

20(10) Efectos de la contaminación en peces y presencia de basuras marinas en los fondos de la plataforma costera vasca: aportaciones para la Directiva Marco de la Estrategia Marina



Joxe Mikel Garmendia
Nagore Cuevas
Joana Larreta
Izaskun Zorita
Iñaki Quincoces

Garmendia, J.M., Cuevas, N., Larreta, J., Zorita, I. y Quincoces I., 2013. Efectos de la contaminación en peces y presencia de basuras marinas en los fondos de la plataforma costera vasca: aportaciones para la Directiva Marco de la Estrategia Marina. *Revista de Investigación Marina, AZTI-Tecnalia*, 20(10): 164-190

La serie '*Revista de Investigación Marina*', editada por la Unidad de Investigación Marina de Tecnalia, cuenta con el siguiente Comité Editorial:

Editor: Dr. Ángel Borja

Adjunta al Editor: Dña. Mercedes Fernández Monge e Irantzu Zubiaur
(coordinación de las publicaciones)

Comité Editorial: Dr. Lorenzo Motos
Dr. Adolfo Uriarte
Dr. Michael Collins
Dr. Javier Franco
D. Julien Mader
Dña. Marina Santurtun
D. Victoriano Valencia
Dr. Xabier Irigoien
Dra. Arantza Murillas
Dr. Josu Santiago

La '*Revista de Investigación Marina*' de Tecnalia edita y publica investigaciones y datos originales resultado de la Unidad de Investigación Marina de Tecnalia. Las propuestas de publicación deben ser enviadas al siguiente correo electrónico aborja@azti.es. Un comité de selección revisará las propuestas y sugerirá los cambios pertinentes antes de su aceptación definitiva.



Edición: 1.^a Noviembre 2013

© AZTI-Tecnalia

ISSN: 1988-818X

Unidad de Investigación Marina

Internet: www.azti.es

Edita: Unidad de Investigación Marina de Tecnalia

Herrera Kaia, Portualdea

20110 Pasaia

Foto portada: © Álex Iturrate

© AZTI-Tecnalia 2013. **Distribución gratuita en formato PDF a través de la web: www.azti.es/RIM**

Efectos de la contaminación en peces y presencia de basuras marinas en los fondos de la plataforma costera vasca: aportaciones para la Directiva Marco de la Estrategia Marina

Joxe Mikel Garmendia^{1*}, Nagore Cuevas², Joana Larreta¹, Izaskun Zorita¹, Iñaki Quincoces²

Resumen

La Directiva Marco de la Estrategia Marina europea (Directiva 2008/56/CE) establece unos objetivos comunes para la protección y la conservación del medio ambiente. Esta Directiva requiere la aplicación de todas las medidas necesarias para alcanzar el buen estado medioambiental para 2020, según 11 descriptores cualitativos: (1) biodiversidad, (2) especies alóctonas, (3) especies comerciales; (4) redes tróficas, (5) eutrofización, (6) fondos marinos, (7) hidrografía, (8) contaminantes, (9) contaminantes en biota, (10) basuras marinas y (11) energía y ruido. Con el objetivo de mejorar el conocimiento del estado en relación a los descriptores 1, 2, 3, 4, 6, 8 y 10 se llevó a cabo la campaña denominada *Itsasteka 2011* realizada a bordo del buque Gure Gaskuña. Se realizaron 23 arrastres, siendo el rango de profundidades muestreado de 25-358 m. El área barrida por los arrastres fue de 6,75 km². En el presente trabajo se presentan los resultados referidos a los descriptores 8 y 10.

Para el estudio de los efectos de los contaminantes se seleccionaron 4 especies centinela: la merluza (*Merluccius merluccius*), la pintarroja (*Scyliorhinus canicula*), la golleta (*Microchirus variegatus*) y el lenguado (*Solea solea*). Los niveles de contaminantes en lastres primeras especies citadas siguen un patrón diferente, siendo la merluza la especie que muestra en general niveles más bajos. El estudio histopatológico en merluza indica que no hay diferencias significativas entre las zonas de muestreo estudiadas y, en general, no muestran síntomas de un estado de salud alterado. La frecuencia de micronúcleos parece ser una técnica prometedora tanto en pintarroja como en lenguado, pero en este estudio se recomienda la caracterización y puesta a punto de los efectos biológicos de los contaminantes (histopatología y frecuencia de micronúcleos en peces) propuestos por el ICES para el área de estudio del golfo de Bizkaia.

En cuanto a basuras marinas, en esta campaña se ha recogido un promedio de 0,068 kg ha⁻¹. La mayor cantidad de basura ha sido encontrada en los fondos frente a Pasaia y Donostia. En términos de peso, la basura recogida está compuesta principalmente por el tipo "otros" (63,4%) -donde predominan escorias, esponja-colchón, neumático y trozos de madera-, y plásticos (15,1%). En términos de abundancia, esta dominancia se encuentra más repartida correspondiendo el 31,7% a "otros" y el 29,9% a plásticos.

Palabras clave: Ecosistema demersal, Directiva Marco de la Estrategia Marina europea, basuras marinas, contaminantes, efectos biológicos, golfo de Bizkaia

Abstract

The European Marine Strategy Framework Directive (Directive 2008/56/EC), establishes a framework and common objectives for the protection and conservation of the marine environment. This Directive requires the implementation of all measures necessary to achieve the Good Environmental Status by 2020, according to 11 qualitative descriptors: (1) biodiversity, (2) non-native species, (3) commercial species, (4) food webs, (5) eutrophication, (6) seabed integrity, (7) hydrography, (8) pollutants, (9) contaminants in biota, (10) marine litter and (11) energy and noise. With the aim of improving the knowledge of the environmental status of the Basque coast, in relation to the descriptors 1, 2, 3, 4, 6, 8 and 10, a new iteration of the survey *Itsasteka 2011* and deployed by AZTI-Tecnalia was carried out, using the Gure Gaskuña vessel. 23 trawls were undertaken and the sampled depth ranged from 25 m to 358 m. The area surveyed

¹ AZTI-Tecnalia; Marine Research Division; Herrera Kaia, Portualdea z/g; 20110 Pasaia; Gipuzkoa, Spain

* Corresponding author: jgarmendia@azti.es

² AZTI-Tecnalia; Marine Research Division; Txatxarramendi irla z/g; 48395 Sukarrieta; Bizkaia, Spain

with trawls was 6.75 km². The present work shows the information obtained for descriptors 8 and 10.

Four sentinel species were selected for the assessment of biological effects of contaminants: hake (*Merluccius merluccius*), small spotted catshark (*Scyliorhinus canicula*), thickback sole (*Microchirus variegatus*) and common sole (*Solea solea*). Contaminant levels in the first three species mentioned follow a different pattern being the hake, in general, the species with the lowest contaminant values. The histopathology study in hake indicates that there are no significant differences among studied zones and, in general, there are no signs of disturbed environmental health. The micronuclei frequency seems to be a promising technique both for the small spotted catshark and for the common sole. However, in this study it is recommended the characterization and set up of the biological effects of contaminants (histopathology and micronuclei frequency in fish) proposed by ICES for the study area of the Bay of Biscay.

With respect to marine litter, in this survey it has been collected an average of 0.068 kg ha⁻¹ from the marine bottom. The main amount has been found in front of Pasaia and Donostia. In weight, the main litter (63.4%) corresponds to the type "others" (slags, foam mattress, tyre and wood pieces) and plastics (15.1%). In number, this dominance is more distributed between "others" (31.7%) and plastics (29.9%).

Key Words: Demersal ecosystem, European Marine Strategy Framework Directive, marine litter, contaminants, biological effects, Bay of Biscay

Introducción

La Directiva Marco de la Estrategia Marina europea (DMEM; Directiva 2008/56/CE) establece un marco y objetivos comunes para la protección y la conservación del medio ambiente. Esta Directiva requiere la aplicación de todas las medidas necesarias para alcanzar el buen estado medioambiental para 2020, según 11 descriptores cualitativos: (1) biodiversidad, (2) especies autóctonas, (3) especies comerciales; (4) redes tróficas, (5) eutrofización, (6) fondos marinos, (7) hidrografía, (8) contaminantes, (9) contaminantes en biota, (10) basuras marinas y (11) energía y ruido (para más detalles ver Borja (2006), Borja *et al.* (2010) y Cardoso *et al.* (2010)). El presente trabajo presenta los resultados obtenidos en la campaña *Itsasteka 2011*, realizada por la Unidad de Investigación Marina de AZTI-Tecnalia, con el fin de contribuir en la mejora del conocimiento del estado ambiental de la costa vasca, en relación a los descriptores 8 y 10 de dicha Directiva Marco, algunas de cuyas carencias se han determinado en Borja *et al.* (2011). Las definiciones de cada uno de los descriptores pueden encontrarse en la propia directiva.

Para el muestreo se utilizó el mismo arte que se utiliza en la modalidad de pesca de arrastre de fondo con fines comerciales, con la diferencia de que, para los muestreos científicos, se utilizó una luz de malla menor para tratar de capturar la totalidad (o la mayor cantidad posible) de megafauna existente en el área muestreada y, a su vez, emplear un tiempo menor de calado del arte a fin de minimizar el impacto ambiental del estudio (Quincoces *et al.*, 2011).

La información recabada servirá para (a) evaluar el estado medioambiental de la zona de estudio de acuerdo con los indicadores establecidos en la DMEM para los descriptores 8 y 10, y (b) establecer el punto de partida de los descriptores mencionados para el posterior seguimiento de su estado.

Con el fin de dar respuesta al descriptor 8 de la DMEM (las concentraciones de contaminantes se encuentran en niveles que no dan lugar a efectos de contaminación) y para ir recopilando información sobre los niveles y efectos biológicos de los contaminantes en la costa vasca, durante la campaña *Itsasteka 2011*

se recogieron muestras de peces en tres zonas: al este, frente al litoral de Bakio; al norte, frente al litoral de Deba; y al oeste, frente al litoral de Pasaia. Para ello, se seleccionaron 4 especies centinela en función de su capacidad de respuesta ante contaminantes, de su distribución y de su abundancia. Estas especies fueron la merluza (*Merluccius merluccius*), por ser un depredador demersal cuya dieta consiste en organismos pelágicos y bentónicos, y que además posee un alto valor comercial; la pintarroja (*Scyliorhinus canicula*), por ser una especie carnívora con capacidad de bioacumular contaminantes; y, la golleta (*Microchirus variegatus*) y el lenguado (*Solea solea*), por ser peces planos que se encuentran en contacto directo con el sedimento.

Los contaminantes a estudiar fueron 5 metales (Cd, Hg, Pb, Cu, Zn) y entre los compuestos orgánicos, los isómeros de hexaclorociclohexano -HCH- (α -HCH, β -HCH y γ -HCH) y 9 congéneres de policlorobifenilos -PCBs- (CB28, CB52, CB101, CB105, CB118, CB138, CB153, CB156, CB180), que se determinaron en dos tejidos de merluza, pintarroja y golleta: hígado y músculo. Se descartó determinar la concentración de hidrocarburos poliaromáticos (PAHs, del inglés *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*) en peces dado que éstos son metabolizados y, por tanto, apenas se acumulan en los tejidos (Van der Oost *et al.*, 2003). La bioacumulación de muchos contaminantes como los compuestos organoclorados se debe a su elevada solubilidad en grasa. Al ser ingeridos tienden a depositarse en el tejido adiposo, lo cual produce una acumulación en la cadena trófica, aumentando el nivel de concentración y riesgo potencial al subir escalones en la misma (Borgå *et al.*, 2001; Fisk *et al.*, 2001).

En cuanto a los efectos biológicos estudiados, estos se centraron en las alteraciones histopatológicas en hígado y gónada de merluza, y la frecuencia de micronúcleos como biomarcador de daño genotóxico en sangre de pintarrojas y lenguados. Las alteraciones histopatológicas en diferentes tejidos de peces se vienen utilizando como un indicador sensible y fiable de la salud de las poblaciones de peces en varios estudios europeos y norteamericanos (Myers *et al.*, 1998; Stentiford *et al.*, 2003). De hecho, se ha comprobado que algunas lesiones hepáticas de peces planos marinos pueden ser inducidas por contaminantes

ambientales (Vethaak *et al.*, 1996). A su vez, las alteraciones histopatológicas en gónadas, la presencia de ovocitos atresicos (ovocitos inmaduros que se degeneran y son reabsorbidos en el ovario) o el fenómeno intersex (feminización de machos) han sido descritos en peces que habitan en, o han sido expuestos a, efluentes de aguas urbanas o de depuradoras (Bjerregaard *et al.*, 2006; Johnson *et al.*, 2008). Por su parte, el test de la frecuencia de micronúcleos está siendo ampliamente utilizado en países europeos para determinar la genotoxicidad de los contaminantes en muestras de sangre de peces, pero son pocos los estudios realizados en mar abierto (Baršiene *et al.*, 2004). Por ello, la campaña de 2011 se centró en estudiar la idoneidad de dos especies centinela de la costa vasca, la pintarroja y el lenguado, para la determinación de la frecuencia de micronúcleos.

Con respecto al descriptor 10 de la DMEM, y en el contexto del presente trabajo, la basura marina se define como cualquier material sólido persistente, manufacturado o procesado que ha sido desechado, arrojado o abandonado en el medio marino y/o costero. La basura marina se constituye por cualquier elemento que ha sido fabricado o utilizado en actividades humanas y han sido deliberadamente abandonados en el mar, playas o ríos, en sistemas de alcantarillado o depuración de aguas y alcanzan el medio marino; también están incluidos aquellos elementos que llegan al mar empujados desde la zona terrestre por la acción de tormentas o del viento; así mismo, aquel material perdido de manera accidental en las actividades pesqueras o comerciales en el medio marino (redes, aparejos de pesca, mercancías) (UNEP, 2009).

Teniendo en cuenta que las basuras marinas forman, dentro de la DMEM, uno de los descriptores cualitativos para determinar el buen estado medioambiental (descriptor número 10), se han aprovechado los arrastres de la mencionada campaña para llevar a cabo una caracterización de las basuras presentes en los fondos muestreados frente a la costa vasca.

Con todo ello, los objetivos específicos del presente estudio son:

- Analizar la presencia de contaminantes en la biota de la zona así como los efectos biológicos de dichos contaminantes.
- Analizar la presencia de basuras marinas en los fondos sedimentarios de la costa vasca.

Material y métodos

Área de muestreo

El área de estudio está delimitada por los límites occidental y oriental de la costa del País Vasco y alcanza los 400 m de profundidad (Figura 1).

Las muestras fueron recogidas en la campaña oceanográfica *Itsasteka 2011* y la metodología utilizada está detalladamente descrita en Quincoces *et al.* (2011).

Debido, principalmente, a la metodología de muestreo utilizada, los tipos de fondo seleccionados para realizar este trabajo fueron los sedimentarios. En la costa vasca, este tipo de fondos localizados a profundidades inferiores a 100 m comprenden un área de 419 km² y están constituidos, principalmente, por arena fina (59%), seguido de arena media (26%), arena gruesa (11%), limo (3%) y grava (<1%) (Galparsoro *et al.*, 2010).

El buque utilizado fue el pesquero de arrastre de puertas por popa "Gure Gaskuña", de 39 m de eslora total y 590 CV de potencia nominal, con puerto base en Ondarroa. La red empleada para la recogida de muestras fue la misma que el barco utiliza habitualmente en sus campañas de pesca comercial (Quincoces *et al.*, 2011). Cada lance tenía una duración de 15 minutos tras los cuales se procedía al virado de la red y a depositar la captura en el parque de pesca.

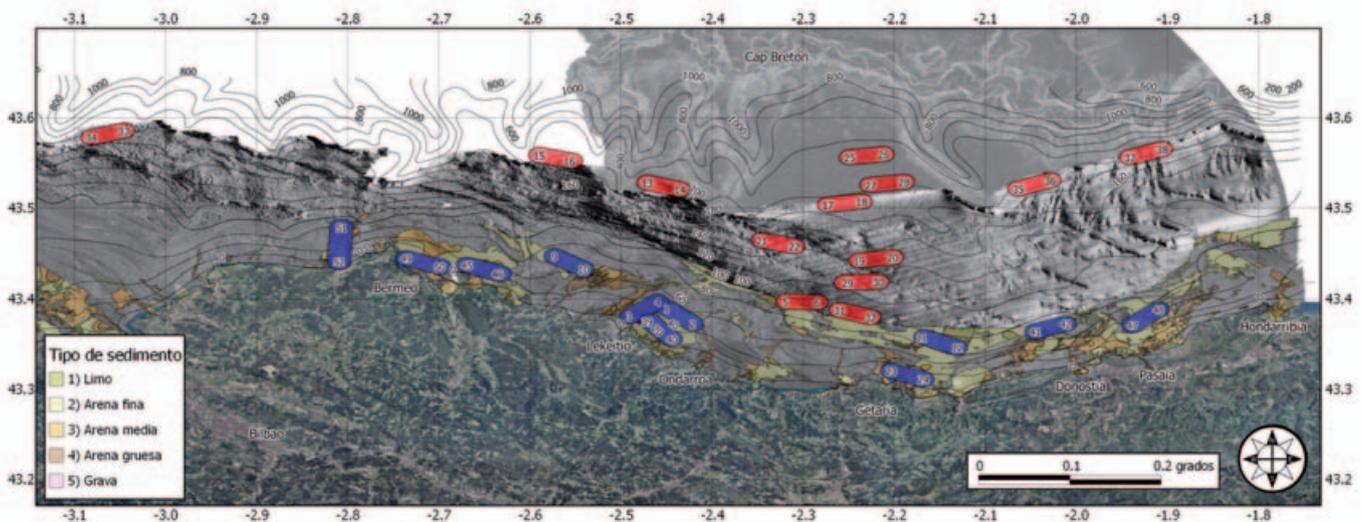


Figura 1. Mapa del área de estudio: en azul zonas de muestreo de menos de 100 m, elegidas a partir de datos de AZTI-Tecnalia; en rojo zonas elegidas a partir de la localización de los arrastres del Instituto Español de Oceanografía.

Las muestras correspondientes a las basuras marinas procedieron de todos los arrastres realizados (23 en total), mientras que los organismos utilizados para el análisis de contaminantes fueron obtenidos de los lances 45-46 y 49-50 (frente a Bakio), lances 5-6 y 31-32 (frente a Deba) y lances 41-42 y 47-48 (frente a Pasaia) (Figura 1).

Descriptor 8: Contaminación en peces

a) Análisis químicos en hígado y músculo de pintarroja, merluza y golleta

Para el análisis de metales (Cd, Hg, Pb, Cu, Zn) por estación y especie se liofilizó un *pool* del músculo de 6-15 peces, mientras que el hígado se midió en fresco. Se pesaron 0,5 g de muestra homogenizada y se le añadieron 10 mL de ácido nítrico (HNO₃), que se digirieron en un microondas (CEM MARS). Los metales fueron determinados por absorción atómica en cámara de grafito con corrección Zeeman, excepto el Hg, que fue determinado por un sistema de generación de vapor frío (FIAS) (Perkin Elmer). Como estándar de calidad del método se utilizó material de referencia certificado DORM (proveniente del National Research Council Canada) de músculo de delfín, con una recuperación de 80% para los metales estudiados.

Para la determinación de los compuestos organoclorados (isómeros de HCH y PCBs) las muestras se liofilizaron previamente, seguida de una pre-concentración en un sistema ASE (del inglés, *Accelerated Solvent Extraction*) donde la muestra se coloca dentro de una columna que lleva diferentes filtros y se pasan una serie de disolventes a temperatura y presión controladas. La fase orgánica se purifica con una cromatografía de permeabilidad en gel (GPC), recuperando dos fases orgánicas a diferentes tiempos, dependiendo de los analitos a determinar. Las fases orgánicas correspondientes se evaporan hasta sequedad, bajo una corriente de nitrógeno y se reconstituyen en iso-octano para PCBs y acetato de etilo para los organoclorados, para separarlos y medirlos por cromatografía de gases y detección por espectrometría de masa (GC-MS, Agilent Technologies).

b) Análisis morfométricos de merluza

Las mismas merluzas utilizadas en los análisis histopatológicos fueron medidas para calcular su talla (cm), su peso (g) y su factor de condición (CF). El CF se calculó como $CF = [\text{peso total} / (\text{talla})^3] \times 100$.

c) Análisis histopatológicos en hígado y gónada de merluza

Los análisis histopatológicos sólo se realizaron en merluza, puesto que ésta fue la única especie que superaba 30 individuos por zona de muestreo, número mínimo requerido para el cálculo de prevalencias histopatológicas. Tras el procesado histológico, se obtuvieron cortes de hígado y gónada de 3-5 µm teñidos con hematoxilina y eosina, que se observaron con un microscopio Olympus BX51. En el caso de las gónadas, se prestó especial atención a las fases gametogénicas (Murua *et al.*, 1998; Leino *et al.*, 2005), procesos de intersexualidad, agregados de melanomacrófagos y atresias. En el caso del hígado, las

lesiones hepáticas fueron diagnosticadas siguiendo las directrices establecidas por Feist *et al.* (2004) para hígado de peces planos, que clasifican las lesiones en 5 categorías: lesiones no-específicas inflamatorias, lesiones no-neoplásicas toxicopáticas, focos de alteraciones celulares, neoplasias benignas y neoplasias malignas. Las prevalencias de las lesiones hepáticas fueron calculadas por zona de muestreo y para el conjunto de la costa vasca.

d) Análisis de la frecuencia de micronúcleos en sangre de pintarroja y lenguado

Del total de muestras obtenidas a lo largo de la costa vasca se extrajo la sangre a 6 individuos de pintarrojas y a otros 6 de lenguados. Para cada especie se realizó un frotis sanguíneo que se dejó secar, para posteriormente, en el laboratorio, procesar las muestras siguiendo un protocolo modificado basado en el de Baršiene *et al.* (2004). Las preparaciones citológicas se fijaron en metanol absoluto durante 5 min, se secaron y se tiñeron con Giemsa durante 1 h. Las células micronucleadas se examinaron bajo una magnificación de 1000 x en el microscopio óptico y se contaron 4000 eritrocitos por individuo. Se calculó la media para cada una de las especies.

e) Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos se llevaron a cabo con la ayuda de Statgraphics Plus 5.0. Previamente, los datos de efectos biológicos se evaluaron para la normalidad (test de Kolmogorov-Smirnov) y para la homogeneidad (test de Levene). En el caso de los parámetros morfométricos se aplicó el test no-paramétrico de Kruskal-Wallis seguido del test U de Mann-Whitney para determinar diferencias entre distintas zonas de muestreo. En el caso de los datos histopatológicos se usó el test de Chi cuadrado. En todos los casos se estableció un nivel de significación de 0,05.

Descriptor 10: Basuras marinas

Se recogieron todas las basuras embarcadas en cada arrastre, y posteriormente fueron separadas, identificadas e inventariadas, siguiendo la metodología usada por Galgani *et al.* (2000), dentro de uno de los siguientes *ítems*: plásticos, botellas de plástico, metales, vidrio/cristal, tejidos/piel, aparejos de pesca, y otros. Tras la identificación, se contabilizaron y se pesaron. Dentro del material vegetal, los trozos de madera manufacturados (tablas, tacos...) fueron considerados como basura, mientras que los troncos y ramas no, ya que a los primeros se les suponía un origen como desecho y a los segundos una procedencia natural.

Una vez identificadas, clasificadas y pesadas todas las basuras, estas fueron llevadas a puerto y depositadas en sus correspondientes contenedores de recogida selectiva.

Resultados y Discusión

Caracterización de los lances efectuados

Se realizaron un total de 23 lances de una duración aproximada de 15 minutos. El tiempo de arrastre de toda la campaña fue de 5

horas y 48 minutos con unos arrastres que, en total, sumaron una longitud de 42,1 km y un área barrida de 6,75 km². Por niveles batimétricos se realizaron 6 lances válidos en el estrato 0-70 m, 6 lances en el estrato 71-120 m, 9 lances entre 121 y 200 m y 2 lances entre 200 y 400 m. En la Tabla 1 se muestran las características detalladas de cada lance.

Descriptor 8: Contaminación en peces

a) Análisis químicos en hígado y músculo de pintarroja, merluza y golleta

El análisis de contaminantes en las tres especies de peces diferentes seleccionadas proporciona datos sobre biodisponibilidad/exposición de contaminantes en la costa vasca. La concentración de los diferentes contaminantes se determinó en músculo, debido a su importancia en el consumo humano, y en hígado, por ser un órgano que tiende a acumular y detoxificar contaminantes. En la Tabla 2 se muestran los promedios de las concentraciones de contaminantes en las tres zonas litorales para cada una de las especies estudiadas, mientras que en el Anexo se presentan las concentraciones de contaminantes obtenidas en otras especies de diferentes zonas geográficas. En general, los contaminantes se acumularon más en hígado que en músculo, excepto en el caso de la pintarroja, donde el Hg fue localizado en mayores concentraciones en músculo que

en hígado. Este resultado coincide con los obtenidos en diferentes estudios en los que se demuestra que el hígado de merluzas y tiburones presenta mayores concentraciones de contaminantes orgánicos que el músculo (Storelli y Marcotrigiano, 2001; Bodiguel *et al.*, 2009). Asimismo, se ha observado que el Cd y el Pb también se acumulan en mayores concentraciones en hígado que en músculo, tanto en merluzas del Mediterráneo, (Kljaković Gašpić *et al.*, 2002) como en otras especies capturadas en la costa sur del Atlántico (Usero *et al.*, 2003).

En cuanto a las diferencias entre especies, cada una de ellas mostró un patrón de acumulación diferente. La pintarroja fue la especie que mayores concentraciones de PCBs, γ -HCH y Cd presentó en hígado y Hg en músculo (Tabla 2). El hecho de que la pintarroja fuera la especie que más contaminantes orgánicos presentara en hígado, posiblemente se deba a que el hígado de la pintarroja tiende a acumular mayor cantidad de lípido que el de las otras dos especies (se tendría que haber medido el contenido lipídico para confirmar esta hipótesis). En cuanto al Cd, destacar que algunos estudios de campo sugieren que la dieta es el principal determinante del Cd hepático en peces marinos (Rouleau *et al.*, 2006), por lo que, dado la posición de la pintarroja en la cadena trófica, ésta es la especie que más Cd acumula. La pintarroja también fue la especie que más Hg presentó en músculo, lo

Tabla 1. Duración, profundidad, longitud y área barrida de cada uno de los lances efectuados.

	Fecha	Hora largada	Hora virada	Duración	Profundidad media (m)	Longitud arrastre (m)	Área arrastre (km ²)
Estación 1-2	27 jun. 2011	11:24	11:41	0:17	71	2085	0,30
Estación 3-4	3 jul. 2011	15:31	15:45	0:14	50	1640	0,26
Estación 5-6	2 jul. 2011	8:18	8:34	0:15	101	1890	0,29
Estación 9-10	30 jun. 2011	14:22	14:37	0:14	91	1750	0,28
Estación 11-12	27 jun. 2011	13:31	13:46	0:15	87	1860	0,31
Estación 13-14	28 jun. 2011	9:22	9:38	0:15	169	1970	0,36
Estación 15-16	3 jul. 2011	13:33	13:48	0:15	197	1768	0,32
Estación 17-18	28 jun. 2011	12:09	12:25	0:16	172	1950	0,34
Estación 19-20	1 jul. 2011	15:41	15:56	0:14	135	1940	0,33
Estación 21-22	2 jul. 2011	15:47	16:02	0:15	130	1970	0,33
Estación 23-24	1 jul. 2011	17:31	17:46	0:15	32	1870	0,25
Estación 25-26	1 jul. 2011	9:22	9:37	0:15	358	1378	0,24
Estación 27-28	1 jul. 2011	13:43	13:58	0:14	255	1535	0,28
Estación 29-30	27 jun. 2011	14:51	15:07	0:15	121	1990	0,36
Estación 31-32	3 jul. 2011	8:52	9:07	0:15	101	1950	0,31
Estación 33-34	30 jun. 2011	9:16	9:32	0:15	181	1920	0,32
Estación 35-36	28 jun. 2011	13:49	14:04	0:15	166	1925	0,35
Estación 37-38	2 jul. 2011	10:54	11:10	0:15	157	1790	0,29
Estación 39-40	3 jul. 2011	11:18	11:33	0:14	48	1840	0,24
Estación 41-42	2 jul. 2011	13:36	13:51	0:15	94	1910	0,31
Estación 45-46	30 jun. 2011	16:22	16:36	0:13	56	1730	0,24
Estación 47-48	28 jun. 2011	15:47	16:02	0:15	67	1780	0,24
Estación 49-50	30 jun. 2011	12:20	12:33	0:13	25	1680	0,22
Total				5:48		42121	6,75

Tabla 2. Concentraciones (media \pm desviación estándar) de contaminantes orgánicos (ng g⁻¹ peso fresco) y metales (mg kg⁻¹ peso fresco), en hígado y músculo de tres especies de peces capturadas en la costa vasca. Nótese que no se incluyen las concentraciones de α -HCH y β -HCH por estar por debajo del límite de detección (LD). Σ 9PCB: suma de los congéneres CB28, CB52, CB101, CB105, CB118, CB138, CB153, CB156, CB180.

Especie	Tejido	Σ 9PCBs	γ -HCH	Cd	Cu	Pb	Hg	Zn
Pintarroja	Hígado	2079,4 \pm 1121,7	25,2 \pm 13,6	0,3 \pm 0,3	6,0 \pm 6,1	0,1 \pm 0,1	0,4 \pm 0,3	20,5 \pm 15,5
	Músculo	9,7 \pm 3,0	1,0 \pm 0,8	0,0	0,2 \pm 0	0,0	0,6 \pm 0,1	9,4 \pm 0,6
Merluza	Hígado	1099,5 \pm 365,8	< LD	0,0	5,5 \pm 0,8	0,0	0,1 \pm 0,0	44,1 \pm 9,0
	Músculo	11,5 \pm 3,9	0,2	0,0	0,1 \pm 0,1	0,0	0,1 \pm 0,1	3,1 \pm 0,1
Golleta	Hígado	48,7 \pm 15,4	< LD	0,2 \pm 0,1	117,3 \pm 55,2	0,6 \pm 0,1	0,5 \pm 0,3	39,1 \pm 37,9
	Músculo	36,0 \pm 49,3	4,3 \pm 2,7	0,0	0,2 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	4,2 \pm 0,3

que coincide con el patrón de distribución de Hg en tejidos de pintarroja del Atlántico (Coelho *et al.*, 2010).

Por su parte, la merluza fue la especie que menor cantidad de contaminantes presentaba (Tabla 2). Además, la merluza no mostró grandes variaciones en las concentraciones de contaminantes registradas en diferentes zonas de muestreo, lo que podría relacionarse con la movilidad de los individuos, las preferencias dietéticas o con otras características de conducta respecto al medio. La golleta, por su parte, fue la especie que mayores concentraciones de Pb, Hg y Cu acumuló en hígado (Tabla 2). Estas diferencias en el patrón de acumulación podrían estar relacionadas con las características ecológicas de especie en cuanto a sus hábitos de alimentación y hábitat.

Debido a que muchos compuestos organoclorados tienden a acumularse en tejido adiposo, en algunos estudios los resultados se representan respecto al contenido lipídico, por lo que la comparación de los datos con los resultados obtenidos en este estudio es difícil. No obstante, si se comparan los valores en términos de peso fresco (Tabla 2), las concentraciones de γ -HCH en músculo de pintarroja y merluza fueron más bajas que las registradas en 18 especies de peces comerciales de Turquía (Kalyoncu *et al.*, 2009). Los valores de γ -HCH en músculo de golleta fueron más altos, pero con concentraciones dentro del rango mostrado por las especies de Turquía e, incluso, fueron más bajos que los registrados en especies de la familia Scombridae (Kalyoncu *et al.*, 2009). Por otra parte, los valores de γ -HCH obtenidos en las tres especies muestreadas en la costa vasca están en el rango de las concentraciones observadas en carpa (*Cyprinus carpio*) (Svobodová *et al.*, 2003) y en salmón (*Salmo salar*) (Easton *et al.*, 2002). Las concentraciones de PCBs detectadas en los individuos de este estudio (Tabla 2) son más altas que las observadas en especies de agua dulce del noreste de Francia (Thomas *et al.*, 2012), consideradas como concentraciones muy bajas. Sin embargo, si se comparan con valores de especies de agua salada, observamos que las concentraciones de PCBs en músculo de las tres especies se encuentran en el rango de los valores de dorada (*Sparus aurata*) del Mediterráneo (Serrano *et al.*, 2008). Además, los resultados obtenidos confirman que las concentraciones de PCBs en músculo de merluzas del golfo de León son superiores a las concentraciones observadas en merluzas de la misma talla del golfo de Bizkaia (Bodiguel *et al.*, 2008). Cabe destacar que los valores de PCBs detectados en las tres especies de la costa vasca son del rango o inferiores a los registrados en diferentes depredadores del Mediterráneo como

el atún rojo (*Thunnus thynnus*) (Stefanelli *et al.*, 2002), el pez espada (*Xiphias gladius*) (Stefanelli *et al.*, 2004) y dos especies de tiburones (*Centrophorus granulosus* y *Squalus blainvillei*) (Storelli y Marcotrigiano, 2001). Sin embargo, la concentración de PCBs en pintarroja, merluza y golleta de la costa vasca es mayor que la concentración de PCBs determinados en músculo de gallo moteado (*Lepidorhombus boschii*) y faneca (*Trisopterus luscus*) de la costa del norte de la península ibérica (Fernandes *et al.*, 2008). Los valores de Hg de las tres especies son más bajos que los hallados en peces que habitan cerca de una industria de cloro-sosa que utiliza celdas de Hg (Raldúa *et al.*, 2007). Por otra parte, aunque la concentración de Cu y Cd en hígado de golleta esté en el rango de los valores observados en otra especie de la familia Soleidae (*Solea solea*) de la costa atlántica sur, los valores de Zn, Pb y Hg detectados son más altos (Usero *et al.*, 2003).

En la Figura 2 se muestran los resultados de PCBs y de γ -HCH medidos en un *pool* de 6-15 hígados y músculo de cada una de las tres especies muestreadas por cada zona de litoral. En hígado, no se observaron grandes diferencias entre estaciones y, en general, las tres especies mostraron el mismo patrón en cada estación, siendo la pintarroja la especie que presenta mayor concentración de contaminantes en todas las estaciones, excepto en la zona de Pasaia, donde los niveles de PCBs fueron similares a los de la merluza. En músculo, aunque las concentraciones más bajas de γ -HCH se registraron en la zona de Pasaia, la golleta fue la especie que más γ -HCH acumuló en todas las estaciones. En el caso de los PCBs, no se observaron diferencias ni entre estaciones ni entre especies, salvo las altas concentraciones observadas en músculo de golleta de la zona frente a Bakio.

Las concentraciones de metales determinadas en un *pool* de 6-15 hígados y músculo en cada una de las tres especies muestreadas por cada zona de litoral se presentan en la Figura 3 y Figura 4. La merluza no mostró grandes variaciones en las concentraciones de metales en hígado y músculo registradas en las diferentes zonas de muestreo, salvo en la concentración de Cu en músculo de merluzas de Deba, que fue mayor (Figura 4). Sin embargo, la pintarroja y la golleta presentaron diferencias entre las diferentes zonas de litoral muestreadas, sugiriendo que ambas especies muestran un carácter más territorial que la merluza. En hígado, las concentraciones de metales en pintarroja aumentaron del oeste al este de la costa vasca, mientras que en la golleta descendieron (Figura 3 y Figura 4). En músculo, no fue identificado ningún gradiente claro para ninguna de las dos especies.

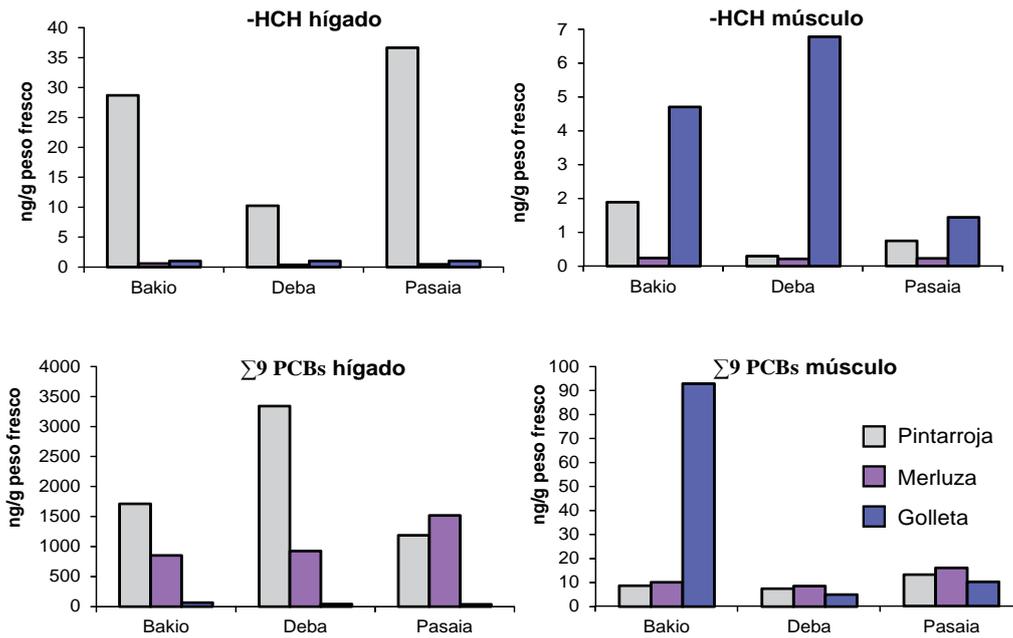


Figura 2. Concentración de γ -HCH y \sum 9PCBs (ng g⁻¹ peso fresco) medida en un *pool* de 6-15 hígados y músculo de pintarroja, merluza y golleta de varias zonas de la costa vasca, en el litoral de Bakio, en el litoral de Deba y en el litoral de Pasaia.

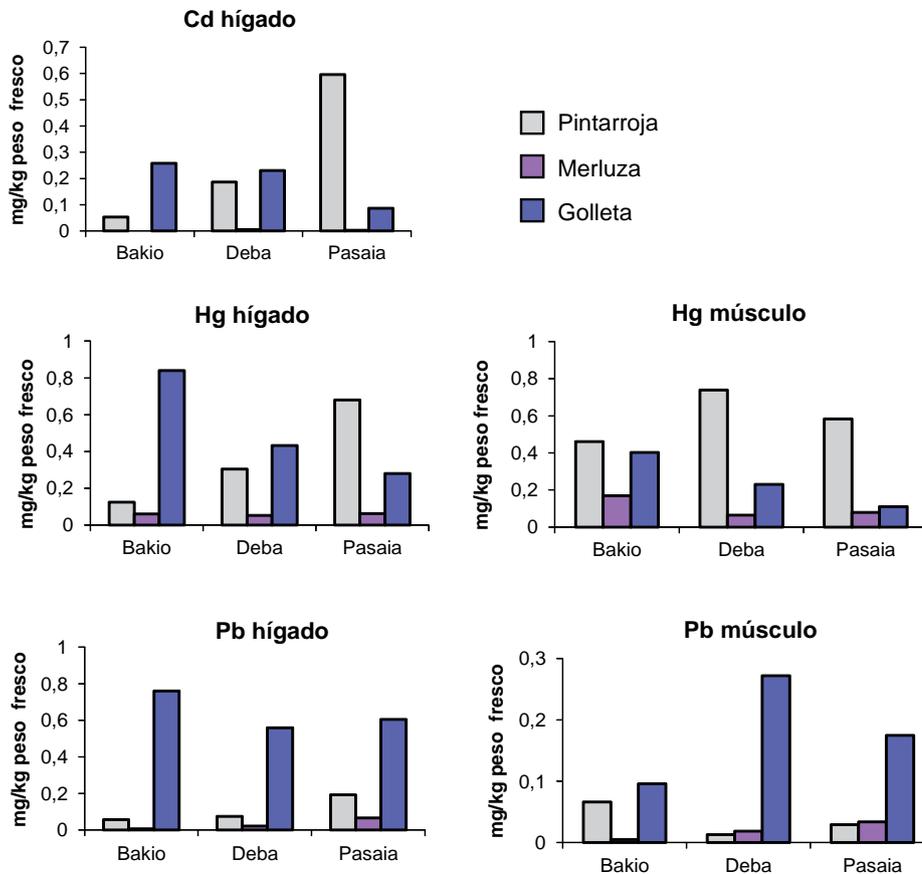


Figura 3. Concentración de metales no esenciales, Cd, Hg y Pb (mg kg⁻¹ peso fresco) medida en un *pool* de 6-15 hígados y músculo de pintarroja, merluza y golleta de varias zonas de la costa vasca (litoral de Bakio, litoral de Deba y litoral de Pasaia). Nótese que no se han incluido los valores de Cd en músculo porque los valores están por debajo del límite de detección.

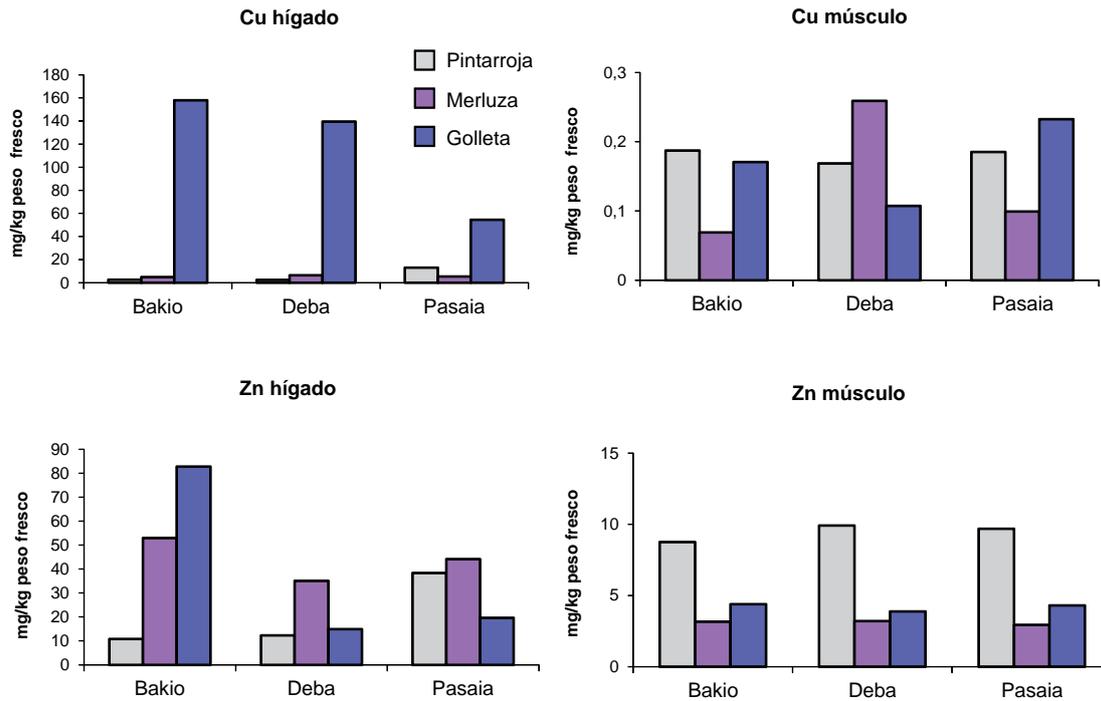


Figura 4. Concentración de metales esenciales Cu y Zn (mg kg^{-1} peso fresco) medida en un *pool* de 6-15 hígados y músculo de pintarreja, merluza y golleta de varias zonas de la costa vasca (litoral de Bakio, litoral de Deba y litoral de Pasaia).

b) Análisis morfométricos en merluza

En la Tabla 3 se muestran los datos relativos a los parámetros morfométricos de las merluzas capturadas para los análisis histopatológicos. En la campaña se capturaron 130 individuos de los cuales, tras el sexado visual, se identificaron 7 individuos indeterminados, 66 hembras y 57 machos. De acuerdo con Recasens *et al.* (1998), la talla del 50% de individuos de la primera madurez es de 28,8 cm para machos y 38 cm para hembras. Considerando los datos medios de talla (34,17 cm) de las hembras capturadas durante la campaña, éstas eran hembras inmaduras mientras que los machos (que mostraban una talla media de 37,21 cm) presentaban un estado de madurez más avanzado. Esto, en parte, se confirma con los resultados histológicos de las gónadas, donde se observó que aproximadamente el 90% de las hembras de merluza capturadas presentaba una fase de crecimiento primario (Figura 6a), por tanto, inmaduras. En cuanto a las diferencias entre zonas de muestreo, las merluzas de la zona frente a Bakio fueron las que mostraron un estado de madurez más avanzado, por el contrario, las capturadas frente a Pasaia fueron las que mayor retraso presentaban. Esto coincide con la distribución de tallas observadas en el estudio (Tabla 3). Respecto a los machos, éstos mostraron una mayor variabilidad y, si bien casi el 50% de los machos fueron clasificados como inmaduros, el resto presentó diferentes grados de maduración en la época de muestreo. Al igual que en el caso de las hembras, el grado de madurez de machos

decreció de la zona frente a Bakio a Pasaia.

En cuanto a la distribución de tallas, peso y CF, se observaron diferencias significativas entre zonas de muestreo, siendo las merluzas capturadas en la zona frente a Bakio las que mayor talla y peso, y menor CF presentaron (Tabla 3).

Tabla 3. Datos morfométricos de las merluzas representados por cada zona de muestreo y por sexo. Los valores son medias \pm desviación estándar. n: número de individuos, CF: factor de condición calculado como $[\text{peso total} / (\text{talla})^3] \times 100$.

	n	Talla (cm)	Peso (g)	CF (g cm^{-3})
Bakio	40	41,15 \pm 9,1 ^a	543,48 \pm 355,2 ^a	0,68 \pm 0,1 ^a
Deba	58	35,10 \pm 8,2 ^b	368,62 \pm 320,5 ^b	0,75 \pm 0,1 ^b
Pasaia	32	28,94 \pm 8,1 ^c	215,88 \pm 226,8 ^c	0,75 \pm 0,1 ^b
Machos	57	37,21 \pm 8,9 ^a	411,47 \pm 261,5 ^a	0,71 \pm 0,1 ^a
Hembras	66	34,17 \pm 10,1 ^b	371,19 \pm 393,4 ^a	0,74 \pm 0,1 ^a

Nota: Las diferentes letras denotan diferencias significativas entre zonas de muestreo de acuerdo con el test U de Mann-Whitney ($p < 0,05$) y entre machos y hembras de acuerdo con el test de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$).

c) Análisis histopatológicos en hígado y gónada de merluza

De las 130 merluzas capturadas se tomaron 129 muestras de hígado (Tabla 4) y 109 muestras de gónada (Tabla 5) para el estudio histopatológico. La morfología histológica normal del hígado de merluza se asemeja a la forma de una cuerda y se caracteriza por

presentar hepatocitos dispuestos en una capa simple alineando cada sinusoide (Figura 5a). Además, como es común encontrar islotes de tejido pancreático intercalados por el parénquima hepático, el hígado de merluza también se denomina “hepatopáncreas”. Del total de hígados analizados se localizó tejido pancreático en un 56% de los casos. Por otra parte, el hígado de merluza acumula grandes cantidades de lípidos (Figura 5b), característica típica de peces de la familia Gadidae, como el bacalao (*Gadus morhua*) o el abadejo (*Melanogrammus aeglefinus*) (Nanton *et al.*, 2003). Se pueden encontrar diferencias remarcables en el contenido lipídico de individuos presuntamente sanos, especialmente si su estado nutricional, fase reproductiva o época son diferentes. No obstante, también se ha visto acumulación de lípidos en hígados de peces demersales (*Sebastes* spp.) capturados tras el vertido de petróleo del *Exxon Valdez* (Marty *et al.*, 2003). También se ha sugerido que la acumulación de lípidos puede provocar una mayor producción de radicales de oxígeno y, por tanto, lesiones hepáticas (Vethaak y Wester, 1993). La vacuolización hidrópica de hepatocitos es difícil de diferenciar de una acumulación normal de lípido. Sin embargo, las células afectadas suelen contener vacuolas grandes (esteatosis macrovesicular) o numerosas vesículas pequeñas (esteatosis microvesicular). En el presente estudio, aunque no se encontraron diferencias significativas entre zonas de muestreo, los valores de las prevalencias de esteatosis macrovesicular mostraron un gradiente decreciente del oeste al este de la costa vasca (Tabla 4), lo que tal vez pudiera estar relacionado con un hábito alimenticio o con el gradiente de disminución de tallas y peso de oeste a este observado en la campaña.

Los centros de melanomacrófagos (MMCs) son agregaciones de macrófagos que participan en procesos de respuesta inmune y fagocítica. El aumento de MMCs se ha relacionado con una respuesta de estrés que puede ser debida a la exposición de compuestos tóxicos (Stentiford *et al.*, 2003) aunque, también se ha relacionado con la edad y el estado reproductivo (Agius y Roberts, 2003). En el presente estudio, los MMCs se encontraron principalmente cerca de los vasos sanguíneos del tejido hepático, aunque también aparecieron de forma aislada por el parénquima (Figura 5c). Si bien no se observaron diferencias significativas entre zonas de muestreo en la prevalencia de MMCs, el valor promedio (81%) obtenido para el conjunto de la costa vasca en julio de 2011 (Tabla 4) fue mayor que el registrado en las merluzas capturadas en abril de 2003, en todo el Cantábrico, tras el hundimiento del petrolero *Prestige*, que variaba entre 25 y 49% (Marigómez *et al.*, 2006). Esta diferencia podría estar relacionada con las diferentes épocas de muestreo, aunque no se descarta alguna alteración del sistema inmune provocada por el petróleo vertido. De hecho, se ha observado que la exposición crónica de derivados del petróleo conduce a la disminución de la prevalencia de MMCs en platijas (*Pseudopleuronectes americanus*) (Payne y Fancey, 1989), mubles (*Chelon labrosus*) (Bilbao *et al.*, 2010) y rodaballos (*Scophthalmus maximus*) (Ruiz *et al.*, 2012). En el presente estudio se encontraron, ocasionalmente, respuestas inflamatorias (acumulación de linfocitos y macrófagos, Tabla 4 y presencia de granulomas (Figura 5e)) sin ninguna relación aparente con parásitos (Figura 5d) u otro tipo de lesiones. La prevalencia de focos necróticos fue muy baja, por lo que su incidencia podría

considerarse natural.

Las lesiones tempranas no neoplásicas, como el pleomorfismo nuclear hepatocelular (HNP,) se caracterizan por el aumento del tamaño tanto del hepatocito como del núcleo, y por la condensación de la cromatina (Feist *et al.*, 2004) (Figura 5f). La HNP es una de las lesiones toxicopáticas más comunes en peces de zonas contaminadas (Myers *et al.*, 1992; Marty *et al.*, 2003) y su prevalencia también aumenta con la edad (Stentiford *et al.*, 2003). Las prevalencias de HNP observadas muestran diferencias significativas entre zonas de muestreo, pero los valores de esta campaña son inferiores a los obtenidos por Marigómez *et al.* (2006) en merluzas capturadas tras el vertido del *Prestige*, lo que indicaría signos de mejora en la salud.

En cuanto a lesiones relacionadas con la carcinogénesis hepatocelular, no se registró ningún caso en las merluzas capturadas en julio de 2011 en toda la costa vasca, al igual que ocurrió en la campaña de 2003 tras el vertido del *Prestige* (Marigómez *et al.*, 2006). Esto puede ser debido, en parte, a que las prevalencias de las lesiones (pre)neoplásicas en individuos jóvenes no son muy comunes (Myers *et al.*, 1992) y, por tanto, deberíamos haber dirigido el esfuerzo del muestreo a conseguir merluzas de mayor edad.

Tabla 4. Prevalencias de lesiones hepáticas (%) en merluzas capturadas en la costa vasca en julio de 2011. n: número de individuos, MMC: centro de melanomacrófagos. HNP: pleomorfismo nuclear hepatocelular.

Parámetro	Bakio	Deba	Pasaia	Conjunto de la costa vasca
n	40	57	32	129
Vacuolización hidrópica (%)	25	14	6,2	15,5
MMCs (%)	80	78,9	87,5	81,4
Acumulación de linfocitos (%)	22,5	12,3	9,4	14,7
Necrosis (%)	2,5	0	0	0,8
Parásitos nematodos (%)	15	8,8	9,4	10,8
HNP (%)	5	12,3	12,5	10

Nota: La ausencia de asteriscos indica que no hay diferencias significativas entre las estaciones y la media general calculada para el conjunto de la costa vasca de acuerdo con el test de Chi cuadrado ($p < 0,05$).

Las alteraciones histopatológicas más relevantes obtenidas en gónadas de la presente campaña se muestran en la Tabla 5 y en la Figura 6. En general, se observaron menos patologías en gónada que en hígado de merluza, y además, los machos apenas mostraron patologías. La distribución de sexos por estación fue bastante equilibrada excepto en las merluzas de la zona frente a Pasaia, que presentaron el doble de hembras que de machos. Esta desviación podría deberse a la exposición a algún compuesto xenoestrogénico (feminizante), aunque, teniendo en cuenta que no se registró ningún caso de intersex (Tabla 5), lo más probable es que dicha desviación se deba a la distribución de tallas o al azar del muestreo.

Aunque la atresia (Figura 6b, 6c) no se puede considerar como una patología, sino como un estado natural del ovocito en una fase del desarrollo gonadal, una alta prevalencia de atresia en ovocitos

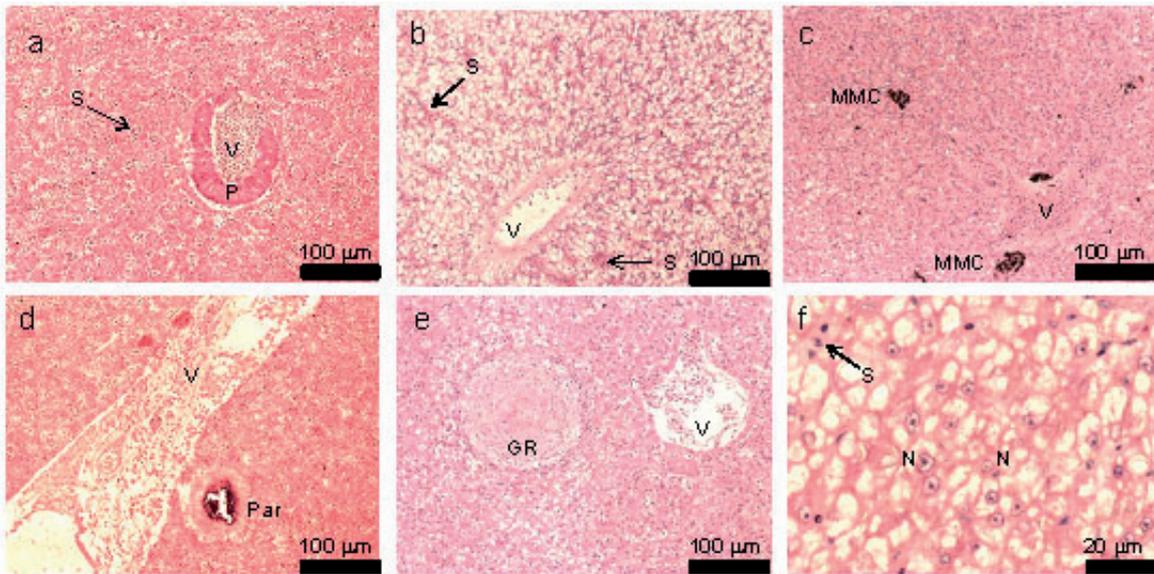


Figura 5. Secciones de hígado de merluza teñidas con hematoxilina-eosina. (a y b) Vista general de tejido hepático normal; nótese que el tejido hepático normal presenta una morfología variable. (a) Una porción de tejido pancreático alrededor de un vaso sanguíneo y la organización trabecular del parénquima con una bicapa de hepatocitos intercalada por sinusoides con eritrocitos. (b) Tejido hepático de color claro mostrando hepatocitos con un alto contenido lipídico y el núcleo desplazado a la periferia. (c) Centros de melanomacrófagos cerca de una vena. (d) Corte transversal de un parásito nematodo rodeado de tejido granulomatoso. (e) Granuloma hepático compuesto por una masa esférica de células inmunes. (f) Polimorfismo nuclear de hepatocitos mostrando núcleos de diferentes tamaños. V: vaso sanguíneo, P: tejido pancreático, S: sinusoides con eritrocitos, MMC: centros de melanomacrófagos, Par: parásito, GR: granuloma, N: núcleo de hepatocitos.

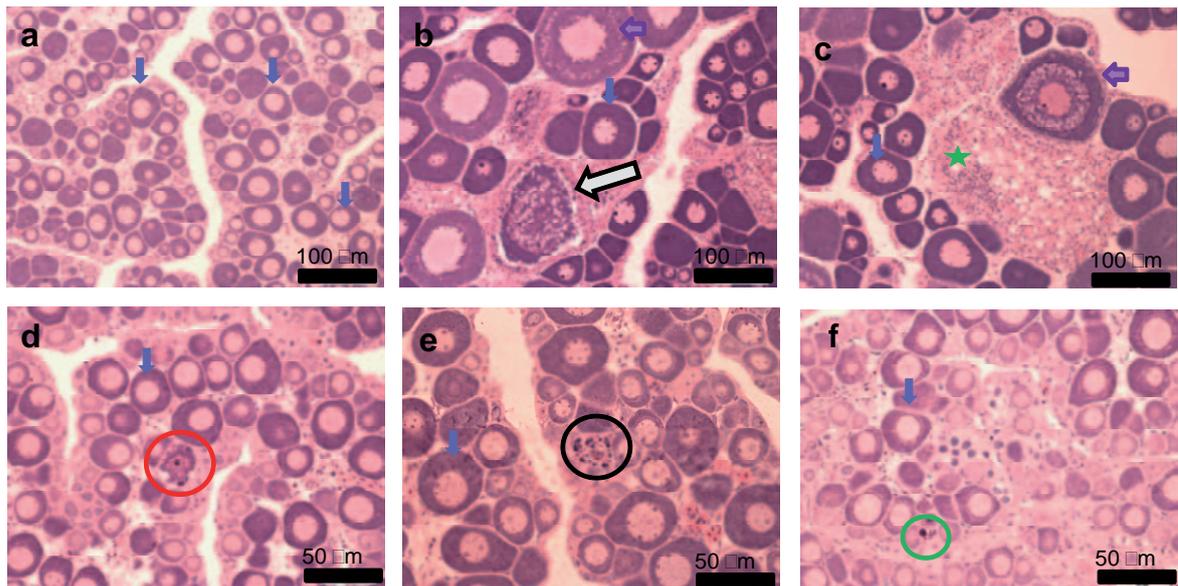


Figura 6. Secciones de ovario de merluza teñidas con hematoxilina-eosina. (a) Vista general de ovocitos normales en fase de crecimiento primario (flecha azul). (b) Ovocito alveolocortical atrésico (flecha blanca) rodeado por ovocitos en fase de crecimiento primario (flecha azul) y ovocitos alveolocorticales (flecha morada). (c) Células inmunes reabsorbiendo un ovocito atrésico (estrella verde). (d) Ovocito necrótico (dentro de un círculo rojo). (e) Ovocito inmaduro degenerado (rodeado por un círculo negro). (f) ovocito hiper cromático (rodeado por un círculo verde).

en fases tempranas de desarrollo podría indicar signos de alteración en las gónadas. En este estudio la prevalencia de la atresia en todos los tipos de ovocitos encontrados no superó el 20% de los casos. También se registraron casos de ovocitos necróticos (Figura 6d), de ovocitos inmaduros degenerados (Figura 6e) y de ovocitos hiper cromáticos (Figura 6f).

Las prevalencias de MMCs, así como el de las respuestas inflamatorias, fueron bajas (Tabla 5). Esta primera campaña ha servido para identificar el tipo de patologías que presentan las merluzas en gónada para, en un futuro, estudiar estas alteraciones no solo en términos de prevalencias, sino también en términos volumétricos.

Tabla 5. Prevalencias de lesiones en las gónadas de merluzas (%) capturadas en la costa vasca en julio de 2011. n: número de individuos. H: hembras, M: machos, MMC: centro de melanomacrófagos.

Parámetro	Bakio	Deba	Pasaia	Costa vasca
n	32	49	28	109
Ratio H/M	1,1	1	2,5	1,3
Atresia (%)	18,7	8	10	11,5
MMC (%)	0	6,1	3,6	3,7
Inflamación (%)	3,2	0	0	0,9
Intersex (%)	0	0	0	0

Nota: La ausencia de asteriscos indica que no hay diferencias significativas

entre las estaciones y la media general calculada para el conjunto de la costa vasca de acuerdo con el test de Chi cuadrado ($p < 0,05$).

En cuanto a los individuos machos, no se registró ninguna patología relevante. La mayoría de ellos se encontraron en post-puesta, donde aún se podían encontrar gametos residuales o empezando un nuevo ciclo (Figura 7).

Teniendo en cuenta los resultados del estudio histopatológico de hígado y gónada de merluzas, si bien las merluzas de la zona de Bakio parecen mostrar, en general, mayores prevalencias de síntomas patológicos que las merluzas de la zona de Deba y la zona de Pasaia, no hay diferencias significativas entre las diferentes zonas de muestreo estudiadas. Las ligeras diferencias se podrían atribuir, en parte, a la diferencia de tallas, peso y desarrollo gonadal de las merluzas. Por otra parte, se ha de considerar también el carácter migratorio de la merluza, por lo que es difícil atribuir cambios de efectos biológicos a la exposición de contaminantes de una zona concreta. Sin embargo, comparando estos resultados con el análisis histopatológico de merluzas capturadas en abril de 2003 tras el vertido del *Prestige* (Marigómez *et al.*, 2006), las merluzas analizadas en este estudio muestran un estado más saludable. Esto podría confirmarse con los resultados de los análisis químicos realizados, que indicarían que la merluza, en general, presenta una concentración de contaminantes menor que la pintarroja y la golleta. No obstante, para poder confirmar esta hipótesis se necesitaría llevar a cabo más programas de seguimiento que permitieran establecer niveles basales y series históricas de las respuestas analizadas.

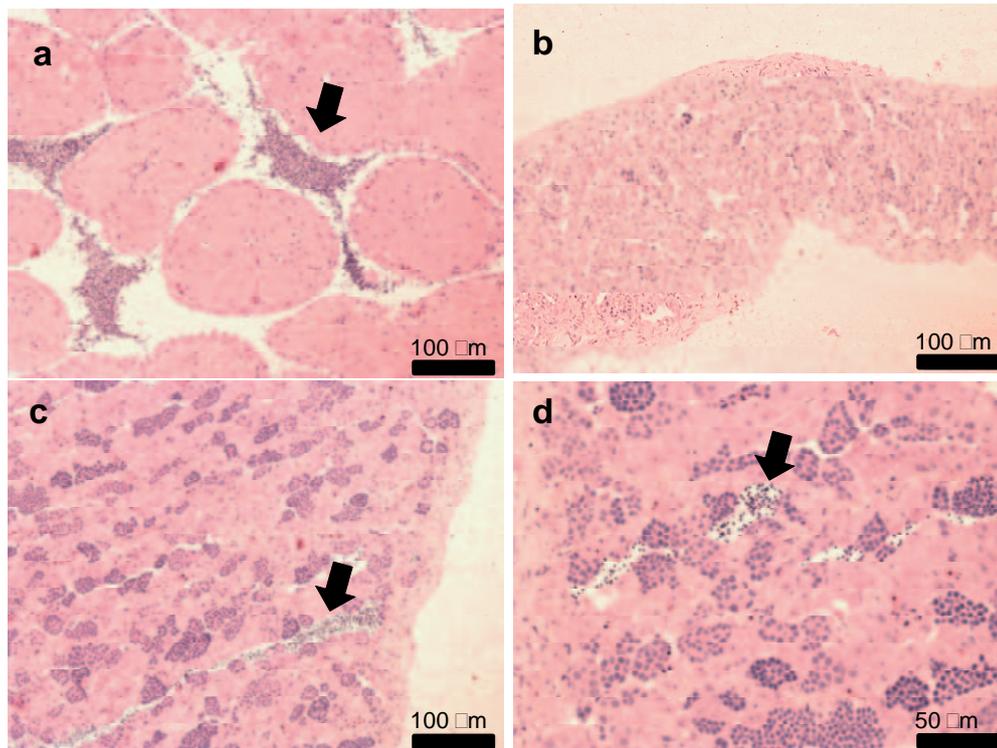


Figura 7. Secciones de testículo de merluzas teñidas con hematoxilina-eosina. (a) Espermatozoides residuales (flecha negra) entre la masa glandular compuesta por células Leydig. (b) Espermatogonias primarias entre el tejido intersticial que darán lugar a un nuevo ciclo. (c y d) Túbulos seminíferos mostrando varias fases de desarrollo gonadal; nótese que los espermatozoides aparecen en el lumen (flecha negra).

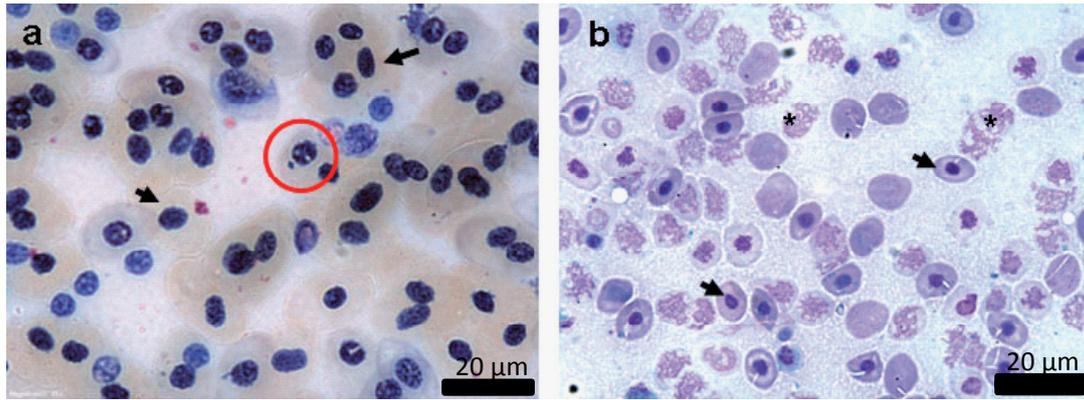


Figura 8. Micrografías de frotis sanguíneos de peces de la costa vasca teñidos con Giemsa: (a) eritrocitos maduros de pintarroja (flecha) y eritrocito mostrando un micronúcleo teñido con la misma intensidad que el núcleo celular (círculo rojo); (b) eritrocitos maduros (flecha) y células difuminadas (asterisco) de lenguado. Nótese que la variedad de tamaño de los núcleos de los eritrocitos se debe al desarrollo de madurez de los eritrocitos.

d) Análisis de la frecuencia de micronúcleos en sangre

A diferencia de los mamíferos, los peces presentan eritrocitos con núcleo celular, por lo que, si la técnica de la frecuencia de micronúcleos resulta ser útil como indicador de genotoxicidad en los peces a testar, podría ser una técnica en la que no fuera necesario sacrificar individuos. Tras la puesta a punto del protocolo de tinción de eritrocitos, los resultados indican que, tanto en pintarroja como en lenguado, la tinción de Giemsa tiñe claramente los núcleos y permite diferenciar fácilmente diferentes tipos celulares. Sin embargo, la pintarroja presenta eritrocitos de mayor tamaño que los del lenguado, por lo que la determinación de micronúcleos se realiza con mayor facilidad (Figura 8).

Los valores basales de la frecuencia de micronúcleos se pueden definir como la incidencia de micronúcleos observada en ausencia de riesgo ambiental, o como la incidencia de micronúcleos previa a una exposición a genotoxinas. El valor promedio de la frecuencia de micronúcleos que se obtuvo en eritrocitos de pintarroja de la costa vasca fue de 0,8%, mientras que la frecuencia de aberraciones nucleares y de yemas nucleares fue más alta, de 3,4% y 1%, respectivamente. En el caso del lenguado, los valores fueron más bajos que los registrados en pintarroja puesto que el valor promedio de la frecuencia de micronúcleos fue de 0,6%, el de aberraciones nucleares de 0,04% y el de las yemas nucleares de 0,5%. La pintarroja mostró valores genotóxicos más elevados que el lenguado posiblemente debido a su situación en la cadena trófica y a que, al ser una especie con una longevidad mayor, haya estado expuesto a más compuestos genotóxicos que el lenguado. En peces, las frecuencias inferiores a 0,05‰ en el mar Báltico y a 0,1‰ en el mar del norte han sido propuestas como valores basales en eritrocitos de platija (*Platichthys flesus*), limanda (*Limanda limanda*) y bacalao (*Gadus morhua*) tras analizar especies de 12 zonas de mar abierto en el Báltico (478 individuos) y 11 zonas en el mar del norte (291 individuos), respectivamente (ICES, 2011). Comparando con los valores basales de otras especies del norte de Europa, los valores del presente trabajo indicarían evidencias de un daño genotóxico, pero convendría establecer los valores basales de la pintarroja y el lenguado en la costa vasca para establecer la

magnitud del daño.

Descriptor 10: Basuras marinas

Debido a la importancia que está adquiriendo la problemática de las basuras y su inclusión en la DMEM, durante los últimos años está creciendo el número de trabajos e informes tratando este tema, incluyéndose protocolos y guías de actuación (Cheshire *et al.*, 2009). Sin embargo, los resultados que se ofrecen suelen estar a menudo agrupados y corresponden a datos generales o a escalas regionales que superan ampliamente el ámbito de la costa vasca: zona del Atlántico noreste, el golfo de Bizkaia, la costa ibérica, etc. (UNEP, 2009; OSPAR 2009, 2010; Galgani *et al.*, 2010). Estos trabajos introducen de manera adecuada la citada problemática y, en general, aportan conclusiones y recomendaciones válidas para todas las zonas. No obstante, para una mejor aplicación de la DMEM es indispensable el conocimiento desglosado de cada zona.

Dada la dificultad en este bloque de asignar un parámetro adecuado para poder comparar los distintos ítems, a la hora de interpretar los resultados y hacerse una idea de las dimensiones de cada tipo de basura, no se debe limitar a la simple comparación del parámetro en cuestión (peso o número de artículos), sino que debe tenerse presente en todo momento el ítem considerado.

En toda la campaña de muestreo se ha recogido un total de 43,9 kg de basura. No obstante, hay que tener en cuenta que, si bien hay materiales cuyo peso registrado es el real (vidrio, plástico, etc.), hay otros materiales cuyo peso está sobrevalorado (esponja, tejidos, etc.), ya que es imposible eliminar completamente el agua contenida antes de su pesaje. En estos casos, para introducir la menor desviación posible, se ha intentado escurrir el agua lo máximo posible antes de pesar cada ítem de basura. Teniendo en cuenta este hecho, el tipo de basura más relevante (en peso) ha sido el de "otros", con 28,5 kg, seguido de plásticos, con 6,8 kg, y tejidos-piel, con 4,8 kg (Tabla 6). Dentro del tipo "otros" se han recogido: goma, escorias, bota de agua, esponja-colchón, cubo, neumático, papel, bolas de alquitrán, bolígrafo, trozos de madera.

En cuanto a la distribución de la basura en el área muestreada, el plástico ha sido claramente el más extendido, ya que se ha encontrado en casi todos los arrastres realizados (en 20 de 23).

Después, “otros” y aparejos de pesca han aparecido en 10 y 9 arrastres respectivamente (Tablas 6, 7 y 8).

Hay que señalar que en alguna de las estaciones también se han recogido importantes cantidades de madera (principalmente ramas) que no se ha catalogado como basura, por ser considerada de origen o procedencia natural (ríos, corrientes, etc.), y han sido devueltas al mar.

Por otro lado, considerándose los arrastres de manera independiente, aquellos realizados en las estaciones 47-48 y 41-42, frente a Pasaia y Donostia respectivamente, han mostrado, con

gran diferencia, las mayores cantidades de basura (Figuras 9a y 9b; Tabla 6): se han recogido, respectivamente, 13,7 y 16,7 kg, siendo el tipo “otros” (colchón-esponja, neumático y escorias) uno de los más relevantes en ambos (Figuras 10a y 10b; Tablas 7 y 8).

En 11 de los 23 arrastres se ha superado el valor de 0,01 kg/ha de basura, y solamente en 3 se han superado los 0,1 kg ha⁻¹: 0,14 kg ha⁻¹ en el de las estaciones 5-6; 0,54 kg ha⁻¹ en el de las estaciones 41-42; y 0,57 kg ha⁻¹ en el de las estaciones 47-48 (Tabla 7). En la Figura 11 se presentan fotografías de la basura recogida en cada uno de los lances.

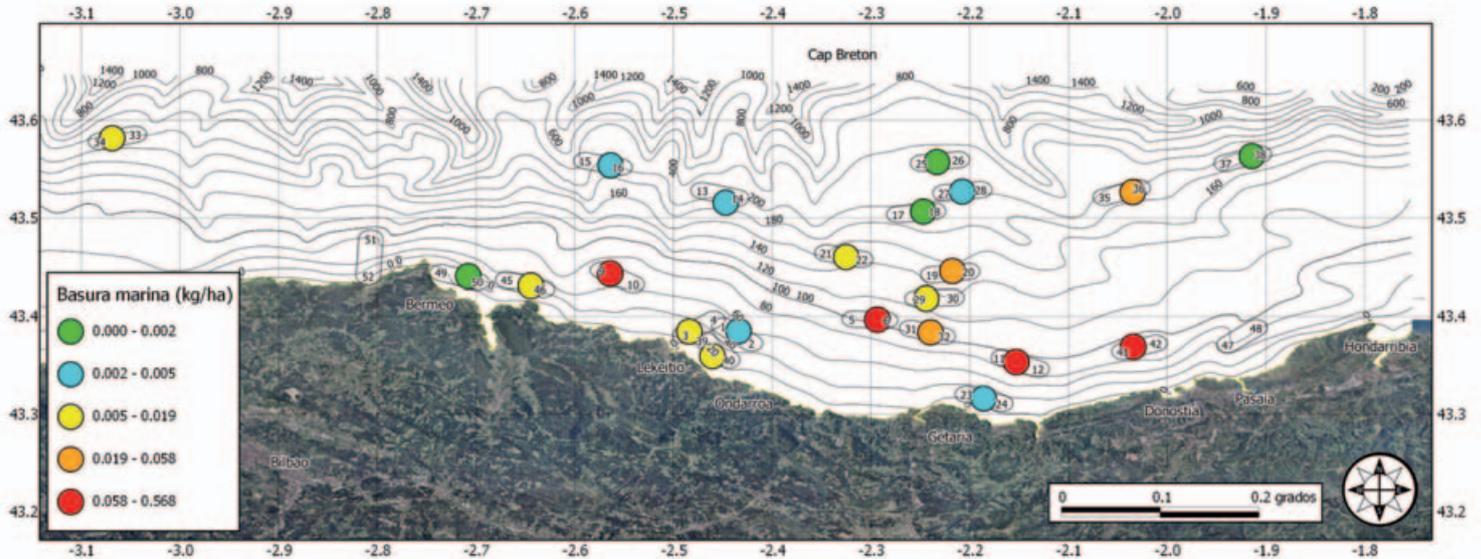


Figura 9a. Distribución del peso de las basuras (kg ha⁻¹) en las estaciones muestreadas en los fondos sedimentarios de la costa vasca.

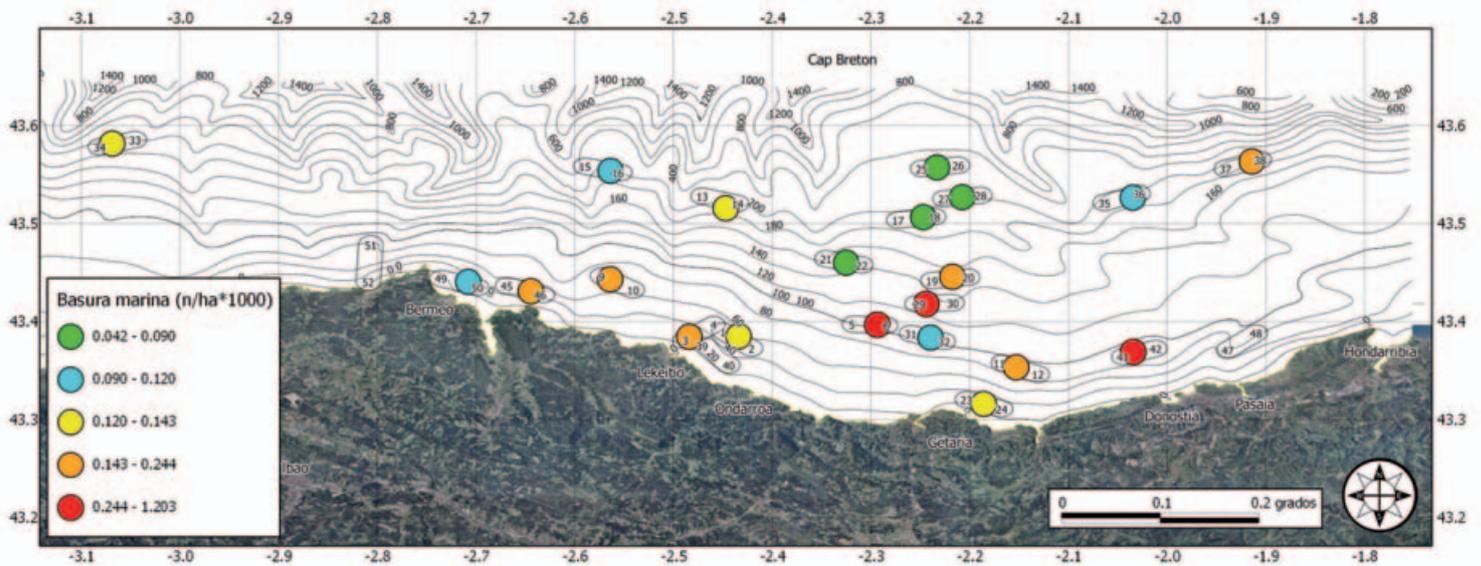


Figura 9b. Distribución del número de las basuras (nº ha⁻¹) en las estaciones muestreadas en los fondos sedimentarios de la costa vasca.

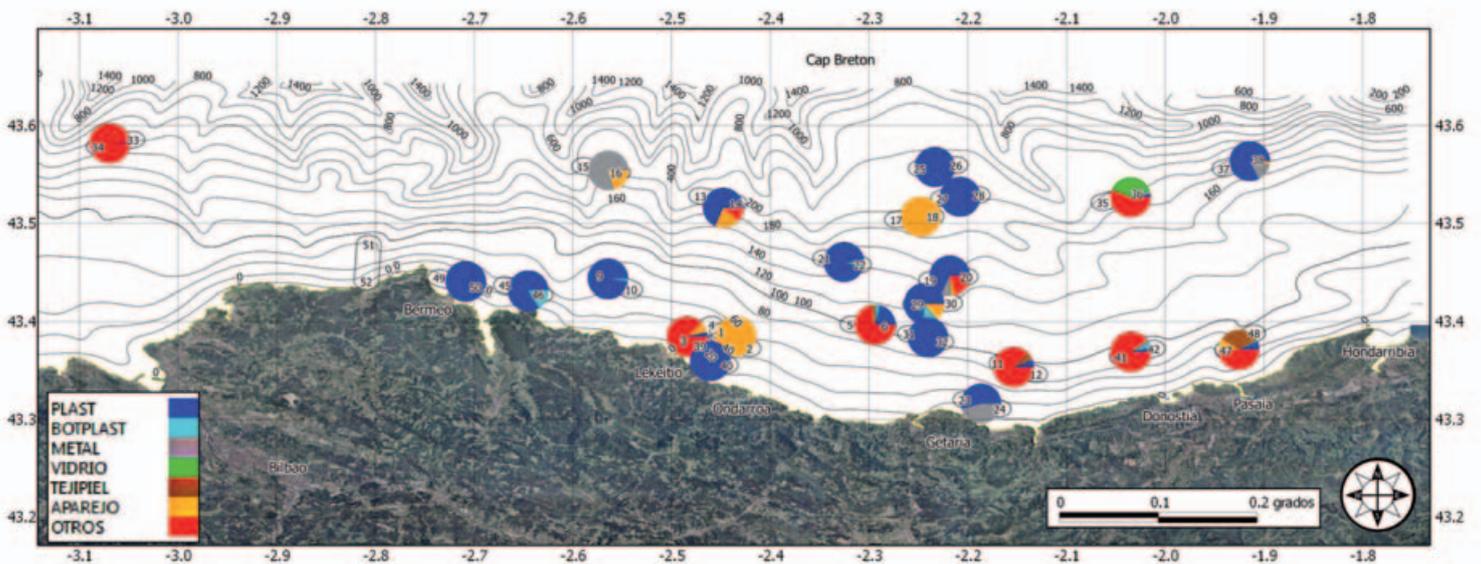


Figura 10a. Distribución espacial de la proporción del peso de cada tipo de basura recogida en los fondos sedimentarios frente a la costa vasca.

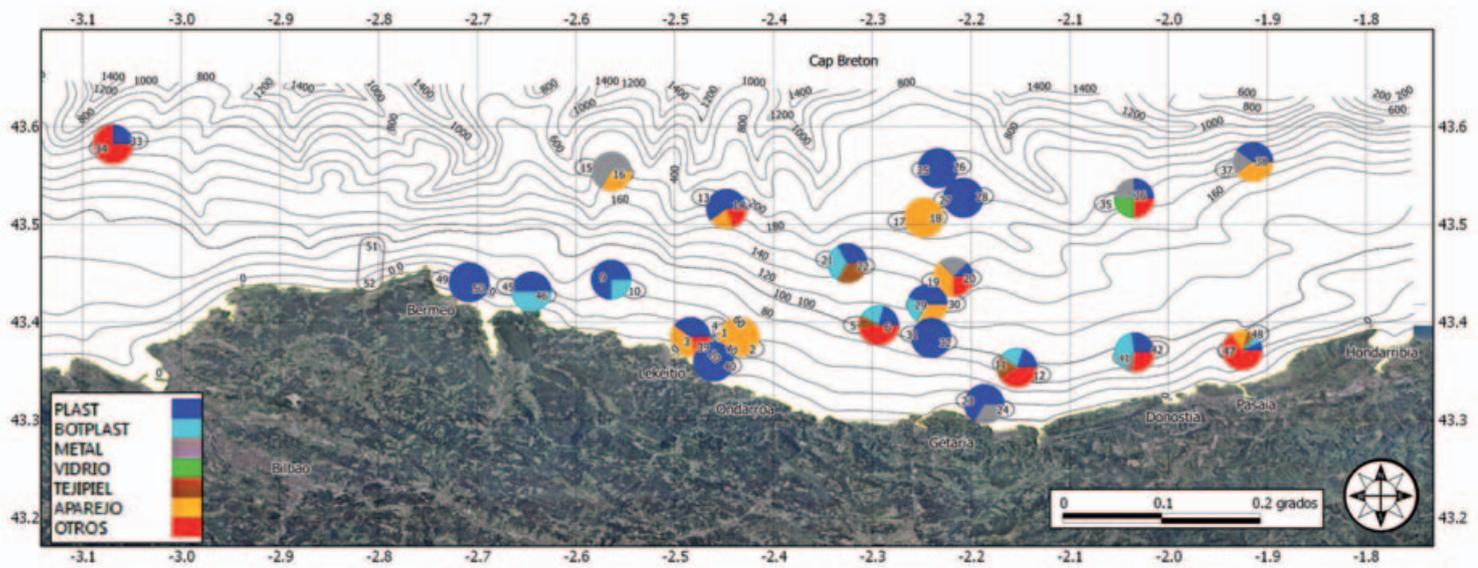


Figura 10b. Distribución espacial de la proporción del número de cada tipo de basura recogida en los fondos sedimentarios frente a la costa vasca.

Tabla 6. Peso (kg) y tipología de basura recogida en cada uno de los lances de la campaña de 2011.

PESO (kg)	Estación																							
	49-50	23-24	39-40	3-4	45-46	1-2	47-48	11-12	9-10	41-42	5-6	31-32	29-30	21-22	19-20	37-38	35-36	17-18	13-14	33-34	15-16	27-28	25-26	
-plásticos	0,002	0,031	0,169	0,018	0,160	0,940	0,130	1,590	0,650	0,870	0,654	0,490	0,166	0,704	0,033	0,030	0,087	0,005						
-botellas de plástico					0,030	0,150	0,010	0,040	0,730	0,140		0,080	0,005											
-metales		0,026							0,310					0,085	0,006	0,028						0,079		
-vidrio, cristal						4,530	0,150			0,140			0,004											
-tejidos, piel			0,426			6,720	1,890			15,050	2,900	0,000		0,210		0,651		0,014	0,599					
-otros														0,035	0,001		0,005	0,026						
-aparatos de pesca			0,041		0,090	1,350		0,090														0,020		
Peso total	0,002	0,057	0,169	0,485	0,190	0,090	13,690	2,180	1,630	16,740	4,050	0,654	0,660	1,034	0,040	1,164	0,005	0,127	0,604	0,099	0,060	0,002		
%	0,005	0,130	0,385	1,105	0,433	0,205	31,180	4,965	3,712	38,126	9,224	1,490	1,503	2,355	0,091	2,651	0,011	0,289	1,376	0,225	0,137	0,005		
Nº ítems	1	2	1	3	2	1	5	4	2	4	4	2	3	3	4	3	4	1	3	2	2	1	1	
Área arrastrada (ha)	22,16	24,98	23,97	26,05	23,77	29,95	24,10	30,90	27,88	31,07	28,66	30,65	36,19	33,45	32,79	28,90	34,86	33,63	35,53	32,05	32,32	27,60	23,77	
Profundidad (m)	25	32	48	50	56	71	67	87	91	94	101	101	121	130	135	157	166	172	169	181	197	255	358	
Otros:			(1)	(2)	(3, 4)	(4, 5, 6)	(4)	(7)	(8)	(9)	(10)													

(1) goma; (2) escorias; (3) bota de agua; (4) esponja-coleón; (5) cubo; (6) neumático; (7) papel; (8) bolas alquitrán; (9) bolígrafo; (10) trozos de madera.

Tabla 7. Peso (kg/ha) y tipología de basura por área recogida en cada uno de los lances de la campaña de 2011.

PESO (kg/ha)	Estación																							
	49-50	23-24	39-40	3-4	45-46	1-2	47-48	11-12	9-10	41-42	5-6	31-32	29-30	21-22	19-20	37-38	35-36	17-18	13-14	33-34	15-16	27-28	25-26	
-plásticos	0,000	0,001	0,007	0,001	0,007	0,039	0,004	0,057	0,021	0,030	0,021	0,014	0,005	0,021	0,001	0,001	0,002	0,000	0,002	0,000				
-botellas de plástico					0,001	0,006	0,000	0,001	0,023	0,005		0,002	0,000											
-metales		0,001							0,010					0,003	0,000	0,001	0,013					0,002		
-vidrio, cristal						0,188	0,005			0,005			0,000											
-tejidos, piel						0,279	0,061			0,484	0,101	0,000		0,006		0,019		0,000	0,019					
-otros			0,016																					
-aparatos de pesca			0,002		0,003	0,056		0,002						0,001	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001					
Peso total	0,000	0,002	0,007	0,019	0,008	0,003	0,568	0,071	0,058	0,539	0,141	0,021	0,018	0,005	0,032	0,001	0,033	0,000	0,004	0,019	0,003	0,002	0,000	0,000
%	0,006	0,147	0,453	1,197	0,514	0,193	36,523	4,537	3,760	34,644	9,087	1,372	1,173	0,336	2,027	0,089	2,147	0,010	0,230	1,212	0,197	0,140	0,005	
Nº ítems	1	2	1	3	2	1	5	4	2	4	4	2	3	3	4	3	4	1	3	2	2	1	1	
Área arrastrada (ha)	22,16	24,98	23,97	26,05	23,77	29,95	24,10	30,90	27,88	31,07	28,66	30,65	36,19	33,45	32,79	28,90	34,86	33,63	35,53	32,05	32,32	27,60	23,77	
Profundidad (m)	25	32	48	50	56	71	67	87	91	94	101	101	121	130	135	157	166	172	169	181	197	255	358	
Otros:			(1)	(2)	(3, 4)	(4, 5, 6)	(4)	(7)	(8)	(9)	(10)													

(1) goma; (2) escorias; (3) bota de agua; (4) esponja-coleón; (5) cubo; (6) neumático; (7) papel; (8) bolas alquitrán; (9) bolígrafo; (10) trozos de madera.

Tabla 8. Número (nº/ha*1000) y tipología de basura por área recogida en cada uno de los lances de la campaña de 2011.

ABUNDANCIA (nº/ha*1000)	Estación																						
	49-50	23-24	39-40	3-4	45-46	1-2	47-48	11-12	9-10	41-42	5-6	31-32	29-30	21-22	19-20	37-38	35-36	17-18	13-14	33-34	15-16	27-28	25-26
Tipo de material	0,090	0,080	0,042	0,077	0,084	0,083	0,032	0,108	0,108	0,097	0,140	0,098	0,111	0,030	0,030	0,069	0,029	0,084	0,031	0,072	0,042		
plásticos																							
botellas de plástico																							
metales	0,040				0,084		0,032	0,036	0,036	0,129	0,140		0,055	0,030		0,035	0,029				0,062		
vidrio, cristal										0,032													
tejidos, piel																							
otros			0,038				0,083	0,032			0,070			0,030									
aparajes de pesca			0,077			0,134	0,166			0,097	0,314	0,000	0,083		0,061	0,029	0,029	0,028	0,028	0,094	0,031		
Nº total	0,090	0,120	0,042	0,192	0,168	0,134	1,203	0,162	0,143	0,354	0,663	0,098	0,249	0,090	0,244	0,173	0,115	0,059	0,141	0,125	0,093	0,072	0,042
Nº ítems	1	2	1	3	2	1	5	4	2	4	4	2	3	3	4	3	4	1	3	2	2	1	1
Área arrastrada (ha)	22,16	24,98	23,97	26,05	23,77	29,95	24,10	30,90	27,88	31,07	28,66	30,65	36,19	33,45	32,79	28,90	34,86	33,63	35,53	32,05	32,32	27,60	23,77
Profundidad (m)	25	32	48	50	56	71	67	87	91	94	101	101	121	130	135	157	166	172	169	181	197	255	358
Otros:			(1)			(2)	(3, 4)			(4, 5, 6)	(4)				(7)	(8)	(8)	(9)	(9)	(10)	(10)		

(1) goma; (2) escorias; (3) bota de agua; (4) esponja-colchón; (5) cubo; (6) neumático; (7) papel; (8) bolas alquitrán; (9) boligrafo; (10) trozos de madera.



Figura 11. Fotografías de la basura recogida en cada uno de los arrastres de 2011. La regla amarilla mide 45 cm.

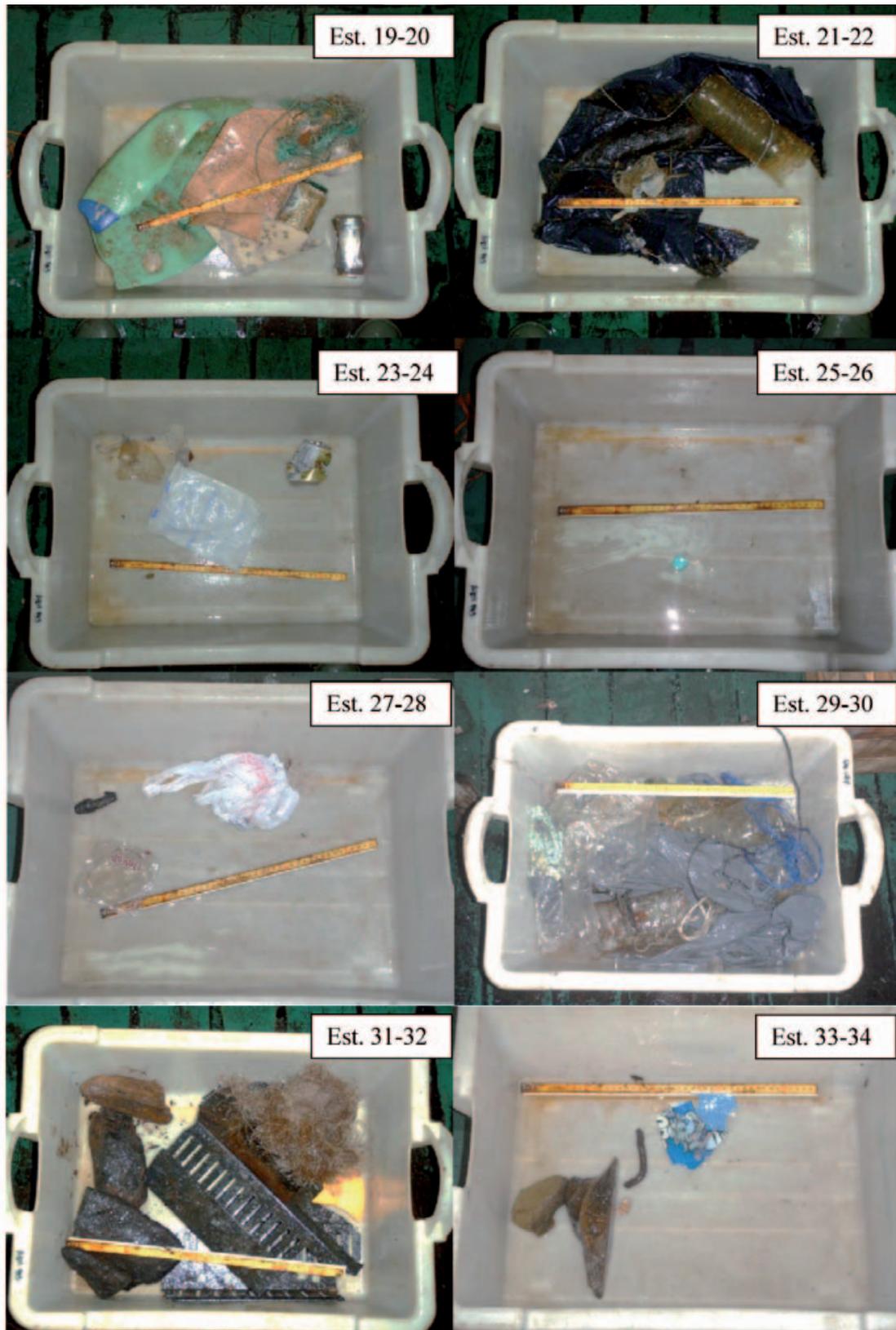


Figura 11 (continuación). Fotografías de la basura recogida en cada uno de los arrastres de 2011. La regla amarilla mide 45 cm.

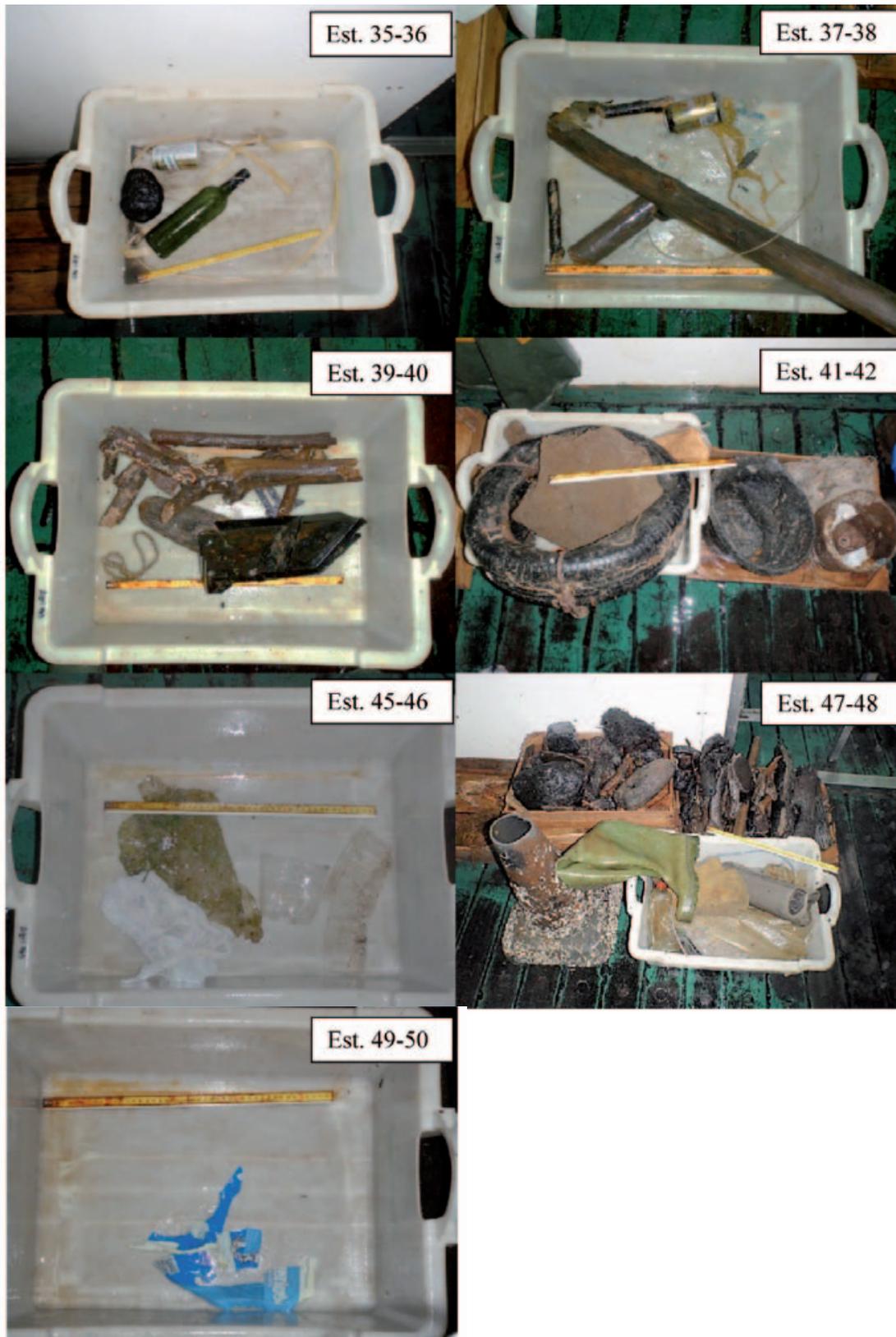


Figura 11 (continuación). Fotografías de la basura recogida en cada uno de los arrastres de 2011. La regla amarilla mide 45 cm.

Refiriendo los resultados a una unidad de superficie, para facilitar la comparación, en la presente campaña se ha recogido un promedio de 0,21 unidades ha^{-1} (rango 0,04-1,20 unidades ha^{-1}) y un promedio de 0,07 kg ha^{-1} (rango 0,00-0,57 kg ha^{-1}). Estos valores son claramente inferiores a los encontrados por Galgani *et al.* (1995) para fondos a menos de 100 m de profundidad del golfo de Bizkaia, quienes señalan un promedio de 2,03 unidades ha^{-1} (rango 0,26-4,94 unidades ha^{-1}). Considerando, dentro del golfo de Bizkaia, los fondos de hasta 2700 m de profundidad, Galgani *et al.* (2000) estiman la cantidad de 1,42 unidades ha^{-1} , siendo la zona de mayor densidad la zona sur del cañón del Cap Breton (22 unidades ha^{-1}).

Cada año, durante el otoño, el Instituto Español de Oceanografía realiza la campaña oceanográfica *Demersales* en las costas del mar Cantábrico y plataforma de Galicia, donde se incluye la costa vasca (IEO, 2012). Esta campaña está dirigida a la evaluación del estado del ecosistema demersal y bentónico mediante arrastre de fondo, e incluye entre sus objetivos la identificación de las basuras en fondos de la plataforma continental (circalitorales). Considerando el periodo 2006-2010, frente a las costas vascas se han recogido 0,00-14,4 kg ha^{-1} : predominan las zonas de 0,01-0,10 kg ha^{-1} y destacan dos zonas cercanas a la costa guipuzcoana (frente a Donostia y frente a Getaria-Ondarroa) con valores de 0,47-14,4 kg ha^{-1} . Estos valores superan ampliamente las cantidades recogidas en *Itsasteka 2011*, pero son inferiores a las encontradas por Galgani *et al.* (1995, 2000) que se han indicado anteriormente para todo el golfo de Bizkaia. Por tanto, la situación de la plataforma continental vasca podría estar algo mejor del “moderado” establecido por Borja *et al.* (2011), ya que su evaluación se basó en los valores presentados por Galgani *et al.* (1995, 2000). No obstante, IEO (2012) señala que el método del arrastre de los fondos, pese a tener una buena cobertura espacial y temporal, subestima la densidad absoluta de residuos ya que la basura en los fondos marinos no se distribuye de forma homogénea sino que tiende a agregarse en función del origen, las corrientes y la morfología del fondo.

Por otro lado, aunque con valores inferiores a los encontrados por IEO (2012), en la presente campaña también se han observado las mayores cantidades de basura en las estaciones más someras frente a la costa guipuzcoana. En este sentido, IEO (2012) indican que en fondos someros (<40m) la abundancia de basuras marinas es generalmente mayor que en zonas de plataforma, especialmente en las zonas donde las corrientes son débiles, ya que la basura tiende a acumularse en el fondo en ausencia de hidrodinamismo. Sin embargo, Galgani *et al.* (2000) señalan que los fondos de plataforma o circalitorales pueden constituir áreas de acumulación de basuras marinas en función de accidentes en el fondo, corrientes de plataforma, descarga de los ríos, cercanía a rutas de navegación, puertos o núcleos de población y/o turísticos. Uriarte *et al.* (2004) y Fontán *et al.* (2006), en el contexto del transporte de sedimento en el fondo del mar, identifican la presencia de dos zonas de acumulación entre Donostia y Hondarribia (frente a Pasaia) que podría servir para explicar la presencia de basuras de poco peso en dicha zona. De acuerdo con este hecho, Jouanneau *et al.* (2008), en su mapa de distribución superficial del sedimento de la plataforma del País Vasco, encuentran una amplia zona fangosa frente a la costa guipuzcoana, entre los 100 y 150 m de profundidad, lo cual puede

explicarse por la combinación de condiciones geomorfológicas e hidrodinámicas favorables que generan una zona de transporte y depósito en esta sección del golfo de Bizkaia. Este argumento podría ser perfectamente aplicable para las basuras ligeras. Pero en el presente caso, en estas estaciones frente a Donostia y Pasaia se han encontrado unidades pesadas (algunas superiores a 1 kg) que, por su peso, son difícilmente transportables y posiblemente, de acuerdo con IEO (2012), se hayan producido en las inmediaciones de donde fueron encontradas. Además, no se debe olvidar la tipología de la basura encontrada (neumático, bota de goma, cubo, esponja-colchón, cono de tráfico, escorias) y que estas estaciones se encuentran en zonas de elevado tránsito de embarcaciones, tanto pesqueras como de mercancías.

Respecto a la superficie afectada por cada tipo de basura, durante el periodo 2006-2010 del total de la superficie muestreada sobre la plataforma continental de la demarcación Noratlántica, las basuras más extendidas han sido, en este orden, plásticos, derivados de la actividad pesquera y Madera/Vidrio/Cerámica. Este orden coincide plenamente con los resultados obtenidos en el presente trabajo.

La basura marina es un problema persistente que afecta al fondo marino, a la columna de agua y a la línea costera: esta genera un evidente riesgo a un amplio abanico de organismos, como las aves marinas, mamíferos marinos y tortugas, a través de su ingestión y enredo, y tiene un impacto económico para algunas autoridades locales y diferentes sectores, por ejemplo, la acuicultura, turismo, generación de energía, pesca, puertos, búsqueda y rescate... El plástico, uno de los principales componentes de esta basura, se degrada muy lentamente durante cientos de años para descomponerse en pequeñas partículas. La extendida presencia de partículas de plástico microscópico y su potencial ingestión por organismos filtradores es una preocupación creciente debido a la capacidad de estas partículas de absorber, transportar y liberar contaminantes (OSPAR, 2010).

Teniendo en cuenta la naturaleza de la problemática de las basuras marinas, si se pretende que exista una menor cantidad de basura en el mar deberían seguirse estrategias muy variadas. Dado que la mayoría de la basura marina se origina en fuentes y actividades desarrolladas en tierra, la primera actuación sobre el control de esta basura debe enfocarse a la prevención de la entrada de basura en el mar. Sin embargo, a pesar de los esfuerzos regionales, nacionales e internacionales para detener las tendencias actuales, el problema continúa creciendo y, por ello, debe afrontarse urgentemente este asunto a través de una mejor aplicación de los distintos reglamentos, ampliación de campañas de educación a todos los niveles y el uso de fuertes incentivos e instrumentos económicos (UNEP, 2009).

Conclusiones

Descriptor 8: Contaminación en peces

Los niveles de contaminantes en las tres especies estudiadas (merluza, pintarroja y golleta) siguen un patrón diferente, siendo la merluza la especie que muestra, en general, niveles más bajos. Sin embargo, si se comparan los niveles de las tres especies capturadas

en la costa vasca con especies de otras zonas geográficas, éstos se encuentran en el mismo rango o son más bajos.

El estudio histopatológico en merluzas indica que no hay diferencias significativas entre las distintas zonas de muestreo estudiadas dentro de la costa vasca, posiblemente debido al carácter migratorio de la especie. Las merluzas, en general, no muestran síntomas de un estado de salud alterado y los resultados obtenidos en 2011 evidencian una mejoría en la salud respecto a merluzas que fueron capturadas en 2003 tras el vertido del *Prestige*.

En cuanto a los efectos genotóxicos, las dos especies estudiadas, la pintarroja y el lenguado, presentan una tinción óptima de los eritrocitos, lo que indica que ambas especies parecen ser idóneas para la determinación de la frecuencia de micronúcleos.

Aunque se hayan seleccionado y aplicado protocolos estándar de biomarcadores o efectos biológicos propuestos por el ICES (histopatología de peces y frecuencia de micronúcleos), éstos deben ponerse a punto para el golfo de Bizkaia. La selección de especies centinela y el estudio del grado de variabilidad de las respuestas biológicas estudiadas son esenciales para poder atribuir cambios debidos a la exposición a contaminantes y no a otros factores bióticos o abióticos. Por ello, es necesario realizar más seguimientos de efectos biológicos de los contaminantes para poder establecer niveles basales y series históricas con los cuales poder comparar nuevos datos.

Descriptor 10: Basuras marinas

El promedio de basura de 0,068 kg ha⁻¹ que se ha recogido en la campaña de 2011 no parece ser excesivo. El 71,2% de la basura recogida por área arrastrada en los arrastres de 2011 pertenece al arrastre de las estaciones 47-48 frente a Pasaia (36,5%) y al de las estaciones 41-42 frente a Donostia (34,6%).

En términos de peso (kg ha⁻¹), la basura recogida en los arrastres corresponde principalmente al tipo "otros" (63,4%) -donde predominan escorias, esponja-colchón, neumático y trozos de madera-, y a plásticos (15,1%). En términos de abundancia (n° ha⁻¹), esta dominancia se encuentra más repartida correspondiendo el 31,7% a "otros" y el 29,9% a plásticos.

Este proyecto ha permitido realizar una primera aproximación de algunos de los componentes ecosistémicos que caracterizan los hábitats bentónicos de la plataforma continental vasca.

Los resultados obtenidos serán de utilidad para el análisis del estado ambiental, requerido para la implementación de la DMEM europea, en cuanto a los descriptores 8 (contaminantes) y 10 (basuras marinas). Servirán de punto de partida para posteriores tomas de datos de la misma zona.

En sucesivos años se espera continuar con este tipo de estudios, adecuando los objetivos de la campaña a recoger información sobre los indicadores de la DMEM para los cuales se cuente con menor información. Esto permitirá realizar una evaluación del medio marino con el mejor conocimiento posible.

Agradecimientos

Agradecemos la colaboración de la tripulación y armadores del buque Gure Gaskaña, al personal de AZTI-Tecnalia Nekane

Alzoriz, Luis Arregi, Mikel Basterretxea y Jesús Martínez que participaron en la campaña de toma de muestras y a Arantza Maceira y Karmen Abaroa que colaboraron en el procesamiento histológico. También queremos agradecer a Oihana Solaun y un revisor anónimo por la aportación de comentarios y sugerencias que han mejorado considerablemente el resultado del presente artículo. Este trabajo ha sido financiado por la Dirección de Pesca y Acuicultura, del Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca del Gobierno Vasco. Este artículo es la contribución número 598 de AZTI-Tecnalia (Unidad de Investigación Marina).

Bibliografía

- Agius, C. y R.J. Roberts, 2003. Melano-macrophage centers and their role in fish pathology. *Journal of Fish Disease*, 26: 499–509
- Baršiene, J., J. Lazutka, J. Šyokiene, V. Dedonyte, A. Rybakovas, A. Bjornstad y O.K. Andersen, 2004. Analysis of micronuclei in blue mussels and fish from the Baltic and the North Sea. *Environmental Toxicology*, 19: 365–371.
- Bilbao, E., D. Raingeard, O. Diaz de Cerio, M. Ortiz-Zarragoitia, P. Ruiz, U. Izagirre, A. Orbea, I. Marigomez, M.P. Cajaraville y I. Cancio, 2010. Effects of exposure to Prestige-like heavy fuel oil and to perfluorooctanesulfonate on conventional biomarkers and target gene transcription in the thicklip grey mullet *Chelon labrosus*. *Aquatic Toxicology*, 98: 282–296.
- Bjerregaard L.B., B. Korsgaard y P. Bjerregaard, 2006. Intersex in wild roach (*Rutilus rutilus*) from Danish sewage effluent-receiving streams. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 64: 321–328
- Bodiguel X., V. Loizeau, A.M. Le Guellec, F. Roupsard, X. Philippon y C. Mellon-Duval, 2009. Influence of sex, maturity and reproduction on PCB and p,p'DDE concentrations and repartitions in the European hake (*Merluccius merluccius*, L.) from the Gulf of Lions (N.W. Mediterranean). *Science of the Total Environment*, 408: 304–331.
- Bodiguel, X., J. Tronczyński, V. Loizeau, C. Munsch, N. Guiot, A.M. Le Guellec, N. Olivier, F. Roupsard y C. Mellon, 2008. Classical and novel organohalogen compounds (PCBs and PBDEs) in hake (*Merluccius*, L.) from the Mediterranean and Atlantic coasts (France). *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 110: 157–166.
- Borgå K, G.W. Gabrielsen y J.U. Skaare, 2001. Biomagnification of organochlorines along a Barents Sea food chain. *Environmental Pollution*, 113:187–98.
- Borja, A., 2006. The new European Marine Strategy Directive: Difficulties, opportunities, and challenges. *Marine Pollution Bulletin*, 52: 239–242.
- Borja, Á., I. Galparsoro, X. Irigoien, A. Iriondo, I. Menchaca, I. Muxika, M. Pascual, I. Quincoces, M. Revilla, J.G. Rodríguez, M. Santurtún, O. Solaun, A. Uriarte, V. Valencia y I. Zorita, 2011. The implementation of the European Marine Strategy Framework Directive: a methodological approach for the assessment of the environmental status, from the Basque Country (Bay of Biscay). *Marine Pollution Bulletin*, 62(5): 889–904.
- Borja, Á., M. Elliott, J. Carstensen, A.-S. Heiskanen y W. van de Bund, 2010. Marine management - Towards an integrated implementation of the European Marine Strategy Framework and the Water Framework Directives. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 2175–2186.
- Cardoso, A.C., S. Cochrane, H. Doemer, J.G. Ferreira, F. Galgani, C. Hagebro, G. Hanke, N. Hoepffner, P.D. Keizer, R. Law, S. Olenin, G.J. Piet, J. Rice, S.I. Rogers, F. Swartenbroux, M.L. Tasker y W. van de Bund, 2010. *Scientific support to the European Commission on the Marine Strategy Framework Directive. Management Group Report*. EUR 24336 EN – Joint Research Centre, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities: 57 pp.
- Cheshire, A.C., E. Adler, J. Barbière, Y. Cohen, S. Evans, S. Jarayabhand,

- L. Jeftic, R.T. Jung, S. Kinsey, E.T.Kusui, I. Lavine, P. Manyara, L. Oosterbaan, M.A. Pereira, S. Sheavly, A. Tkalin, S. Varadarajan, B. Wenneker y G. Westphalen, 2009. *UNEP/IOC Guidelines on Survey and Monitoring of Marine Litter*. UNEP Regional Seas Reports and Studies, No. 186; IOC Technical Series No. 83: xii + 120 pp.
- Coelho J.P. H. Santos, A.T. Reis, J. Falcão, E.T. Rodrigues, M.E. Pereira, A.C. Duarte y M.A. Pardal, 2010. Mercury bioaccumulation in the spotted dogfish (*Scyliorhinus canicula*) from the Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 1372–1375
- Easton, M.D., D. Luszniak y E. Von der Geest, 2002. Preliminary examination of contaminant loadings in farmed salmon, wild salmon and commercial salmon feed. *Chemosphere*, 46: 1053-1074.
- Feist, S.W., T. Lang, G.D. Stentiford y A. Koehler, 2004. Use of liver pathology of the European flatfish dab (*Limanda limanda* L.) and flounder (*Platichthys flesus* L.) for monitoring. ICES Techniques in Marine Environmental Sciences 38, ICES, Copenhagen.
- Fernandes, D., O. Andreu-Sánchez, M.J. Bebianno y C. Porte, 2008. Assessment of pollution along the Northern Iberian shelf by the combined use of chemical and biochemical markers in two representative fish species. *Environmental Pollution*, 155: 327-335.
- Fontán, A., J. Mader, M. González, A. Uriarte, P. Gyssels y M.B. Collins, 2006. Marine hydrodynamics between San Sebastián and Hondarribia (Guipúzcoa, northern Spain): field measurements and numerical modelling. *Scientia Marina*, 70SI: 51-63.
- Fisk, A.T., K.A. Hobson y R.J. Norstrom, 2001. Influence of chemical and biological factors on trophic transfer of persistent organic pollutants in the Northwater Polynya marine food web. *Environmental Science of Technology*, 35: 732–8.
- Galgani, F., T. Burgeot, G. Bocquene, F. Vincent, J.P. Leaute, J. Labastie, A. Forest y R. Guichet, 1995. Distribution and abundance of debris on the continental shelf of the Bay of Biscay and the Seine Bay. *Marine Pollution Bulletin*, 30: 58-62.
- Galgani, F., J.P. Leaute, P. Mogueudet, A. Souplet, Y. Verin, A. Carpentier, H. Goragner, D. Latrouite, B. Andral, Y. Cadiou, J.C. Mahe, J.C. Poulard y P. Nerisson, 2000. Litter on the sea floor along European coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 40(6): 526-527.
- Galgani, F., D. Fleet, J. van Franeker, S. Katsanevakis, T. Maes, Jo. Mouat, L. Oosterbaan, I. Poitou, G. Hanke, R. Thompson, E. Amato, A. Birkun y C. Janssen, 2010. *Marine Strategy Framework Directive – Task Group 10 Report Marine Litter*. EUR 24340 EN – Joint Research Centre, Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 48 pp.
- Galparsoro, I., Á. Borja, I. Legorburu, C. Hernández, G. Chust, P. Liria y A. Uriarte, 2010. Morphological characteristics of the Basque continental shelf (Bay of Biscay, northern Spain); their implications for Integrated Coastal Zone Management. *Geomorphology*, 118(3-4): 314-329.
- ICES, 2011. *Report of the Working Group on Biological Effects of Contaminants (WGBEC)*, 14–18 February 2011, Vigo, Spain. ICES CM 2011/SSGHIE:02. 163 pp.
- IEO, 2012. *Estrategia marina Demarcación noratlántica. Parte IV. Descriptores del buen estado ambiental. Descriptor 10. Basuras marinas*. Ed: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado. 47 pp. <http://publicacionesoficiales.boe.es/>
- Johnson, L.L., D.P. Lomax, M.S. Myers, O.P. Olson, S.Y. Sol, S.M. O'Neill, J. West y T.K. Collier, 2008. Xenooestrogen exposure and effects in English sole (*Parophrys vetulus*) from Puget Sound, WA. *Aquatic Toxicology*, 88: 29–38.
- Jouanneau, J.M., O. Weber, N. Champilou, P. Cirac, I. Muxika, Á. Borja, A. Pascual, J. Rodríguez-Lázaro y O. Donard, 2008. Recent sedimentary study of the shelf of the Basque country. *Journal of Marine Systems*, 72: 397–406.
- Kalyoncu, L., I. Agca y A. Aktumsek, 2009. Some organochlorine pesticide residues in fish species in Konya, Turkey. *Chemosphere*, 74: 885-889.
- Kljacović Gašpić, Z., T. Zvonarić, N. Vrgoč; N. Odžak y A. Barić, 2002. Cadmium and lead in selected tissues of two commercially important fish species from the Adriatic Sea. *Water Research*, 36: 5023-5028.
- Leino, R.L., K.L. Jensen y G.T. Ankley, 2005. Gonadal histology and characteristic histopathology associated with endocrine disruption in the adult fathead minnow (*Pimephales promelas*). *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 19: 85-98.
- Marigómez, I., M. Soto, I. Cancio, A. Orbea, L. Garmendia, L. y M.P. Cajaraville, 2006. Cell and tissue biomarkers in mussel, and histopathology in hake and anchovy from Bay of Biscay after the prestige oil spill (Monitoring Campaign 2003). *Marine Pollution Bulletin*, 53: 287-304.
- Marty, G.D., A. Hoffmann, M.S. Okihiro, K. Hepler y D. Hanes, 2003. Retrospective analysis: bile hydrocarbons and histopathology of demersal rockfish in Prince William Sound, Alaska, after the Exxon Valdez oil spill. *Marine Environmental Research*, 56: 569–584.
- Muraa, H., L. Motos y P. Lucio, 1998. Reproductive modality and batch fecundity of the European hake (*Merluccius merluccius* L.) in the bay of Biscay. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports*, 39: 196-203.
- Myers, M.S., L. L. Johnson, O.P. Olson, C.M. Stehr, B.H. Horness, T.K. Collier y B.B. McCain, 1998. Toxicopathic hepatic lesions as biomarkers of chemical contaminant exposure and effects in marine bottom fish species from the Northeast and Pacific Coasts, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 37: 92-113.
- Myers, M.S., O.P. Olson, L.L. Johnson, C.M. Stehr, T. Hom y U. Varanasi, 1992. Hepatic lesions other than neoplasms in subadult flatfish from Pudget Sound, WA: relationships with indices of contaminant exposure. *Marine Environmental Research*, 34: 45–51.
- Nanton, D.A., S.P. Lall, N.W. Ross y M.A. McNiven, 2003. Effect of dietary lipid level on fatty acid α -oxidation and lipid composition in various tissues of haddock, *Melanogrammus aeglefinus* L. *Comparative Biochemistry and Physiology*, 135: 95–108.
- OSPAR, 2009. *Marine litter in the North-East Atlantic Region: Assessment and priorities for response*. London, United Kingdom, 127 pp.
- OSPAR, 2010. *Quality Status Report 2010*. OSPAR Commission. London. 176 pp.
- Payne, J.F. y L.F. Fancey, 1989. Effect of polycyclic aromatic hydrocarbons on immune responses in fish: Changes in melano-macrophage centers in flounder (*Pseudopleuronectes americanus*) exposed to hydrocarbon-contaminated sediments. *Marine Environmental Research*, 28:431-435.
- Quincoces, I., L. Arregi, M. Basterretxea, I. Galparsoro, J.M. Garmendia, J. Martínez, J.G. Rodríguez y A. Uriarte, 2011. Ecosistema bentodemersal de la plataforma costera vasca, información para su aplicación en la Directiva Marco de la Estrategia Marina europea. *Revista de Investigación Marina*, 18(4): 45-75.
- Raldúa, D., S. Díez, J.M. Bayona, D. Barceló, 2007. Mercury levels and liver pathology in feral fish living in the vicinity of a mercury cell chlor-alkali factory. *Chemosphere*, 66: 1217–1225.
- Recasens, L., A. Lombarte, B. Morales-Nin y G.J. Torres, 1998. Spatio temporal variation in the population structure of the European hake in the NW Mediterranean. *Journal of Fish Biology*, 53: 387-401.
- Rouleau, C., C. Gobeil y H. Tjalve, 2006. Cadmium accumulation in coastal demersal fish. *Marine Ecology Progress Series*, 311: 131-143.
- Ruiz, P., M. Ortiz-Zarragoitia, A. Orbea, M. Theron, S. Le Floch y M.P. Cajaraville, 2012. Responses of conventional and molecular biomarkers in turbot *Scophthalmus maximus* exposed to heavy fuel oil no. 6 and styrene. *Aquatic Toxicology*, 116–117: 116–128.
- Serrano, R., M. Barreda y M.A. Blanes, 2008. Investigating the presence of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in wild and farmed gilthead sea bream (*Sparus aurata*) from the Western Mediterranean sea. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 963–972.
- Stefanelli, P., A. Ausili, A.D. Muccio, C. Fossi, S.D. Muccio, S. Rossi y A. Colasanti, 2004. Organochlorine compounds in tissues of swordfish (*Xiphias gladius*) from Mediterranean Sea and Azores islands. *Marine Pollution Bulletin*, 49: 938-950.
- Stefanelli, P., A. Ausili, G. Ciuffa, A. Colasanti A., S. Di Muccio y R. Morlino, 2002. Investigation of polychlorobiphenyls and

- organochlorine pesticides in tissues of tune (*Thunnus thynnus*) from the Mediterranean Sea in 1999. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 69: 800-807.
- Stentiford, G.D., M. Longshaw, B.P. Lyons, G. Jones, M. Green, y S.W. Feist, 2003. Histopathological biomarkers in estuarine fish species for the assessment of biological effects of contaminants. *Marine Environmental Research*, 55: 137-159.
- Storelli, M.M. y G.O. Marcotrigiano, 2001. Persistent organochlorine residues and toxic evaluation of polychlorinated biphenyls in sharks from the Mediterranean Sea (Italy). *Marine Pollution Bulletin*, 42: 1323-1329.
- Svobodová, V., T. Zlábek, J. Rándak, J. Máchová, J. Kolárová, J. Hajslová y P. Suchan, 2003. Profiles of persistent organochlorine pollutants (POPs) in tissues of marketable common carp and in bottom sediments of selected ponds of South and West Bohemia. *Acta Vet. Brno*, 72: 295-309.
- Thomas, M., A. Lazartigues, D. Banas, J. Brun-Bellut y C. Feidt, 2012. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in sediments and fish from freshwater cultured fish ponds in different agricultural contexts in north-eastern France. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 77: 35-44.
- UNEP, 2009. *Marine Litter: A Global Challenge*. United Nations Environment Programme. Nairobi: UNEP. 232 pp.
- Uriarte, A., M. Collins, A. Cearreta, J. Bald y G. Evans, 2004. *Sediment supply, transport and deposition: contemporary and Late Quaternary evolution*. Borja, A. y Collins, M. (Eds.), Oceanography and Marine Environment of the Basque Country, Elsevier Oceanography Series, 70: 97-131.
- Usero, J., C. Izquierdo, J. Morillo y I. Gracia, 2003. Heavy metals in fish (*Solea vulgaris*, *Anguilla anguilla* and *Liza aurata*) from salt marshes on the southern Atlantic coast of Spain. *Environmental International*, 29: 949-956.
- Van der Oost, R., J. Beyer y N. Vermeulen, 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 13: 57-149.
- Vethaak, A. D., J.G. Jol, A. Meijboom, M.L. Eggens, T. Rheinhold, P.W. Wester, T. Van de Zande, A. Bergman, N. Dankers, F. Ariese, R.A. Baan, J.M. Everts, A. Opperhuizen y J.M. Marquenie, 1996. Skin and liver diseases induced in flounder (*Platichthys flesus*) after long-term exposure to contaminated sediments in large-scale mesocosms. *Environmental Health Perspectives*, 104: 1218-1229.
- Vethaak, A.D. y P.W. Wester, 1993. Diseases of flounder (*Platichthys flesus*) in Dutch coastal and estuarine waters, with particular reference to environmental stress factors. Part 2. Liver histopathology. In: Vethaak, A.D. (Ed.), Fish Disease and Marine Pollution: a case study of the flounder (*Platichthys flesus*) in Dutch coastal and estuarine waters. Ministry of Transport. Public Works Department and Water Management, Amsterdam, pp. 59-81.

ANEXO. Concentración de contaminantes en peces de diferentes zonas geográficas

Tabla 1. Concentración de metales en peces de diferentes zonas geográficas. Los valores se muestran como rangos de concentraciones. ww: peso húmedo, del inglés *wet weight*.

Especie	Tejido	Zona de muestreo	Cd	Cu	Pb	Zn	Hg	Referencia
<i>Merluccius merluccius</i>	Hígado	Mar Adriático	6,5-153 µg/kg ww		39-298 µg/kg ww			Kljaković Gašpić <i>et al.</i> , 2002
<i>Merluccius merluccius</i>	Músculo	Mar Adriático	4,1-14,3 µg/kg ww		49-141 µg/kg ww			Kljaković Gašpić <i>et al.</i> , 2002
<i>Solea solea</i>	Hígado	Costa sur Atlántica	0,08-0,43 mg/kg ww	50,7-129 mg/kg ww	0,20-0,42 mg/kg ww	15-26 mg/kg ww	0,010-0,027 mg/kg ww	Usero <i>et al.</i> , 2003
<i>Solea solea</i>	Músculo	Costa sur Atlántica	0,010-0,028 mg/kg ww	0,4-0,5 mg/kg ww	0,03-0,05 mg/kg ww	4,17-8,52 mg/kg ww	0,012-0,017 mg/kg ww	Usero <i>et al.</i> , 2003
<i>Liza aurata</i>	Hígado	Costa sur Atlántica	0,14-0,51 mg/kg ww	13,7-164 mg/kg ww	0,25-0,48 mg/kg ww	31-82 mg/kg ww	0,012-0,042 mg/kg ww	Usero <i>et al.</i> , 2003
<i>Liza aurata</i>	Músculo	Costa sur Atlántica	0,013-0,030 mg/kg ww	0,2-0,6 mg/kg ww	0,03-0,05 mg/kg ww	3,10-8,41 mg/kg ww	0,010-0,013 mg/kg ww	Usero <i>et al.</i> , 2003
<i>Anguilla anguilla</i>	Hígado	Costa sur Atlántica	0,12-0,48 mg/kg ww	16,4-32,5 mg/kg ww	0,40-0,60 mg/kg ww	32-45 mg/kg ww	0,011-0,023 mg/kg ww	Usero <i>et al.</i> , 2003
<i>Anguilla anguilla</i>	Músculo	Costa sur Atlántica	0,015-0,050 mg/kg ww	0,5-1,5 mg/kg ww	0,03-0,09 mg/kg ww	10,1-13 mg/kg ww	0,010-0,023 mg/kg ww	Usero <i>et al.</i> , 2003
<i>Barbus graellsii</i>	Músculo	Río Cinca, España					0,079-2,433 mg/kg ww	Raldúa <i>et al.</i> , 2007
<i>Alburnus alburnus</i>	Whole fish	Río Cinca, España					0,041-1,979 mg/kg ww	Raldúa <i>et al.</i> , 2007
<i>Scyliorhinus canicula</i>	Músculo	Atlántico					0,27-0,42 mg/kg ww	Coelho <i>et al.</i> , 2010
<i>Scyliorhinus canicula</i>	Hígado	Atlántico					0,08-0,11 mg/kg ww	Coelho <i>et al.</i> , 2010

Tabla 2. Concentración de policlorobifenilos (PCBs) en peces de diferentes zonas geográficas. Los valores se muestran bien como promedios o bien como rangos de concentraciones. dw: peso seco, del inglés *dry weight*, ww: peso húmedo, del inglés *wet weight*.

Especie	Tejido	Zona de muestreo	PCBs	Referencia
<i>Perca fluviatilis</i>	Músculo	Francia	Suma de 7 PCBs 2,65 ng g ⁻¹ ww	Thomas <i>et al.</i> , 2012
<i>Cyprinus carpio</i>	Músculo	Francia	Suma de 7 PCBs 2,35 ng g ⁻¹ ww	Thomas <i>et al.</i> , 2012
<i>Sparus aurata</i>	Músculo	Costa Mediterránea española	Suma de 15 PCBs 11-23 ng g ⁻¹ ww	Serrano <i>et al.</i> , 2008
<i>Merluccius merluccius</i>	Músculo	Golfo de León, Mediterráneo	Suma de 15 PCBs 161-269 ng g ⁻¹ dw	Bodiguel <i>et al.</i> , 2009
<i>Merluccius merluccius</i>	Hígado	Golfo de León, Mediterráneo	Suma de 15 PCBs 2729- 4124 ng g ⁻¹ dw	Bodiguel <i>et al.</i> , 2009
<i>Thunnus thynnus</i>	Músculo	Mediterráneo	Suma de 35 PCBs 21,39- 324,54 ng g ⁻¹ ww	Stefanelli <i>et al.</i> , 2002
<i>Xiphias gladius</i>	Músculo	Mediterráneo	Suma de 34 PCBs 7,54- 333,17 ng g ⁻¹ ww	Stefanelli <i>et al.</i> , 2004
<i>Centrophorus granulosus</i>	Músculo	Mediterráneo	Suma de 17 PCBs 18-42 ng g ⁻¹ ww	Storelli y Marcotrigiano, 2001
<i>Centrophorus granulosus</i>	Hígado	Mediterráneo	Suma de 17 PCBs 1188- 2570 ng g ⁻¹ ww	Storelli y Marcotrigiano, 2001
<i>Squalus blainvillei</i>	Músculo	Mediterráneo	Suma de 17 PCBs 2-20 ng g ⁻¹ ww	Storelli y Marcotrigiano, 2001
<i>Squalus blainvillei</i>	Hígado	Mediterráneo	Suma de 17 PCBs 364-1885 ng g ⁻¹ ww	Storelli y Marcotrigiano, 2001
<i>Lepidorhombus boscii</i>	Músculo	Costa del norte de la península ibérica	Suma de 14 PCBs 2-8,3 ng g ⁻¹ dw	Fernandes <i>et al.</i> , 2008
<i>Trisopterus luscus</i>	Músculo	Costa del norte de la península ibérica	Suma de 14 PCBs 2,6-5,3 ng g ⁻¹ dw	Fernandes <i>et al.</i> , 2008

Tabla 3. Concentración de γ -hexaclorociclohexano (γ -HCH) en músculo de peces de diferentes zonas geográficas. Los valores se muestran bien como promedios, como promedios y desviación estándar o como rangos de concentraciones. ww: peso húmedo, del inglés *wet weight*.

Especie	Zona de muestreo	γ -HCH	Referencia
<i>Salmo trutta</i>	Turquía	0,0024±0,0009 $\mu\text{g g}^{-1}$ ww	Kalyoncu <i>et al.</i> , 2009
<i>Mullus barbatus</i>	Turquía	0,0038±0,0013 $\mu\text{g g}^{-1}$ ww	Kalyoncu <i>et al.</i> , 2009
<i>Pomatomus saltator</i>	Turquía	0,0036±0,0024 $\mu\text{g g}^{-1}$ ww	Kalyoncu <i>et al.</i> , 2009
<i>Sparus aurata</i>	Turquía	0,0073±0,0042 $\mu\text{g g}^{-1}$ ww	Kalyoncu <i>et al.</i> , 2009
<i>Trachurus trachurus</i>	Turquía	0,0054±0,0026 $\mu\text{g g}^{-1}$ ww	Kalyoncu <i>et al.</i> , 2009
<i>Gobius niger</i>	Turquía	0,0029±0,0006 $\mu\text{g g}^{-1}$ ww	Kalyoncu <i>et al.</i> , 2009
<i>Mugil cephalus</i>	Turquía	0,0070±0,0053 $\mu\text{g g}^{-1}$ ww	Kalyoncu <i>et al.</i> , 2009
<i>Seriola dumerilii</i>	Turquía	0,0140±0,0181 $\mu\text{g g}^{-1}$ ww	Kalyoncu <i>et al.</i> , 2009
<i>Dicentrarchus labrax</i>	Turquía	0,0051±0,0028 $\mu\text{g g}^{-1}$ ww	Kalyoncu <i>et al.</i> , 2009
<i>Pagrus pagrus</i>	Turquía	0,0072±0,0017 $\mu\text{g g}^{-1}$ ww	Kalyoncu <i>et al.</i> , 2009
<i>Gadus euxinus</i>	Turquía	0,0031±0,0030 $\mu\text{g g}^{-1}$ ww	Kalyoncu <i>et al.</i> , 2009
<i>Sarda sarda</i>	Turquía	0,0054±0,0021 $\mu\text{g g}^{-1}$ ww	Kalyoncu <i>et al.</i> , 2009
<i>Sardina pilchardus</i>	Turquía	0,0063±0,0056 $\mu\text{g g}^{-1}$ ww	Kalyoncu <i>et al.</i> , 2009
<i>Scomber scombrus (nativo)</i>	Turquía	0,0161±0,0151 $\mu\text{g g}^{-1}$ ww	Kalyoncu <i>et al.</i> , 2009
<i>Scomber scombrus (importado)</i>	Turquía	0,0278±0,0179 $\mu\text{g g}^{-1}$ ww	Kalyoncu <i>et al.</i> , 2009
<i>Stizostedion lucioperca</i>	Turquía	0,0049±0,0014 $\mu\text{g g}^{-1}$ ww	Kalyoncu <i>et al.</i> , 2009
<i>Belone belone</i>	Turquía	0,0043±0,0033 $\mu\text{g g}^{-1}$ ww	Kalyoncu <i>et al.</i> , 2009
<i>Cyprinus carpio</i>	República Checa	0,2-6,3 ng g^{-1} ww	Svobodová <i>et al.</i> , 2003
<i>Salmo salar</i>	Canada	5,4 ng g^{-1} ww	Easton <i>et al.</i> , 2002



www.azti.es

azti
tecnalia

Txatxaramendi ugartea z/g
48395 Sukarrieta (Bizkaia)
Tel.: +34 94 657 40 00
Fax: +34 94 657 25 55

Herrera Kaia, Portualdea z/g
20110 Pasaia (Gipuzkoa)

Parque Tecnológico de Bizkaia
Astondo bidea. Edificio 609.
48160 Derio (Bizkaia)