre las mejores prácticas de gestión para la eliminación de revestimientos antiincrustantes de los buques, incluyendo pinturas TBT.
- Directrices de 2010 para la inspección y certificación de sistemas antiincrustantes en buques.
- Directrices de 2011 para la inspección de los sistemas antiincrustantes en los buques.

Adicionalmente, a los reglamentos y normas expuestas, se incorporan las Normas o Estándares ISO. Estas normas se enfocan en la determinación de las tasas de liberación de biocidas en las tareas de prevención y limpieza. Las ISO aplicables en este contexto son las siguientes:

- ISO 13073-1:2012. Embarcaciones y tecnología marina. Evaluación de riesgos de los sistemas antiincrustantes de los buques. Apoya la implementación del Convenio AFS especificando una evaluación de riesgos para sustancias activas biocidas en AFS.
- ISO 19030-1:2016. Barcos y tecnología marina. Medición de los cambios en el rendimiento del casco y la hélice. No aborda el problema derivado de la contaminación biológica y su influencia en el rendimiento.
- ISO 8502-9. Preparación de sustratos de acero antes de la aplicación de pinturas y productos afines. Pruebas para la evaluación de la limpieza de superficies - Parte 9: Método de campo para la conductimetría. Determinación de sales solubles en agua.
- ISO 8501-1:2007. Preparación de sustratos de acero antes de la aplicación de pinturas y productos relacionados. Evaluación visual de la limpieza de la superficie. Parte 1: Grados de oxidación y grados de preparación de sustratos de acero sin recubrir y de sustratos de acero después de la eliminación total de los recubrimientos anteriores.

Otras directrices y proyectos internacionales sobre protección marina y bioincrustaciones son las restantes secretarías regionales, además de las mencionadas SPREP y CPPS, que operan bajo el nombre de Organizaciones Coordinadoras (RCOs), y que son:

- Alianzas en Gestión Ambiental para la Mares de Asia Oriental (PEMSEA). Forman parte de esta organización coordinadora Camboya, China, República de Corea, Indonesia, Japón, Laos, Filipinas, Singapur, Timor este y Vietnam.
- La Organización Regional para la Conservación del Medio Ambiente del Mar Rojo y el Golfo de Adén (PERSGA). Forman parte de esta organización coordinadora Djibouti, Egipto, Jordania, el Reino de Arabia Saudita, Somalia, Sudán y Yemen.
- El Programa Ambiental Cooperativo del Sur de Asia (SACEP). Forman parte de esta organización coordinadora Afganistán, Bangladesh, Bután, India, Maldivas, Nepal, Pakistán y Sri Lanka.

## 4.2 Reglamentaciones nacionales y regionales

A nivel nacional se observa una carencia de políticas o reglamentaciones específicas sobre la gestión de las bioincrustaciones. Este hecho se puede observar en el siguiente mapa, que recoge las ubicaciones o países que, o bien cuentan con políticas de bioincrustaciones actuales, o se trata de propuestas de políticas:



Figura 20. Ubicaciones con políticas de gestión de bioincrustaciones actuales y propuestas, incluido GloFouling Lead

Fuente: GLoFouling (2022b)

Como se puede observar, son pocos los países que cuentan con una política aprobada sobre gestión de las bioincrustaciones, y por el contrario, sí son más numerosos los países que en estos momentos están tratando de desarrollar o están revisando las políticas sobre biofouling, en espera de que en los próximos cinco años (entre 2024 y 2026), puedan estar aprobadas.

Destacan en cuanto a las políticas nacionales, cinco países, Australia, Nueva Zelanda, Chile, Sudáfrica y Estados Unidos. La política nacional australiana combina requisitos obligatorios y directrices voluntarias. Chile solo cuenta con políticas de carácter voluntario, y el caso de Canadá es el más llamativo. Canadá cuenta con requisitos de obligado cumplimiento relativos a la importación, transporte, y liberación de especies invasoras, que fueron recogidos en el Reglamento de Especies Invasoras Acuáticas de 2015. Sin embargo, esta reglamentación no recoge expresamente los efectos del biofouling, que continúan sin ser abordados. Solo en el año 2021 aprobaron un conjunto de normas, de cumplimiento voluntario, sobre limpieza de embarcaciones.

Por otro lado, sí resulta relevante la existencia de una reglamentación aplicable a determinadas zonas. Este es el caso de las estrategias regionales, entre las que destaca por su amplio desarrollo, la estrategia regional desarrollada por la Secretaría del Programa Ambiental del Pacífico (SPREP), que es anterior a la publicación de las Directrices sobre bioincrustación elaboradas por la OMI. A ella pertenecen las Islas Cook, Los Estados Federados de la Micronesia, las islas Fiji, Kiribati, las Islas Marshall, Naur, Niue, Palau, Papúa Nueva Guinea, Samoa, las Islas Solomon, Tonga, Tuvalu y Vanuatu.

También se encuentra la Comisión para el Pacífico Sur (CPPS), que cuenta con una estrategia específica, de la que forman parte países como Chile, Ecuador Colombia y Perú, que se apoya en las directrices sobre bioincrustaciones de la OMI.

Además, otras dos regiones cuentan con propuestas para desarrollar políticas de gestión de las bioincrustaciones:

- La región del mar Báltico, a través del proyecto Baltic COMPLETE que está destinado a completar la gestión desarrollada en la zona del mar Báltico, y cuyo objetivo es reducir el riesgo causado por la presencia de especies invasoras introducidas gracias al transporte marítimo.
- La región del mar Mediterráneo, a través de la Marina Regional y del Centro de Emergencias de Contaminación para el Mar Mediterráneo (REMPEC).

En el caso de esta última, dada la proximidad a España, merece realizar un análisis algo más detallado. El Proyecto Mediterráneo, estrategia la para prevención y respuesta a la contaminación de los barcos (Regional Marine PollutionEmergency Response Centre

fortheMediterranean Sea o REMPEC), es una propuesta que ha sido adoptada en el año 2022, en concreto se trata de una guía de aplicación o adopción voluntaria. La estrategia de contaminación marina reconoce la bioincrustación en los cascos de los barcos y áreas de nicho como un importante vector de introducciones de EEI, y propone acciones para eliminarlas.

Entre las acciones propuestas, se incluye la de contribuir al posible establecimiento de proyectos de la OMI, como el Proyecto de Asociaciones GloFouling, y promover, difundir y revisar las recomendaciones, principios y directrices nuevos y existentes destinados a facilitar dicha implementación.

Por otra parte, la estrategia de agua de lastre que se aborda, reconoce que el Buen Estado Ambiental (GES) no puede lograrse solo a través de la gestión del agua de lastre. De hecho, reconoce que es necesario ampliar la acción también a las bioincrustaciones, lo que implica incluir las actividades preliminares relacionadas con la gestión de la contaminación biológica de los buques en la región mediterránea.

Entre los objetivos estratégicos destacan la mejora de la experiencia en la gestión del agua de lastre y las bioincrustaciones en la región del Mediterráneo y, especialmente, generar y contribuir a crear e incentivar una clara voluntad política para la implementación de las medidas de gestión del agua de lastre y la bioincrustación en el Mediterráneo. Las acciones asociadas con esta estrategia incluyen la realización de evaluaciones de la situación nacional sobre bioincrustaciones (2023-2025) y el desarrollo de estrategias y planes de acción nacionales para gestionar las bioincrustaciones (2025-2027).

## 5 Los métodos antifouling

Una vez analizadas las formas de bioincrustaciones, sus consecuencias y la reglamentación existente, en este capítulo el estudio se centra en los medios empelados para combatirlas.

La tecnología para evitar y tratar las bioincrustaciones en los buques se ha venido desarrollando a la par que la navegación, tal y como resumen Dafforn, Lewis y Johnston (2011), y recogen en la tabla 6:

Tabla 6. Etapas de desarrollo de la tecnología antifouling

Periodo	Principales hitos
1500 – 300 aC	Uso de láminas de plomo y cobre en vasijas de madera
1800-1900	Metales pesados (cobre, arsénico, mercurio) incorporados en revestimientos
1800- actualidad	Uso continuo de cobre en recubrimientos AF
1960	Desarrollo de recubrimientos convencionales TBT
1977	Primera patente AF de lanzamiento de faltas
Década de 1980	El desarrollo de recubrimientos TBT SPC permitió el control de tasas de liberación de biocidas TBT relacionado con anomalías en la concha de las ostras
1987-1990	Revestimientos de TBT prohibidos en embarcaciones <25 m en Francia, Reino Unido, EE. UU., Canadá, Australia, UE, Nueva Zelanda y Japón
Década de 1990 hasta la actualidad	Se introducen restricciones en la tasa de liberación de cobre en Dinamarca y parte de Estados Unidos
Década de 2000	Aumenta la investigación sobre alternativas AF respetuosas con el medio ambiente
2001	La OMI adopta la AFS para eliminar el TBT de los recubrimientos de los buques
2003	Prohibición de seguir aplicando los OTC
2008	Prohibición de la presencia activa de OTC y entrada en vigor del "Convenio AFS" de la OMI

Fuente: Dafforn, Lewis y Johnston (2011)

Como se puede comprobar, los revestimientos del siglo XIX, fundamentalmente compuestos por cobre, arsénico y mercurio, fueron ampliamente utilizados a lo largo de varios siglos. El cobre era un biocida eficaz pero exigía atraques en seco con bastante frecuencia, además de la aplicación de pintura. Cuando se descubrió la eficacia de los recubrimientos compuestos por trialkylestano, se llegó a pensar que el ensuciamiento de los cascos de los barcos había sido erradicado.

Posteriormente el TBT se añadió a las pinturas para inhibir el crecimiento de las bioincrustaciones, pero estas pinturas tenían una vida útil relativamente corta, de unos dos años, motivo por el cual, en la década de los años setenta del siglo pasado, fueron sustituidos por pinturas de copolímero autopulimentable (SPC), que presentaban una vida útil superior a los 5 años. No obstante, el copolímero TBT se hidroliza en agua de mar formando una capa superficial que se va erosionando con el paso del tiempo, además, de generar problemas como la reducción en las granjas de ostras como resultado de la reducción de la semilla de ostras, las anomalías provocadas en el desarrollo larvario de éstas y las malformaciones de las conchas. Estos factores hicieron que en la década de los ochenta, comenzaran a ser aplicadas restricciones OTC, especialmente en las embarcaciones pequeñas, pues los grandes buques siguieron empleando TBT con limitaciones. Cuando en el año 2001 la OMI aprobó el Convenio FAS, que entró en vigor en el año 2008, se prohibía el uso de OTC en todos los buques.

Pese a que, como se ha visto, el Convenio FAS no es de obligado cumplimiento, algunos países lo adaptaron, como sucedió con la Unión Europea a través del citado Reglamento (EC) nº 782/2003, en el que se prohíbe el uso de pinturas TBT en todos los buques de pabellón de la Unión Europea. O también el caso de Australia, que en marzo de 2003 aprobó el registro de todas las pinturas antiincrustantes que contienen TBT. Por otro lado, al mismo tiempo que el TBT se encontraba extendido en el mercado, el cobre seguía siendo empleado, bien en las pinturas, o bien como biocida para aumentar el rendimiento de las pinturas. Con la prohibición del TBT, el cobre alcanza mayor protagonismo, aunque su uso está siendo controlado en algunos países y se han introducido restricciones en otros, como Canadá o Dinamarca.

Pese a que el cobre tiene una efectividad elevada, algunas variedades de algas presentan resistencia, motivo por el cual, muchas pinturas AF han sido reforzadas con la inclusión de herbicidas y biocidas, si bien, existe legislación que limita el uso de éstos.

Finalmente, y como resultado de los efectos negativos de las sustancias descritas, en los últimos años la investigación sobre revestimientos ha proporcionado varias alternativas no tóxicas y naturales. En el momento actual, los revestimientos incluyen silicona (por ejemplo, Intersleek 700, Sealion y Bioclean), fluoropolímero (por ejemplo, Intersleek 900 ), híbridos (por ejemplo, Phasecoat UFR ) e hidrogel de silicona (por ejemplo, recubrimientos Hempasil X3) (Dafforn, Lewis y Johnston, 2011). No obstante, estos recubrimientos no se comercializan por la dificultad para conseguir compuestos de origen natural para la fabricación de AF, a un precio y en cantidades necesarias y competitivas.

## 5.1 Limpieza de los cascos

La limpieza de los cascos consiste en la eliminación mecánica de las incrustaciones en el casco, lo que convierte a este método en un método reactivo, cuya principal función es reducir el impacto de las bioincrustaciones y alargar la vida útil del casco y del sistema de revestimiento, mejorando el rendimiento (Schultz et al., 2011).

Entre las ventajas de este sistema se encuentra el hecho de que puede realizarse sin necesidad de atracar en puerto, si bien, la limpieza depende de los ciclos de trabajo del buque, del tipo de recubrimiento y del área y cobertura de las bioincrustaciones. Sobre esto último, es preciso señalar que las velocidades de operación lentas, los prolongados periodos en los puertos y el espaciado de las operaciones de limpieza o mantenimiento programado, aumentan considerablemente el riesgo de acumulación de las bioincrustaciones (Hunsucker et al., 2019b).

Este método de limpieza es ejecutado por buzos comerciales o vehículos operados a distancia (ROV). El uso de estos últimos se está extendiendo por sus facilidades ya que son vehículos sumergibles, manipulados por control remoto desde la superficie que también facilitan el inspeccionar los revestimientos del casco bajo el agua.

Los vehículos operados remotamente (ROVs) son una solución tecnológica que permite el desarrollo de una gran variedad de tareas subacuáticas como la recolección de material audiovisual, datos para la parametrización del medio ambiente a través de sensores, toma de muestras, monitoreo e inspección de infraestructuras (Trslic et al., 2018), prospección ambiental (Teague, Allen y Scott, 2018), estudios sobre biodiversidad (Price et al., 2019), etc.

La limpieza del casco del barco puede realizarse mediante los siguientes métodos (Albitar et al., 2016; Man et al., 2012):

- La limpieza mecánica: supone el uso de cepillos, cortadores, cuchillas vibratorias, entre otros.
- La limpieza hidrodinámica: se emplean chorros de agua a presión con efectos de cavitación.
- La limpieza con láser: se utilizan sistemas de escaneo de radiación láser.

En todos ellos, algunos de los ROV empleados son los que se muestran en la figura 21:

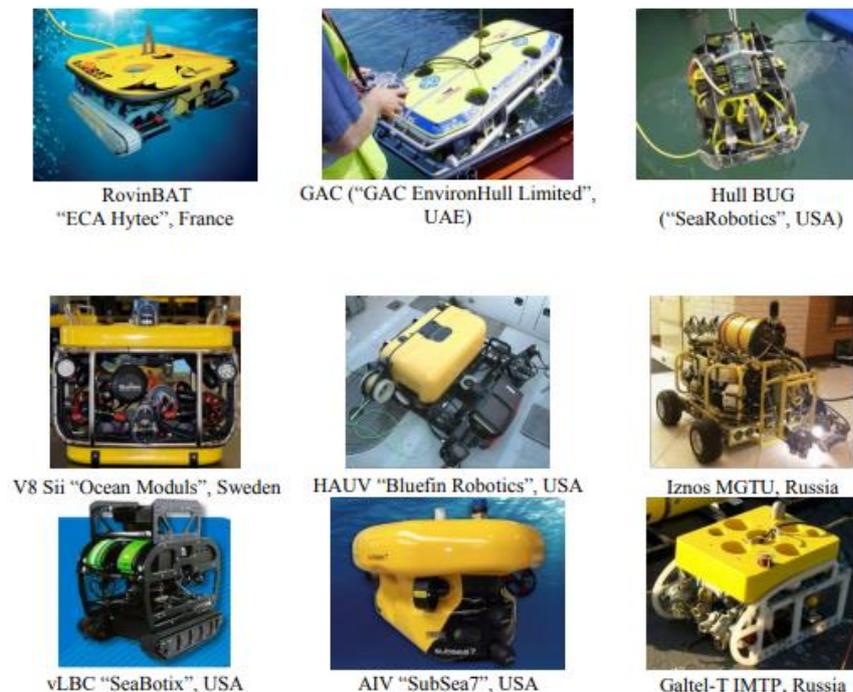


Figura 21. ROV para inspección de casco

Fuente: Kostenko, Bykanova, yTolstonogov (2019)

En el caso de la limpieza mecánica, es posible eliminar grandes cantidades de excrecencias, localizadas también en superficies grandes. Para ello se utilizan unos cepillos especiales con acondicionamiento hidráulico, que por otra parte, presentan desventajas, como es la elevada probabilidad de que pueda dañarse el recubrimiento, la fragilidad de la herramienta de limpieza, el elevado coste de la energía necesaria para el proceso de limpieza o la complejidad de ésta cuando se trata de limpiar cascos con una gran curvatura (Kostenko, Bykanova, y Tolstonogov, 2019).



*Figura 22. Diferentes tipos de limpieza mecánica*

Fuente: Kostenko, Bykanova, y Tolstonogov (2019)

Por su parte, la limpieza hidrodinámica, que se muestra en la figura 23, es considerado como el mejor mecanismo de limpieza para las excrecencias leves, especialmente porque permite conservar o no dañar, el recubrimiento. Se trata de una técnica que utiliza chorros de agua aplicados a una presión elevada para provocar un efecto de cavitación. Además, es posible usar, tanto agua de mar, como agua dulce y sus efectos, reducen la frecuencia de limpieza al propiciar un crecimiento más lento de las excrecencias biológicas (Kostenko, Bykanova, y Tolstonogov, 2019).



*Figura 23. Tipos de limpieza hidrodinámica de buques*

Fuente: Kostenko, Bykanova, y Tolstonogov (2019)

La limpieza con láser emplea un láser de barrido en la superficie del barco y, frente a los otros dos tipos de limpieza, cuenta con una serie de ventajas (Kulchin et al., 2015, como se citó en Kostenko et al., 2019):

- Posibilidad de seleccionar la zona a tratar.
- Mayor control del proceso gracias a la programación y ajuste del software y los parámetros de radiación.
- Resultados óptimos.

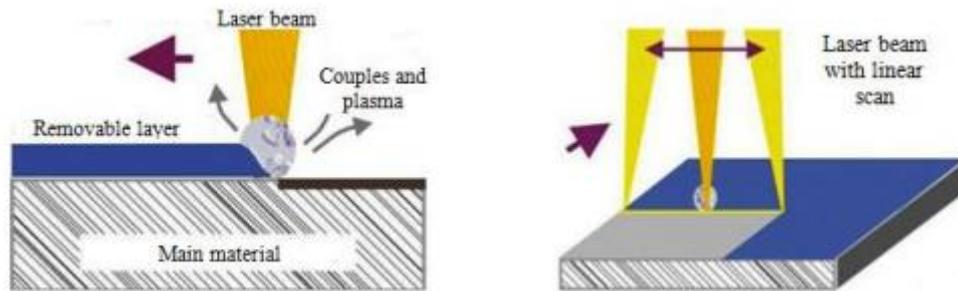


Figura 24. Implementación de la limpieza láser

Fuente: Kostenko, Bykanova, y Tolstonogov (2019)

## 5.2 Limpiezas proactivas

Las revisiones puede definirse como la limpieza frecuente y cuidadosa del revestimiento del casco de un buque, cuando está en puerto o inactivo, para evitar el establecimiento de las incrustaciones. Al respecto, el trabajo elaborado por Tribou y Swain (2015) mostró cómo el aseo, es una medida eficaz para evitar la posterior adherencia. Emplearon un cepillo giratorio de cinco cabezales sobre epoxi, cobre ablativo y dos revestimientos de liberación de incrustaciones (FR) de silicona. Los resultados mostraron que el aseo redujo las incrustaciones en todas las superficies y fue capaz de evitar el ensuciamiento en los revestimientos de cobre ablativo y FR cuando se realizó semanalmente.

Los resultados de su trabajo permitieron comprobar que la fuerza aplicada a través de los cepillos fue suficiente para eliminar los organismos que presentaban una adhesión mínima (gráfico 3).

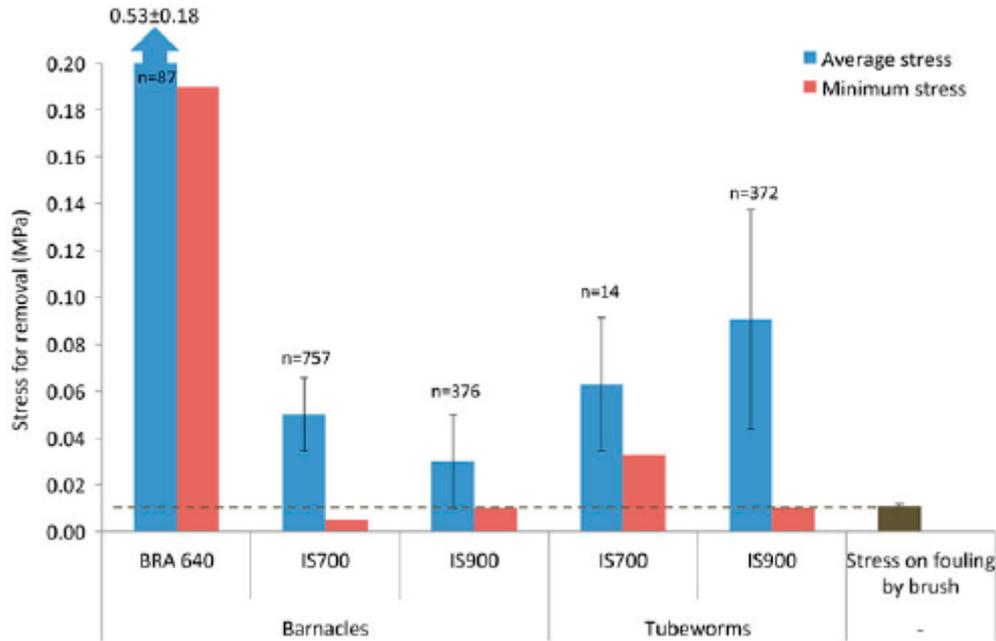


Gráfico 3. Comparación del estrés promedio impartido a los organismos incrustantes por el cepillo de aseo con el promedio y el mínimo adhesión de percebes y gusanos tubícolas

Fuente: Tribou y Swain (2015)

La fuerza necesaria para eliminar percebes es lineal respecto del área de fijación, en el caso de los percebes de más de 5 mm de diámetro.

Cuando el esfuerzo cortante promedio ( $0.011 \pm 0.001$  MPa) generado por la herramienta de limpieza fue comparado con las tensiones de adhesión requeridas para eliminar incrustaciones duras, se comprueba que la fuerza infringida por el cepillo, no es suficiente para eliminar las incrustaciones.

Por tanto, los cepillos pueden eliminar con éxito los residuos mínimamente adheridos (percebes de IS700 e IS900), y en menor medida, los gusanos tubícolas (IS900). Sin embargo, otra de las evidencias, en este caso más importante, es que el aseo frecuente permite controlar los revestimientos AF gracias al cobre y a la silicona, en condiciones estáticas. Así, el aseo semanal con ensuciamiento controlado en Intersleek® 700 y 900, y BRA640, muestra grandes diferencias entre las superficies saneadas y las que no lo estaban. Por esta razón, los autores concluyen que “un acicalamiento más frecuente o un comportamiento más agresivo del cepillo giratorio, pueden provocar mejoras y hacer de este aseo proactivo, una medida respetuosa con el medio ambiente, y capaz de controlar las bioincrustaciones.

## 5.3 Pinturas antifouling

El mercado de pinturas antifouling o pinturas y tratamientos superficiales empleados para prevenir o inhibir el asentamiento y crecimiento de organismos marinos en superficies sumergidas, puede clasificarse en función del modo o del mecanismo de actuación.

El objetivo de estas pinturas es el de crear una superficie que libere biocida continuamente en la interfaz del sustrato del agua. Se han desarrollado recubrimientos adhesivos, aunque en los últimos años han experimentado un mayor auge los recubrimientos no biocidas, conocidos como *fouling release* que, logran reducir la fuerza de adhesión de los organismos, lo que facilita que puedan ser removidos, retirados o incluso, que se desprendan con facilidad gracias al movimiento del agua o por el movimiento del buque en el agua (Thompson Clarke Shipping Pty et al., 2021).

### 5.3.1 Biocidas antiincrustantes

Pocos biocidas tienen a la vez la capacidad de ser efectivos y seguros. El mercurio, el arsénico y los compuestos derivados de éstos, junto a los organoestaños, eran ejemplos de sustancias antiincrustantes efectivas, pero inaceptables por los riesgos ambientales y para la salud humana. Este hecho hace que, en el momento actual, la lista de sustancias antiincrustantes efectivas, se haya visto reducida, pues además deben ser respetuosas con el medio ambiente.

Por ejemplo, la *Australian Pesticides and Veterinary Medicines Authority* (APVMA) incluye en su lista de sustancias permitidas el cobre metálico, el óxido cuproso, el iocianato cuproso, el clorotalonil, el diurón, el dicloro-octilisotiazolina, tiram, óxido de zinc, piritona de zinc y zineb.

Como refuerzo de los compuestos de cobre, además se emplean los biocidas orgánicos, cuyo objetivo es mejorar el espectro activo de los compuestos de cobre.

### 5.3.2 Pinturas de matriz soluble

Las pinturas de matriz soluble o pinturas antiincrustantes de asociación libre, son pinturas que mezclan el biocida con la propia pintura. Para mejorar su efectividad, el biocida se libera de manera constante. En las pinturas de matriz soluble el aglutinante de la pintura debe ser poco soluble, para disolverse lentamente y permitir la liberación del biocida.

Estas pinturas, generalmente, se fabricaban con el producto natural colofonia de madera. Sin embargo, plantean un importante inconveniente, y es que las limitaciones que plantea el

propio proceso de disolución hacen que su efectividad temporal se sitúe entre los 18 meses y los 2 años.

### 5.3.3 Pinturas de lixiviación por contacto

Las pinturas de lixiviación por contacto, o pinturas de carreras duras o de larga duración, también son de asociación libre, aunque en este caso, presentan una matriz insoluble. La liberación del biocida tiene lugar gracias al alto contenido o elevada concentración de biocida, lo que permite asegurar que las partículas de biocida entren en contacto a través de la película de pintura. La liberación de biocida superficial hace que se creen microcanales que permiten la liberación de biocida en el revestimiento, de una forma más profunda. Sin embargo, las tasas de liberación de biocidas disminuyen exponencialmente con el tiempo, y la vida útil se limita a periodos que no superan los 18 meses.

### 5.3.4 Pinturas ablativas

Son fundamentalmente pinturas de matriz soluble con mejoras de solubilidad, gracias a las cuales es posible alargar el periodo de efectividad hasta los 36 meses. La tecnología de agotamiento del polímero controlada es un ejemplo de este tipo de pinturas. La diferencia clave entre las pinturas ablativas y las verdaderas pinturas autopulimentantes es que el mecanismo ablativo sigue siendo la hidratación y la disolución, y no la hidrólisis.

### 5.3.5 Pinturas copoliméricas autopulimentantes

Las pinturas de copolímero de organoestaño, fabricadas a base de metacrilato de tributilestaño, fueron los primeros revestimientos antiincrustantes de copolímero (SPC). Estos difieren de todos los tipos anteriores en que el copolímero actúa tanto, como matriz de pintura, como biocida. Cuando se sumerge en el agua de mar, la unión entre el resto de organoestaño y el acrilato, se escinde por hidrólisis, lo que permite que el biocida de organoestaño sea liberado en el agua. El esqueleto de polímero residual se disuelve en el agua y muestra una nueva capa de superficie activa. Gracias a este proceso químico, se logra por una parte, la liberación constante del biocida y también que permite alisar la superficie de la pintura, mejorando el rendimiento del barco.

Con la aplicación correcta, los sistemas de recubrimiento SPC de organoestaño pueden proporcionar un periodo de eficacia antiincrustante de 5 años o más. Los recubrimientos autopulimentables sin estaño se fabrican en la actualidad, a base de cobre, zinc y acrilato de sililo. A diferencia de los organoestaños SPCs, estos copolímeros no generan suficiente

biocida para ser efectivos, por lo que son incorporados como biocidas de óxido cuproso y de refuerzo en las formulaciones. A pesar de ello, el tiempo de eficacia antiincrustante, puede alcanzar los 5 años, o superarlos.

Además, la tasa de pulido de los recubrimientos SPC se puede variar para maximizar la efectividad en buques con diferentes velocidades de operación y actividad. Por ejemplo, se aplican sistemas más suaves (pulido rápido) a recipientes lentos o de baja actividad, mientras que los sistemas más duros (pulido lento) se utilizan en recipientes rápidos o de alta actividad.

También se han formulado recubrimientos de copolímeros autopulimentables libres de biocidas, en los que un compuesto no tóxico es sustituido por el biocida ligado al copolímero. El objetivo de éstos es crear una superficie activa y pulidora que sería demasiado inestable para que las incrustaciones permanezcan adheridas.

### 5.3.6 Cobre, aleaciones y resinas de cobre

El metal de cobre permite liberar iones de cobre durante el periodo que el buque permanece sumergido en el agua de mar a una velocidad que, puede llegar a inhibir la fijación de las incrustaciones. Por esta razón, fue una de las primeras medidas o métodos efectivos de tratamiento antifouling empleados en los veleros de madera.

Las láminas de cobre no se usan en la actualidad por motivos derivados de la durabilidad, pero sí se emplean, por las propiedades antiincrustantes, las aleaciones de cobre y níquel en proporciones de 70/30 o 90/10, en forma de hojuelas de cobre con resinas epoxi, o en mezclas de formulaciones de pintura.

### 5.3.7 Recubrimientos antiincrustantes

Los recubrimientos antiincrustantes no contienen biocidas antiincrustantes activos, pero su efecto depende de las características de la superficie, que es el factor que influye en la fuerza de adhesión del ensuciamiento.

La liberación de incrustaciones o remoción, se logra, bien por el propio movimiento de la embarcación, o bien por las tareas de limpieza. No obstante, algunos recubrimientos pueden inhibir las incrustaciones o la fijación de éstas, lo cual resulta útil en el caso de las embarcaciones que tienen una baja actividad.

Al respecto, los sistemas basados en teflón (PTFE o politetrafluoroetileno), fueron los primeros en liberar incrustaciones, pero en el momento actual, dada su efectividad, se emplean con más frecuencia los sistemas basados en silicona.

### 5.3.8 Superficies disuasorias

Son superficies que impiden el establecimiento de incrustaciones por medios químicos o físicos, y que, dadas sus características, presentan una serie de ventajas orientadas al respecto del medio ambiente.

Estudios sobre mecanismos antiincrustantes en organismos marinos han puesto de manifiesto que, algunos metabolitos secundarios actúan como disuasivos de ensuciamiento, como es el caso de los tratamientos biocidas y antifouling basados en estos productos “naturales”, y que en estos momentos se encuentran en desarrollo. Esta técnica se basa en la idea de que precisamente, son algunas especies marinas y organismos, los que previenen el asentamiento de otras especies, gracias a la síntesis de los metabolitos secundarios. Un estudio empírico que avala esta afirmación, es el desarrollado por Puentes et al., (2014), en el que constataron que las seis especies utilizadas en el estudio, presentaron actividad antifouling. De hecho, teniendo en cuenta que solo se empleó la fracción orgánica de los extractos de *Agelastubulata*, *Myrmekiodermagyroderma*, *Oceanapiapeltata*, *Aplysinalacunosa*, *Neopetrosia* próxima, y *Holothuriaglaberrima*, es plausible entender que los metabolitos bioactivos, que se encuentran presentes en una fracción acuosa, pueden generar interacciones sinérgicas entre los metabolitos, y por tanto, la *Myrmekioderma* esponja giroderma, que en este trabajo no mostró actividad anti-incrustante, podría ser de utilidad.

En la misma línea se encuentra el estudio publicado por Dahms y Dobretsov (2017), que se basan en la capacidad de las macroalgas marinas para producir metabolitos biológicamente activos, ya usados en antibióticos, agentes inmunodepresores, antiinflamatorios, citotóxicos, o productos cosméticos. Otra de las capacidades de estas algas, es la de permanecer limpias por largos periodos de tiempo, capacidad que hace pensar en que tienen un fuerte potencial antiincrustante. A partir del aislamiento de compuestos biogénicos y la determinación de su estructura, es posible proporcionar nuevas vías de desarrollo de pinturas antiincrustantes respetuosas con el medio ambiente (Dahms y Dobretsov, 2017).

## 5.4 Sistemas antifouling por ultrasonidos

Pese a que el tratamiento de las bioincrustaciones más desarrollado y utilizado son las pinturas antiincrustantes, que tratan de evitar su propagación y crecimiento, en algunos casos pueden presentar efectos adversos para el medio ambiente. Entre las alternativas viables o no tóxicas, se encuentran los métodos de aireación, consistentes en la aplicación de aire comprimido distribuido alrededor de la superficie mojada, aunque su aplicación conlleva algunas limitaciones técnicas (Scardino et al., 2009; Bullard et al., 2010).

Ante esto, los sistemas de ultrasonidos han venido alcanzando una mayor desarrollo al resultar más respetuosos con el medio ambiente, a priori, pues como se expone más adelante, pueden generar interferencias en las comunicaciones de los mamíferos marinos. Los métodos acústicos para el control de las bioincrustaciones comenzaron a emplearse en la década de los años ochenta del siglo pasado. Se trata de generadores de señales dotados de amplificadores de potencia y transductores piezoeléctricos o proyectores que, a través de señales amplificadas, emiten ondas acústicas en el agua, provocando vibraciones en el casco de los buques (Park y Lee, 2017). Los métodos pueden clasificarse en dos tipos según la gama de frecuencias de la señal, esto es, audibles (20 Hz-20 kHz) y ultrasónicos (>20 kHz) (Legg et al. 2015).

Pese a que es uno de los medios relativamente más extendidos, los resultados tampoco son enteramente satisfactorios, si se tienen en cuenta las conclusiones de algunas de las investigaciones científicas publicadas. Por ejemplo, Choi et al., (2013) observaron que la disuasión del asentamiento de percebes aumentaba con la frecuencia de vibración. De hecho, Stanley et al., (2014) constataron que el ruido de los buques con frecuencias en torno a los 30 Hz y 2 Khz, podría estimular la acumulación de incrustaciones en lugar de prevenirlas.

Por otra parte, se ha demostrado que el vapor generado por la cavitación es capaz de lesionar células o dañar organismos. Por tanto, la eficacia de los ultrasonidos se degrada con el aumento de la frecuencia. Investigaciones como la elaborada por Kitamura et al (1995) mostraron que a partir de tres frecuencias (19,5, 28 y 50 kHz), la más baja (19,5 kHz), es la que presenta mayor eficacia para provocar la inhibición del asentamiento de las larvas.

Entre los efectos negativos antes mencionados, como es el caso del impacto negativo en la fauna marina, el trabajo de Trickey et al., (2022), muestra que el ruido antropogénico puede alterar el comportamiento y causar perturbaciones de corto a largo plazo con posibles consecuencias a nivel de población, particularmente para animales con un rango geográfico limitado. En esta investigación, centrada en el análisis de los sistemas ultrasónicos instalados en embarcaciones turísticas situadas en la isla de Guadalupe (México), se constató la reducción de la presencia de ballenas cupidas de Cuvier en la población residente en la zona, como resultado de la alteración de “los paisajes sonoros a escala global y local” (Trickey et al., 2022, p. 1).

## 6 Discusión y conclusiones

Tras la investigación realizada se constatan, una serie de hechos especialmente relevantes. La medición del rendimiento de los barcos y su relación con el biofouling, es un desafío debido a la gran variedad de tipos de barcos y las condiciones en las que deben operar. Son múltiples los factores que deben ser estudiados para cuantificar los efectos negativos de las bioincrustaciones en el tráfico marítimo, pues a lo anterior (variedad de embarcaciones, tipo de transportes, características de los trayectos, etc.), se sumala variedad biológica que puede dar lugar a la aparición de biofouling.

En cualquier caso, los efectos de este fenómeno, difícilmente cuantificables por la dimensión de los mismos, y el hecho de que apenas hayan sido analizados, nos permite concluir que la comunidad naviera puede haber subestimado históricamente el impacto de las bioincrustaciones. De hecho, las medidas propuestas para acabar con dichas bioincrustaciones, se han orientado más a su eliminación, que a la eliminación de éstas protegiendo el medio ambiente, y por tanto, ello ha obligado a poner en marcha mecanismos de corrección y regulación del uso de estos materiales, que resultan insatisfactorios y lentos en su aplicación, además de no ser uniformes en cuanto a los países adheridos a los mismos, o a la obligatoriedad de las buenas prácticas. En este aspecto, el regulatorio, existen grandes oportunidades de mejora del proceso.

También existe un largo camino por recorrer en cuanto a la investigación, pues solo en algunas publicaciones se ha observado una tendencia reciente a desarrollar mecanismos, en primer lugar de prevención, y en segundo lugar, no invasivos o capaces de generar otros problemas. Este es el caso del uso de los metabolitos secundarios, que actúan como disuasivos de las incrustaciones, y la fabricación de biocidas y antifouling a partir de productos naturales. Esta nueva línea de investigación, por otra parte, podría estar desarrollada o potenciado su desarrollo por la propia normativa de gestión del biofouling, pues se ha observado una carencia de apoyo por parte de las administraciones, que de producirse, podría hacer avanzar la solución de este problema.

En general, se detecta una infravaloración de los efectos derivados de la bioincrustación, pues aunque existen estudios sobre sus consecuencias medioambientales, económicas, etc., que en algunos casos proporcionan aproximaciones monetarias de este fenómeno, lo cierto es que no se han localizado investigaciones que aborden el problema en su dimensión más amplia. Con ello, nos referimos al análisis de las consecuencias económicas de la bioincrustación en el transporte, entre las que se debe incluir, además del gasto de

combustible adicional, el coste de la limpieza de los barcos, el repintado de éstos, y los costes de investigación del propio fenómeno.

Por otra parte, y desde la perspectiva de la regulación, se evidencia la necesidad de realizar un esfuerzo mayor por aglutinar los esfuerzos de los diferentes países afectados, crear una normativa de obligado cumplimiento y con carácter global, pues en la actualidad dicha normativa es más sectorial o local, y no tiene un carácter uniforme. Es preciso desarrollar una normativa que obligue a todos los países a desarrollar políticas preventivas y también estrategias comunes de eliminación y tratamiento de las bioincrustaciones, que además, sean respetuosas con el medio ambiente.

Sería necesario implementar dos medidas urgentes. Por una parte, la aprobación e implementación de una regulación global de obligado cumplimiento por todos los países. Y, por otro lado, el aumento de la investigación, desarrollo e innovación de nuevas técnicas que mejoren la protección del medio ambiente, fomentando la prevención y minimizando la necesidad de eliminación posterior. Todo ello puede dar como resultado una mejora de la eficiencia del transporte marítimo, y una mayor protección del medio marino.

Es por ello por lo que, en investigaciones futuras, puede resultar de gran interés abordar este análisis, en pro de lograr una comparación de los costes asociados a su eliminación, y la inversión en proyectos de investigación que puedan lograr una solución preventiva más eficaz, más allá de los nuevos medios de eliminación de las bioincrustaciones.

## 7 Bibliografía

Abarzua, S., y Jakubowski, S. (1995). Biotechnological investigation for the prevention of biofouling. I. Biological and biochemical principles for the prevention of biofouling. *Marine Ecology Progress Series*, 123: 301-312.

Albitar H, Dandan K, Ananiev A, Kalaykov I (2016) Underwater Robotics: Surface Cleaning Technics, Adhesion and Locomotion System International. *Journal of Advanced Robotic Systems* 1-13. Doi:10.5772/62060.

Alonso, J. V. (2011). *Evaluación de efectos de biocidas contenidos en recubrimientos "antifouling" (AF coatings) en ecosistemas marinos*. E.T.S.I. Minas (UPM). Disponible en <https://oa.upm.es/33952/>

- Anil A. C., Patil J. S., Mitbavkar S., D'Costa P. M., D' Silva S., Hedge S. y Naik R. (2006). Role of diatoms in marine biofouling. *Recent Advances on Applied Aspects of Indian Marine Algae with Reference to Global Scenario*, 1, Tewari.
- Atlar, M. (2008) *An update on marine antifoulings. 25th ITTC Group Discussions 3 – Global Warming and Impact on ITTC Activities*, Fukuoka.
- Baier, R. (1970) Surface properties influencing bacterial adhesion. En Manly, R. (Ed.) *Adhesion in biological systems*. New York, Academic Press, Inc.
- Bakker, D., Klijnsma, J., Busscher, H. & Van Der Mei, H. (2003) The Effect of Dissolved Organic Carbon on Bacterial Adhesion to Conditioning Films Adsorbed on Glass from Natural Seawater Collected during Different Seasons. *Biofouling*, 19, 391–397.
- Benner, R., Pakulski, J. D., McCarthy, M., Hedges, J. I. y Hatcher, P. G. (1992) Bulk chemical characteristics of dissolved organic matter in the ocean. *Science*, 255, 1561–1564.
- Brady, R. F. y Singer, I. L. (2000) Mechanical factors favoring release from fouling release coatings. *Biofouling*, 15, 73–81.
- Broberg K., J., y L Meyer, R. (2008). Antifouling enzymes and the biochemistry of marine settlement, *Biotechnol Adv.*, 26(5):471-81. Doi: 10.1016/j.biotechadv.2008.05.005
- Bullard SG, Shumway SE, Davis CV. (2010). The use of aeration as a simple and environmentally sound means to prevent biofouling. *Biofouling*. 26:587–593. Doi:10.1080/08927014.2010.496038.
- Camesano, T. A., Liu, Y. T. y Datta, M. (2007) Measuring bacterial adhesion at environmental interfaces with single-cell and single-molecule techniques. *Advances in Water Resources*, 30, 1470–1491.
- Cao, S., Wang, J., Chen, H. et al. (2011). Progress of marine biofouling and antifouling technologies. *Chin. Sci. Bull.* 56, 598–612 (2011). Doi: <https://doi.org/10.1007/s11434-010-4158-4>
- Chambers, L.D., Stokes, K.R., Walsh, F.C., y Wood, R.J.K. (2009). Modern approaches to marine antifouling coatings. *Surface & Coatings Technology* 201, 3642–3652. Doi: 10.1016/j.surfcoat.2006.08.129.
- Characklis, W. G. (1990) Microbial biofouling, Biofilms, Wiley Series in *Ecological and Applied Microbiology*, pp. 195-231.

- Choi CH, Scardino AJ, Dylejko PG, Fletcher LE, Juniper R. (2013). The effect of vibration frequency and amplitude on biofouling deterrence. *Biofouling*. 29:195–202. Doi:10.1080/08927014.2012.760125.
- Cifuentes M, Kamlah C, Thiel M, Lenz M, Wahl M. (2007). Effects of temporal variability of disturbance on the succession in marine fouling communities in northern-central Chile. *J Exp Mar Biol Ecol*. 352:280–294.
- Comisión Europea (2014). *Prevention and detection of fouling on ship hulls. Final Report Summary - CLEANSHIP (Prevention and detection of fouling on ship hulls)*. Disponible en <https://cordis.europa.eu/project/id/312706/reporting> (ref. de 12 de enero de 2023).
- Conn JFC, Lackenby H, Walker WP. (1953). Resistance experiments on the Lucy Ashton. *Trans INA.*, 95:350 – 436.
- Cooksey K. E. (1981). Requirement for calcium in adhesion of a fouling diatom to glass. *Applied and Environmental Microbiology*, 41: 1378–1382.
- D3623 A. (1994). Standard Test Method for Testing Antifouling Panels in Shallow Submergence.
- Dafforn, KA., Lewis, J A., y Johnston, E.L. (2011). Antifouling strategies: History and regulation, ecological impacts and mitigation. *Marine Pollution Bulletin*, 62, 453–465. Doi: 10.1016/j.marpolbul.2011.01.012.
- Dahms HU, Dobretsov S. (2017) Antifouling Compounds from Marine Macroalgae. *Mar Drugs.*, 15(9):265. Doi: 10.3390/md15090265.
- Davidson, I. C., Scianni, C., Minton, M. S., y Ruiz, G. M. (2018). A history of ship specialization and consequences for marine invasions, management and policy. *Journal of Applied Ecology*, 55: 1799– 811. Doi: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13114>.
- Davis, H. F. D. (1930). The Increase in SHP and RPM due to Fouling. *Journal of the American Society of Naval Engineers*, 42, 155-166.
- Deshler, A. A. (2018). Biofouling impacts on the environment and ship energy efficiency. *World Maritime University Dissertations*. Disponible en [https://commons.wmu.se/cgi/viewcontent.cgi?article=1616&context=all\\_dissertations](https://commons.wmu.se/cgi/viewcontent.cgi?article=1616&context=all_dissertations) (ref. de 12 de enero de 2023).
- Epstein N (1981) Fouling: technical aspects. En Somerscales EFC, Knudsen JG (eds) *Fouling of heat transfer equipment*. Hemisphere, Washington, 31–53.

Estévez-Calvar, N., Gambardella, C., Miraglia, F., Pavanello, G., Greco, G., Faimali, M., Garaventa, F. (2018). Potential use of an ultrasound antifouling technology as a ballast water treatment system. *Journal of Sea Research*, 133, 115-123. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.seares.2017.04.007>.

Finlay J. A., Callow M. E., Ista L. K., Lopez G. P. y Callow J. A. (2002). The influence of surface wettability on the adhesion strength of settled spores of the green alga *Enteromorpha* and the diatom *Amphora*. *Integrative and Comparative Biology*, 42: 1116–1122.

Fleming, H.C. (1995). Was it Biofouling? Microbial Biofouling: Unsolved Problems, Insufficient Approaches, and Possible Solutions. En H.C. Fleming, et al. (eds). *Biofilm Highlights*, Springer Series on Biofilms 5. Doi: 10.1007/978-3-642-19940-0\_5.

Fleming, H.C: (2002). Biofouling in water systems cases, causes, countermeasures. *ApplEnvirBiotechnol* 59:629–640.

Fleming, H.C. (1991). Biofouling in water treatment. *Biofouling and Corrosion in Industrial Systems*. Ed. Springer-Verlag, 47-80.

Floerl O, Inglis GJ. (2005). Starting the invasion pathway: the interaction between source populations and human transport vectors. *Biol Invasions*. 7:589–606.

GloFouling, Global Industry Alliance (2022b). *Compilation and Comparative Analysis of Existing and Emerging Regulations, Standards and Practices Related to Ships' Biofouling Management*. Disponible en <https://www.imo.org/en/OurWork/Environment/Pages/Biofouling.aspx> (ref. de 11 de marzo de 2023).

GloFouling, Global Industry Alliance (2022a). *Analysing the Impact of Marine Biofouling on the Energy Efficiency of Ships and the GHG Abatement Potential of Biofouling Management Measures*. Disponible en <https://www.marineinsight.com/shipping-news/new-imo-report-on-biofouling-management-fuel-efficiency-and-ghg-emissions-outlines-important-findings/> (ref. de 14 de enero de 2023).

Graham L. E., y Wilcox L. W. (2000). *Algae*. Prentice Hall.

Graham, M. V., y Cady, N.C. (2014). Nano and Microscale Topographies for the Prevention of Bacterial Surface Fouling. *Coatings*, 4, 37-59. Doi: 10.3390/coatings4010037.

Granville PS. (1958). The Frictional Resistance and Turbulent Boundary Layer of Rough Surfaces. *SNAME-JSR-1958-2-4-52*;:2:52-74.

Grossart, H. P., Tang, K. W., Kiørboe, T. y Ploug, H. (2007) Comparison of cell-specific activity between free-living and attached bacteria using isolates and natural assemblages. *FEMS Microbiology Letters*, 266, 194–200.

Harder, T., Lau, S. C. K., Dahms, H. U. y Qian, P. Y. (2002) Isolation of bacterial metabolites as natural inducers for larval settlement in the marine polychaete *Hydroides elegans* (Haswell). *Journal of Chemical Ecology*, 28, 2029–2043.

Harder, T., y Yee, L.H. (2009). Bacterial adhesion and marine fouling, En *Advances in marine antifouling coatings and technologies*, 113-131. Woodhead Publishing.

Haslbeck EG, y Bohlander GS. (1992). *Microbial biofilm effects on drag-lab and field*. Navalsurface warfare centercarderock div annapolis MD.

Hiraga, Y. (1934). Experimental investigations on the resistance of long planks and ships. *Zosen Kiokai*, 55, 159-199.

Holland R, Dugdale TM, Wetherbee R, Brennan AB, Finlay JA, Callow JA, Callow ME. (2004). Adhesion and motility of fouling diatoms on a silicone elastomer. *Biofouling*. 20:323–329.

Holm E, Schultz M, Haslbeck E, Talbott W, Field A. (2004). Evaluation of hydrodynamic drag on experimental fouling-release surfaces, using rotating disks. *Biofouling*, 20:219-26.

Hopkins GA, Prince M, Cahill PL, Fletcher LM, Atalah J. (2016). Desiccation as a mitigation tool to manage biofouling risks: trials on temperate taxa to elucidate factors influencing mortality rates. *Biofouling*. 32:1–11.

Hunsucker KZ, Koka A, Lund G, Swain G. (2014). Diatom community structure on in-service cruise ship hulls. *Biofouling*. 30:1133–1140.

Hunsucker KZ, Ralston, E., Gardner, H., Swain, G. (2019b). Specialized Grooming as a Mechanical Method to Prevent Marine Invasive Species Recruitment and Transport on Ship Hulls. En Makowski, C., Finkl, C. (eds) *Impacts of Invasive Species on Coastal Environments*. Coastal Research Library, vol 29. Springer, Cham. Doi: [https://doi.org/10.1007/978-3-319-91382-7\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-319-91382-7_7)

Hunsucker, K.Z., Gardner, H., Lieberman, K., y Swain, G. (2019a). Using hydrodynamic testing to assess the performance of fouling control coatings. *Ocean Engineering* 194. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2019.106677>.

IMO y GloFouling (2022). Preliminary results Impact of Ships' Biofouling on Greenhouse Gas Emissions. Disponible en

<https://wwwcdn.imo.org/localresources/en/MediaCentre/Documents/Biofouling%20report.pdf>  
(ref. de 14 de marzo de 2023).

Izubuchi, T. (1934). Increase in hull resistance through ship bottom fouling. *Zosen Kiokai*, 55.

Kempf G. (1937). On the effect of roughness on the resistance of ships. *Trans INA.*, 79:109–19.

Kitamura H, Takahashi K, Kanamaru D. (1995). Inhibitory effect of ultrasonic waves on the larval settlement of the barnacle, *Balanus amphitrite* in the laboratory. *Marine fouling*. 12:9–13. Doi:10.4282/sosj1979.12.9.

Kostenko, VV., Bykanova, A Y., Tolstonogov, AY. (2019). Underwater Robotics Complex for Inspection and Laser Cleaning of Ships from Biofouling. *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science* 272, 022103. Doi: 10.1088/1755-1315/272/2/022103.

Lagos ME, White CR, Marshall DJ. (2016). Biofilm history and oxygen availability interact to affect habitat selection in a marine invertebrate. *Biofouling*. 32:645–655.

Leary DH, Li RW, Hamdan LJ, Hervey WJ IV, Lebedev N, Wang Z, Deschamps JR, Kusterbeck AW, Vora GJ. (2014). Integrated metagenomic and metaproteomic analyses of marine biofilm communities. *Biofouling*. 30:1211–1223.

Lebret, K., Thabard, M., y Hellio, C. (2009). Algae as marine fouling organisms: adhesion damage and prevention. En *Advances in marine antifouling coatings and technologies*, 80–112. Woodhead Publishing.

Legg M, Yücel MK, Garcia de Carellan I, Kappatos V, Selcuk C, Gan TH. (2015). Acoustic methods for biofouling control: a review. *Ocean Eng.* 103:237–247. Doi:10.1016/j.oceaneng.2015.04.070.

Lewthwaite J, Molland A, Thomas K. (1985). An investigation into the variation of ship skin frictional resistance with fouling. *Royal Institution of Naval Architects Transactions*, 127.

Li YF, Guo XP, Chen YR, Ding DW, Yang JL. (2016). Comparative analysis of biofilm community on different coloured substrata in relation to mussel settlement. *J Mar Biol Assoc UK*. 1–9

Loeb G, Laster D, Gracik T. (1984). The influence of microbial fouling films on hydrodynamic drag of rotating discs. In: JD C, R T, editors. *Marine biodeterioration: an interdisciplinary study*. Annapolis (MD): Naval Institute Press, 88–94.

Maggs C. A. y Callow M. E. (2003). Algal spores, version 1.0. En: *Encyclopedia of Life Sciences*. London: Nature Publishing Group, 1–6.

Man, H L, Yu D P, Hyung G P, Won C P, Sinpyo H, Kil S L and Ho H C (2012) Hydrodynamic design of an underwater hull cleaning robot and its evaluation International. *Journal of Naval Architecture and Ocean Engineering*, 4,335-352.

Murrant, K., Kennedy, A., Pallard, R., Montrose, M. (2019). *Effects of Hull and Propeller Cleaning on Propulsion Efficiency of an Offshore Patrol Vessel*. 4th Hull Performance & Insight Conference (HullPIC'19), Gubbio.

Norma ISO 13073-1:2012. Embarcaciones y tecnología marina. Evaluación de riesgos de los sistemas antiincrustantes de los buques. Disponible en <https://www.iso.org/standard/52601.html> (ref. de 12 de marzo de 2023).

Norma ISO 19030-1:2016. Barcos y tecnología marina. Medición de los cambios en el rendimiento del casco y la hélice. Disponible en <https://www.iso.org/standard/63774.html> (ref. de 12 de marzo de 2023).

Norma ISO 8501-1 :2007. Preparación de sustratos de acero antes de la aplicación de pinturas y productos relacionados. Evaluación visual de la limpieza de la superficie. Parte 1: Grados de oxidación y grados de preparación de sustratos de acero sin recubrir y de sustratos de acero después de la eliminación total de los recubrimientos anteriores. Disponible en <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:8501:-1:ed-2:v1:en> (ref. de 12 de marzo de 2023).

Norma ISO 8502-9. Preparación de sustratos de acero antes aplicación de pinturas y afines productos - Pruebas para la evaluación de limpieza de superficies - Parte 9: Método de campo para la conductimetría. Determinación de sales solubles en agua. Disponible en <https://cdn.standards.iteh.ai/samples/73863/e75cf9a25c014b628e7cb89da1589f87/ISO-8502-9-2020.pdf> (ref. de 12 de marzo de 2023).

Park, JS., Lee, JH (2017): Sea-trial verification of ultrasonic antifouling control, *Biofouling*. Doi: 10.1080/08927014.2017.1409347.

Parlamento Europeo (2003). Reglamento (CE) n° 782/2003 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 14 de abril de 2003, relativo a la prohibición de los compuestos organoestánicos en los buques. Disponible en <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/HTML/?uri=CELEX:32003R0782&from=NL> (ref. de 12 de marzo de 2023).

Price, D.M.; Robert, K.; Callaway, A.; Lo Iacono, C.; Hall, R.A.; Huvenne, V.A.I. (2019) Using 3D photogrammetry from ROV video to quantify cold-water coral reef structural complexity and investigate its influence on biodiversity and community assemblage. *Coral Reefs*, 38, 1007–1021.

- Puentes, C., Carreño, K., Santos-Acevedo, M., Gómez-León, J., García, M., Pérez, M., Stupak, M., Blustein, G. (2014). Anti-fouling Paints Based on Extracts of Marine Organisms from the Colombian Caribbean. *Ship Science & Technology*, 8(15), 75-90.
- Ralston EA, Swain GW. (2014). The ghost of fouling communities past: the effect of original community on subsequent recruitment. *Biofouling*. 30:459–471.
- Salta, M., Chambers, L., Wharton, J., Wood, R., Briand, J.F., Blache, Y., y Stoks, K. (2009). Marine fouling organisms and their use in antifouling bioassays: an overview of their diversity. *Biofouling*.25(4):297-311. Doi: 10.1080/08927010902745316.
- Scardino AJ, Fletcher LE, Lewis JA. (2009). Fouling control using air bubble curtains: protection for stationary vessels. *Journal of Marine Engineering & Technology*. 8:3–10. Doi:10.1080/20464177.2009.11020214.
- Schultz M, Swain G. (1999). The effect of biofilms on turbulent boundary layers. *Journal of Fluids engineering*, 121:44-51.
- Schultz MP. (2000). Turbulent boundary layers on surfaces covered with filamentous algae. *Journal of fluids engineering*, 122:357-63.
- Schultz MP. (2004). Frictional resistance of antifouling coating systems. Transactions of the ASME-I-*Journal of Fluids Engineering*, 126:1039-47.
- Schultz, M. P. (2007). Effects of coating roughness and biofouling on ship resistance and powering. *Biofouling*, 23: 331–341.
- Schultz, M.P. (2007). Effects of coating roughness and biofouling on ship resistance and powering. *Biofouling* 23 (5), 331–334.
- Shikuma NJ, Antoshechkin I, Medeiros JM, Pilhofer M, Newman DK. (2016). Stepwise metamorphosis of the tubeworm *Hydroides elegans* is mediated by a bacterial inducer and MAPK signaling. *Proc Natl Acad Sci USA*. 113:10097–10102
- Song, S., Demirel, Y.K., y Atlar, M. (2019). An investigation into the effect of biofouling on ship hydrodynamic characteristics using CFD. *Ocean. Eng.* 175, 122–137.
- Stanley JA, Wilkens SL, Jeffs AG. (2014). Fouling in your own nest: vessel noise increases biofouling. *Biofouling*. 30:837–844. Doi:10.1080/08927014.2014.938062.
- Swain GW, Kovach B, Touzot A, Casse F, Kavanagh CJ. (2007). Measuring the Performance of Today's Antifouling Coatings. *Journal of Ship Production*, 23:164-70.

Swain GW, Kovach B, Touzot A, Casse F, Kavanagh CJ. (2007). Measuring the Performance of Today's Antifouling Coatings. *Journal of Ship Production*, 23:164-70.

Sweat LH, Johnson KB, Swain, G., Hunsucker, K. (2013). Transported biofilms and their influence on subsequent macrofouling colonization. *Biofouling*. Doi: 10.1080/08927014.2017.1320782.

Teague, J.; Allen, M.J.; Scott, T.B. (2018). The potential of low-cost ROV for use in deep-sea mineral, ore prospecting and monitoring. *Ocean Eng.* 2018, 147, 333–339.

Thompson Clarke Shipping Pty, CTI Consultants Pty., u Lewis, JA. (2021). *Antifouling performance standards for the maritime industry. Development a framework for the assessment, approval and relevance of effective products*. Disponible en <https://www.dcceew.gov.au/sites/default/files/documents/antifouling-framework.pdf> (ref. de 24 de marzo de 2023).

Tribou M, Swain G. (2015). Grooming using rotating brushes as a proactive method to control ship hull fouling. *Biofouling*, 31(4):309-19. Doi: 10.1080/08927014.2015.1041021.

Trickey, J.S., Cárdenas-Hinojosa, G., Rojas-Bracho, L. et al. (2022). Ultrasonic antifouling devices negatively impact Cuvier's beaked whales near Guadalupe Island, México. *Commun Biol* 5, 1005. Doi: <https://doi.org/10.1038/s42003-022-03959-9>

Trsljic, P.; Rossi, M.; Sivcev, S.; Dooly, G.; Coleman, J.; Omerdic, E.; Toal, D. (2018). Long term, inspection class ROV deployment approach for remote monitoring and inspection. En *Proceedings of the Oceans 2018 MTS/IEEE Charleston*, Charleston, SC, USA, 22–25 October 2018.

Van Dolah F. M. (2000). Marine algal toxins: origins, health effects and their increased occurrence. *Environmental Health Perspectives*, 108: 133–141.

Wasson K, Fenn K, Pearse JS. (2005). Habitat differences in marine invasions of Central California. *Biol Invasions*. 7:935–948.

Watanabe S, Nagamatsu N, Yokoo K, Kawakami Y. (1969). The augmentation in frictional resistance due to slime. *J Kansai Soc Nav Arc.*, 131:45–53.

Watson MG, Scardino AJ, Zalizniak L, Shimeta J. (2016). Inhibition of invertebrate larval settlement by biofilm ciliates. *Mar Ecol Prog Ser*. 557:77–90.

Wetherbee R., Lind J. L. y Burke J. (1998). The first kiss: establishment and control of initial adhesion by raphid diatoms. *Journal of Phycology*, 34: 9–15.

Yang JL, Li YF, Guo XP, Liang X, Xu YF, Ding DW, Bao WY, Dobretsov S. (2016). The effect of carbon nanotubes and titanium dioxide incorporated in PDMS on biofilm community composition and subsequent mussel larval settlement. *Biofouling*. 32:763–777.

