

18(6)

Evaluación del Impacto en el ciclo Biológico y Estructura Demográfica de especies de interés ecológico y comercial después el vertido del *Prestige*



Guzmán Díez
Estibaliz Díaz
Luis Arregi
Yolanda Sagarminaga
Xabier Irigoyen
Paula Álvarez

Unai Cotano
Hilario Murua
María Santos
Arantxa Murillas
Ibon Galparsoro

Díez, G., Díaz, E., Arregi, L., Sagarminaga, Y., Irigoien, X., Alvarez, P., Cotano, U., Murua, H., Santos, M., Murillas, A. & Galparsoro, I., 2011. Evaluación del Impacto en el ciclo Biológico y Estructura Demográfica de especies de interés ecológico y comercial después el vertido del *Prestige*. 18(6): 92-133.

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 Diciembre 2011

© AZTI-Tecnalia

ISSN: 1988-818X

Unidad de Investigación Marina

Internet: www.azti.es

Edita: Unidad de Investigación Marina de Tecnalia

Herrera Kaia, Portualdea

20010 Pasaia

Foto portada: © AZTI-Tecnalia

Evaluación del Impacto en el ciclo Biológico y Estructura Demográfica de especies de interés ecológico y comercial después el vertido del *Prestige*

Guzmán Díez

Abstract

The presence at the beginning of 2003 in the Bay of Biscay of huge amount from the *Prestige* wreck occurred in November 2002 in Galicia waters, led to carry out in the affected area a study to assess at the short and medium term the effects of the oil spill in the fisheries and in the trophic chain.

More specifically, the aim of the experimental design was focused to assess the PAHs (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons) effects in the life cycle and population structure of two representative demersal and pelagic fish species; hake (*Merluccius merluccius*) and anchovy (*Engraulis encrasicolus*). The study included the analysis of relevant biological indicators of toxicological effects of species (histopathological prevalence, tisular concentration of PAHs, larval condition and alterations in the fertility) and also the evaluation of the status in the lowest trophic levels as chlorophyll and zooplankton abundance. Whenever possible the studies tried to compare the biological effects recorded at short-medium term after the oil spill with a historical review of the levels of biological parameters described.

The project was supported by several surveys that allowed collecting enough samples for the biological studies and also for a GIS database designed for the management and presentation of the project results. To estimate the possible loss of income by fishermen and the changes made in the demand fish as result of the oil spill, the project also included a socio-economic study focused on three species targeted by the Basque artisanal fleet.

Resumen

La presencia a comienzos del año 2003 en el Golfo de Bizkaia de abundantes manchas de petróleo provenientes del vertido, ocurrido el 13 de noviembre de 2002, impulsó la necesidad de conocer cuáles podrían ser los efectos del fuel, a corto y medio plazo, sobre las poblaciones de peces de interés para las pesquerías tradicionales vascas.

En concreto, el proyecto se enfocó en el objetivo general de evaluar el impacto de los HAPs (Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos) provenientes del vertido del *Prestige* en las distintas fases del ciclo biológico y estructura demográfica de dos especies pelágicas y demersales de interés ecológico y comercial, la anchoa (*Engraulis encrasicolus*) y la merluza (*Merluccius merluccius*).

Los estudios estuvieron principalmente dirigidos al análisis de indicadores biológicos de efectos toxicológicos en estas especies (prevalencia de histopatologías, concentración HAP en tejidos, estado de condición de las larvas y alteraciones en la fertilidad) y a la evaluación del estado de los niveles tróficos más bajos como la clorofila y la abundancia de zooplancton. Siempre que fue posible los análisis de resultados trataron de comparar los efectos biológicos registrados en el corto-medio plazo tras el derrame de petróleo con una revisión histórica de los niveles de estos parámetros biológicos. El estudio fue apoyado por dos sub-proyectos transversales que permitieron la recolección de un número de muestras suficientes y el diseño de una base de datos SIG para la gestión y presentación de los resultados. El proyecto también incluyó un estudio socio-económico que tenía como objetivo estimar la posible pérdida de ingresos de los pescadores de la flota artesanal como consecuencia de las alteraciones de precios de venta de la anchoa, verdel y bonito después del vertido del *Prestige*.

Key Words: *Prestige*, Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos, pesquerías, efectos toxicológico, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, fisheries, toxicological effects.

¹ AZTI-Tecnalia; Marine Research Division; Txatxarramendi irla z/g; 48395 Sukarrieta; Bizkaia, Spain
E-mail: gdiez@azti.es

Introduction

La presencia en el Golfo de Bizkaia, a comienzos del año 2003, de abundantes manchas de petróleo provenientes del vertido del *Prestige*, ocurrido el 13 de noviembre de 2002 (Cedre 2004, Gonzalez et al., 2006, 2009), impulsó la necesidad de conocer cuáles podrían ser los efectos del fuel, a corto y medio plazo, sobre las poblaciones de peces de la zona, de interés para las pesquerías tradicionales vascas.

El fuel del *Prestige* se caracteriza por ser muy pesado denso y de alta viscosidad, propiedades que por una parte reduce su solubilidad en agua pero aumentan su persistencia en forma de manchas compactas y aglomeradas (Informe Técnico CSIC; Cedre, 2003). Además de los hidrocarburos de alto peso molecular, que constituyen la mayor parte del fuel, una fracción importante del fuel procedente del *Prestige* (entre 45% y 50%, aproximadamente, según los distintos análisis efectuados), está constituida por Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs). Estos compuestos son los más persistentes en el medio marino y los que presentan mayor probabilidad de acumulación en las cadenas tróficas y aquellos para los que se han descrito propiedades tóxicas más importantes. (Lowe et al., 1981; Lowe & Clarke 1989, Cajaraville et al., 1989, 2003, Eisler, 1987)

En el caso de los vertidos accidentales, como los del *Prestige*, los contaminantes son liberados a altas concentraciones durante cortos periodos de tiempo y los efectos tóxicos son fácilmente evaluables en las zonas costeras porque provocan mortalidades masivas o daños irreparables en los organismos afectados (Diez, 1996).

Además, los efectos que la exposición a los HAPs ejercen directamente sobre las poblaciones de peces del área afectada, pueden verse a su vez modificados por la acción que éstos ejercen sobre el plancton como base de la cadena alimenticia marina. Dependiendo de la concentración en el medio, el petróleo puede retardar el crecimiento y produce la muerte de gran parte de las especies planctónicas. (Albers, 1999).

Así, la reducción de la producción primaria en el área afectada puede suponer una reducción del alimento disponible y el incremento de la competencia con el consiguiente aumento de la mortalidad en la población piscícola.

Existen mecanismos biológicos y fisico-químicos que se encargan de degradar los HAPs en el medio natural. En el agua los HAPs pueden ser evaporados, dispersados en la columna de agua, incorporados a los sedimentos, bioacumularse en los organismos u oxidarse químicamente y biodegradarse (Suess, 1976). En general los HAPs muestran poca tendencia a biomagnificarse en la cadena trófica debido a su baja solubilidad y a que son rápidamente metabolizados. En el agua los HAPs se degradan debido a la fotoxidación, oxidación química y biotransformación por bacterias y animales. (Suess 1976, Onuska 1989).

Los HAPs que no son degradados de forma natural pueden afectar a las poblaciones de peces al dispersarse y solubilizarse en el agua de forma que se hacen biodisponibles, esto es, pueden ser asimilados por los organismos marinos por diferentes vías (a través del alimento, del epitelio o por la respiración). En mamíferos, peces y crustáceos el sistema enzimático P-450-dependiente

(MFO) es el responsable de iniciar el metabolismo de los HAPs hasta compuestos más solubles y, por tanto, más fácilmente excretables (Onuska, 1989). Por el contrario, los moluscos y otros invertebrados son incapaces de metabolizar y excretar estos compuestos y los acumulan en el organismo a concentraciones muy superiores a las del medio (Porte & Albaiges, 1993).

Sin embargo, los efectos en los peces de la exposición a dosis bajas (subletales) del petróleo disuelto, durante periodos prolongados de tiempo, se traducen en el aumento de patologías (hepáticas, dérmicas,...), infestaciones parasitarias derivadas del debilitamiento producido por la exposición a los tóxicos, y, sobre todo, la disminución de la fecundidad expresada como fallos en el reclutamiento, reducción en la producción y viabilidad de huevos, supervivencia de larvas y juveniles, etc. (Marty et al., 1999, Carls et al., 1998, Désaunay y Guérault, 2002). Estos efectos se manifiestan en periodos más largos de tiempo y por lo tanto son mucho más difíciles de detectar a nivel de población, ya que afectan a niveles de organización más básicos (individual, celular, bioquímico).

El gran efecto de dilución en alta mar de la fracción disuelta del petróleo reduce la concentración de los hidrocarburos y, por lo tanto, su toxicidad en especies migratorias. Además, los peces son capaces de detectar y evitar el petróleo flotante, por lo que los daños directos son raros, incluso en casos de vertidos masivos. Sin embargo, esto podría llevar a distorsiones en sus migraciones si, por ejemplo, las zonas de freza y reclutamiento o las de alimentación coincidieran con las zonas contaminadas. El desplazamiento de los adultos fuera de las zonas de freza habituales, seleccionadas a través de generaciones y que aseguran el éxito reproductivo de la población, podría producir un aumento de la mortalidad de huevos y larvas y, finalmente, una disminución del reclutamiento. Al mismo tiempo, también es posible que el alimento disponible para los peces disminuya, al afectar el vertido la concentración del plancton.

Experiencias previas en otros vertidos

Si bien numerosos estudios de laboratorio han demostrado la capacidad de los HAPs para afectar negativamente a la fisiología de varias especies de peces, los trabajos sobre los efectos a nivel poblacional o de pesquerías son escasos (Cedre 2002, <http://www.evostc.state.ak.us>) Por lo tanto, la cantidad de estudios de campo sobre especies similares a las explotadas en las pesquerías costeras tradicionales vascas que se puedan extrapolar directamente a la situación ocasionada por el vertido del *Prestige* es muy limitada. La dificultad de estos estudios radica en la obtención de datos concluyentes sobre los efectos a largo tiempo de estos vertidos, ya que la mortalidad de adultos es difícilmente medible en el medio marino, y la reducción de la producción de huevos y en la supervivencia de juveniles se pueden ver fácilmente enmascaradas por los efectos que las variables ambientales producen cíclicamente en la estructura de las poblaciones.

Después del vertido del *Exxon Valdez* en marzo de 1989, en las costas de Alaska, se realizaron una serie de estudios sobre los efectos del vertido en varias especies de la fauna y flora local, entre las que el arenque del Pacífico fue objeto de un especial seguimiento (http://www.evostc.state.ak.us/recovery/status_herring.cfm). Esta

especie pelágica está ampliamente distribuida en la zona pero tiene la particularidad de que desova en las zonas costeras de la región de Prince William Sound, que fueron parcialmente afectadas por la llegada de las manchas de fuel a las costas. Si bien el arenque es una especie pelágica, su caso no es comparable al de las principales especies del mismo hábitat presentes en el Golfo de Bizkaia, cuya puesta es por el contrario pelágica y en zonas de mar abierto. Los estudios de campo realizados en 1989 y 1990 en Prince William Sound registraron incrementos en las tasas de mortalidad de huevos y deformidades en las larvas afectadas, si se comparaban con la producción de huevos y larvas de las poblaciones no afectadas por el vertido (Carls et al., 2002). Por otra parte, se comprobó mediante trabajos en laboratorio, que la exposición a bajas concentraciones del crudo debilitaba el sistema inmunitario de los arenques adultos, provocando un importante aumento de la incidencia de las enfermedades virales (Exxon Valdez Oil Spill Trustee Council, 2010). Después de que en 1992 se observara un aumento de la biomasa de ejemplares en puesta, en 1993 se detectó un marcado descenso en la población de arenques adultos, atribuido, entre otros factores, a la mortalidad producida por infecciones virales y fúngicas y al estrés producido por la escasez de alimento (Marty et al., 1999; Carls et al., 1998.). Los últimos estudios de evaluación del este recurso concluyen que el stock de arenque del pacífico se considera actualmente como no recuperado a los niveles previos al vertido. Sin embargo, los autores tampoco pudieron determinar cuál fue la contribución real del vertido de crudo y cuales han sido las causas reales que impiden la recuperación de la población desde el incidente del Exxon Valdez.

Respecto a otras especies de peces afectadas de forma más indirecta por este vertido, como el salmón (*Oncorhynchus nerka*), la reducción de la pesca como consecuencia de la presencia de fuel en el agua provocó un aumento de la cantidad de reproductores que alcanzaron las zonas de puesta. Este supuesto beneficio para la población de salmones se vio contrarrestado por una reducción en la tasa de crecimiento y supervivencia de los juveniles, debido a la competencia por el alimento (exceso de predación sobre las comunidades de zooplancton). No fue hasta 2-4 años después del vertido que la tasa de crecimiento del salmón se recuperó a niveles comparables a los de antes del vertido (Ruggerone y Roggers, 2003).

Los estudios acometidos como consecuencia del vertido del Erika en diciembre de 1999 en las costas francesas del Golfo de Bizkaia trabajaron siempre con la hipótesis de que las zonas costeras que albergan las zonas de puesta de numerosas especies de peces son las más sensibles a los efectos de los vertidos contaminantes de origen antropogénico (Gilliers et al., 2006). Los estudios realizados concluyeron que los efectos a corto plazo del vertido del Erika sobre las poblaciones y zonas de alevinaje de lenguado fueron débiles y temporales, e inferiores a los provocados por las variaciones hidroclimáticas de la zona (Désaunay y Guérault, 2002). El seguimiento realizado sobre las poblaciones de esta especie no evidenció un efecto a largo plazo sobre la población, más allá de algunas patologías (necrosis y malformaciones) en zonas contaminadas a los pocos meses del naufragio (Gilliers et al., 2006). Los resultados obtenidos en los efectos a medio plazo sobre el crecimiento, fecundidad, resistencia al estrés, patologías, etc., sugieren que no hubo un impacto obvio de este evento sobre

la salud de los juveniles de lenguado, ni en la calidad de las áreas de cría expuestas, transcurridos unos pocos meses después del vertido (Gilliers et al., 2006). Los investigadores dedujeron que a nivel de poblaciones naturales es casi imposible observar los efectos debido a que siempre se trabaja con los supervivientes.

Los estudios llevados a cabo sobre especies de peces en las aguas gallegas y del Cantábrico afectadas por el vertido del *Prestige* no han encontrado hasta la fecha anomalías significativas en el potencial reproductivo de dos especies de fondo, como son la faneca y el gallo (Oficina Técnica de Vertidos Marinos, 2007). A pesar de que en 2003 se observaron en la costa de Galicia descensos en la abundancia de diversas especies (gallos *Lepidorhombus boscii*, y los crustáceos *Nephrops norvegicus* y *Plesionika heterocarpus*) respecto a los registros de años anteriores, ya en 2004 se registró una vuelta a los valores promedios de abundancia habituales en estas especies (excepto en la cigala). Tampoco se encontraron restos de fuel o indicios de cambios de dieta en los estudios de contenido estomacal para las mismas especies y en los juveniles de merluza (Sánchez et al., 2006). Los estudios llevados a cabo en biomarcadores hepáticos de HAPs en gallo (*Lepidorhombus boscii*) y en el dragoncillo (*Callionymus lyra*) revelaron una correlación positiva entre la intensidad de la actividad enzimática en el hígado y el grado de afección del vertido en diferentes zonas de la costa de Galicia y el Cantábrico (Martínez-Gómez et al., 2006). Estos mismos autores concluyeron que estos efectos no se podían atribuir exclusivamente al vertido del *Prestige* y que en los resultados obtenidos debería tenerse en cuenta los efectos de la contaminación crónica existente en la zona del estudio. Los estudios histopatológicos llevados a cabo en hígados de merluza y anchoa del Golfo de Bizkaia no han llegado a ninguna conclusión clara respecto a la relación de la prevalencia de ciertas patologías y el vertido (Marigómez et al., 2006). Todos estos estudios señalan la dificultad de interpretación de los resultados obtenidos ante la falta de estudios previos sobre los niveles basales de la actividad de los biomarcadores y sobre la prevalencia de patologías en las condiciones ambientales que había antes de la ocurrencia del vertido.

Planteamiento experimental

Como se ha comentado al comienzo de este apartado, ante la llegada al Golfo de Bizkaia de fuel del *Prestige*, se planteó realizar un estudio que permitiese detectar los posibles efectos del vertido a corto-medio plazo sobre las poblaciones de peces comerciales de esta área y sobre los diferentes niveles tróficos que condicionan el hábitat de las especies. Este estudio se englobó dentro de un plan multidisciplinar que incluía varias líneas de investigación complementarias, descritas en la memoria del proyecto IMPRES, financiado por el Gobierno Vasco.

Para la evaluación del impacto en el ciclo biológico y estructura demográfica de especies de peces de interés ecológico y comercial, se seleccionaron la merluza (*Merluccius merluccius*) y la anchoa (*Engraulis encrasicolus*) como las más adecuadas para los estudios que se iban a llevar a cabo. La selección de estas especies se basó en criterios de tipo pesquero, biológico/ecológico y operativo considerados de importancia clave para el desarrollo del trabajo y que se describen a continuación:

- 1.- La merluza y la anchoa son especies representativas de la flota de altura al fresco y bajura respectivamente y de gran importancia comercial en las pesquerías del País Vasco.
- 2.- Desde el punto de vista ecológico estas dos especies permiten obtener información de diferentes hábitats marinos (demersal y pelágico) y distintos niveles en la cadena trófica (predador y presa) y además se tiene un nivel de conocimiento relativamente profundo de importantes aspectos de su biología y ecología.
- 3.- Se consideró también de gran importancia que fueran dos especies fácilmente disponibles para la obtención del gran número de muestras que se preveía utilizar. La obtención de muestras podía llevarse a cabo a partir de muestreos en las flotas de comerciales de arrastre para la merluza y de campañas científicas dirigidas en el caso de la anchoa.

El diseño experimental se enfocó en el objetivo general de evaluar el impacto del vertido del *Prestige* en las distintas fases del ciclo biológico y estructura demográfica de las especies y también de los parámetros ecológicos de los que dependen.

Para ello se partió de la realización e integración de estudios sobre diferentes niveles tróficos básicos que condicionan el ciclo de las especies y poblaciones (niveles de clorofila y zooplancton, condición de las larvas) y sobre caracteres biológicos que podrían haber afectado directamente a las especies (histopatologías, contenidos en HAPs, fecundidad).

El objetivo final pretendía, a través una organización piramidal de subproyectos, la integración de los resultados de estos estudios para estimar los posibles efectos del vertido en el éxito reproductivo de merluza y anchoa como aspecto biológico fundamental de las poblaciones de estas especies (Figura 1). La línea de trabajo estuvo respaldada por dos subproyectos de apoyo, como fueron

la coordinación de las campañas de muestreo y la agrupación y presentación de los resultados obtenidos en una base de datos diseñada en formato GIS. Fuera de la perspectiva biológica que caracteriza al resto de tareas, la línea 4 se incluye también, un estudio particular con un enfoque socioeconómico. El objetivo, de este subproyecto fue el estimar la posible pérdida de renta por parte de los pescadores y los cambios surgidos en la demanda del pescado como consecuencia del vertido del fuel.

Los subproyectos llevados a cabo durante el periodo 2004-2007 se mencionan a continuación:

Subproyecto 1.- Coordinar y realizar las campañas de obtención de muestras de merluza y anchoa.

Subproyecto 2.- Seguimiento de la distribución de temperaturas y de la producción primaria en el Golfo de Bizkaia durante los años siguientes al hundimiento del *Prestige* (2003-2004): comparación de las distribuciones espacio-temporales de estas dos variables con las estadísticas históricas.

Subproyecto 3.- Estudio del impacto del vertido del sobre el zooplancton y el ictioplancton

Subproyecto 4.- Identificación y cuantificación de la prevalencia de histopatologías en hígado y gónada de las especies objetivo.

Subproyecto 5.- Estudio del efecto de fuel sobre las larvas de anchoa *Engraulis encrasicolus* en el sureste del Golfo de Bizkaia.

Subproyecto.- Cuantificación e identificación de la concentración de hidrocarburos en el músculo de las especies objetivo.

Subproyecto 7.- Estimación de las alteraciones en la fecundidad de la merluza y anchoa.

Subproyecto 8.- Generación de un Sistema de Información Geográfica para la asimilación de todos los datos ambientales recogidos durante el proyecto y su representación.

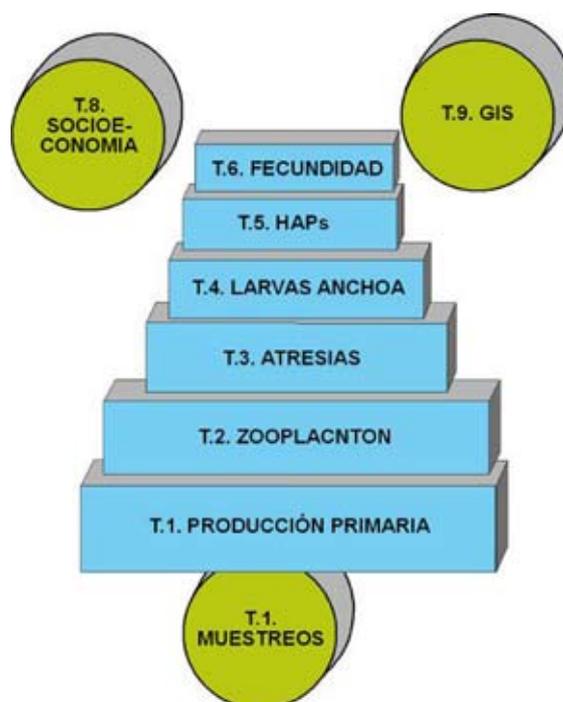


Figura 1. Esquema de la estructura de los subproyectos desarrollados en estudio para la Evaluación del impacto en el ciclo biológico y estructura demográfica de especies de interés ecológico y comercial después el vertido del *Prestige*.

Subproyecto 9.- Evaluación del impacto socioeconómico del vertido en los sectores extractivos y comercializadores dependientes de las pesquerías afectadas.

Este número de la Revista de Investigación Marina recoge los trabajos realizados en el curso de esta investigación sobre los efectos del fuel del *Prestige* en los peces de interés comercial y ecológico del golfo de Bizkaia

Agradecimientos

Loa autores quieren agradecer al Departamento de Industria, Innovación, Comercio y Turismo, del Gobierno Vasco (convocatoria Etortek) y al Ministerio de Educación y Ciencia (Acción estratégica sobre actuaciones de I+D contra vertidos marinos accidentales) por la financiación recibida para el desarrollo de los estudios. También queremos agradecer a Víctor Valencia, Beatriz Beldarrain, Elisabette Bilbao, Guillem Chust, Maite Cuesta, Irene Gomez, Deniz Kukul, Irati Legorburu, Inmaculada Martin, Jesus Martinez, Estanis Mugerza, Carlota Perez, Iñaki Rico, Imanol Rivas y Naiara Serrano por su participación activa en las tareas de planificación de muestreos, recogida y análisis de muestras en laboratorio y por los comentarios y consejos técnicos aportados para la interpretación de los resultados sin los cuales estos estudios no podrían haberse llevado a cabo. Este artículo es la contribución número 560 de AZTI-Tecnalia (Unidad de Investigación Marina).

Bibliografía

Albers, P.H. 1999. Petroleum and polycyclic aromatic hydrocarbons. En: Handbook of ecotoxicology, cap 15. D.J. Hoffman, B.A. Rattner, G.A. Burton Jr., J. Cairns Jr. (Eds). Lewis publisher, CRC press, pp: 330-355.

Cajaraville M.P., Marigomez J.A., & Angulo, E. 1989. A stereological survey of lysosomal structure alterations in *Littorina littorea* exposed to 1-naphthol. *Com. Biochem. Physiol.*, 93C: 231-237

Cajaraville MP, Cancio I, Ibabe A, Orbea A. 2003. Peroxisome proliferation as biomarker in environmental pollution assessment. En: *Microscopy Research and Technique. Volumen especial en Cell Biology of Peroxisomes*, M. P. Cajaraville (Ed), John Wiley & Sons, Inc. Vol 61, 191-202 pp.

Carls, M.G. Marty, G.D., Meyers; T.R., Thomas, R.E. & Rice, S.D.. 1998. Expression of viral hemorrhagic septiciemia virus in prespawning Pacific herring (*Clupea pallasii*) exposed to weathered crude oil. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 2300-2309.

Carls, M.G. Marty, G.D. & J.E. Hose. 2002. Synthesis of the toxicological impacts of the *Exxon Valdez* oil spill on Pacific herring (*Clupea pallasii*) in Prince William Sound, Alaska, U.S.A. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 153-172.

Cedre, Les l'çons techniques de L'Erika et autres accidents. 2002. Technical lessons learned from the Erika casualty and other spills. Actes des Colloques. 13-16 mars. Conférence organisée par le Centre de ocumentation, de Recherche et D'experimentations sur les pollutions accidentelles des eaux. CEDRE (France).

Cedre , Bulletin d'information. 2003. Bilan 1995-2002 des recherches et expérimentations menées au Cedre. Accident du *Prestige* les premières operations. N° 18 - 1er semestre 2003. 24 pp.

Cedre , Bulletin d'information. 2004. Special accident du *Prestige*. N° 19 - Mai 2004, 24 pp.

Désaunay, Y & Guérault, D. 2002, Janvier. Impacts ecologiques a long terme sur les nourricerie cotieres. Colloque «Les evaluations des suites du naufrage de L'Erika», Université de Nantes.

Diez, G. 1996. Correlación multiespecífica entre biomarcadores celulares y tisulares de estrés ambiental y niveles biodisponibles de polucionantes orgánicos y metálicos: un estudio de campo. Tesis Doctoral, UPV-EHU, Dpto de Biología Celular y Ciencias Morfológicas, 268 pp.

Eisler, R. 1987. Polycyclic aromatic hydrocarbons hazards to fish, wildlife and invertebrates : a synoptic review. U.S. Fish and Wildlife Service. Biological Report 85(1.11) n° 11 : 81 pp.

Exxon Valdez Oil Spill Trustee Council. 2010. *Exxon Valdez* Oil Spill Restoration Plan. Updated Injured Resources and Services May 2010. *Exxon Valdez* Oil Spill Trustee Council Anchorage, Alaska. 48 pp.

Gilliers, C; Le Pape, O; Desauay, Y; Bergeron, J-P; Schreiber, N; Guérault, D; Amara, R. 2006. Growth and condition of juvenile sole (*Solea solea* L.) as indicators of habitat quality in coastal and estuarine nurseries in the Bay of Biscay with a focus on sites exposed to the Erika oil spill. *Scientia Marina* (Barcelona) [Sci. Mar. (Barc.)]. Vol. 70, suppl. 1, pp. 183-192. Jun 2006.

González, M., A. Uriarte, R. Pozo, M. Collins, 2006. The *Prestige* crisis: Operational oceanography applied to oil recovery, by the Basque fishing fleet. *Marine Pollution Bulletin*, 53: 369-374.

González M., Uriarte, A., del Campo, A., Egía, N., Valencia, V., Alzola E., y Pozo R. 2009. Una revisión de la crisis creada por el accidente del *Prestige* en la costa del País Vasco: lecciones para el futuro. *Revista de Investigacion Marina* n° 12, 45 pp.

http://www.evostc.state.ak.us/recovery/status_herring.cfm

Informe Técnico CSIC. El CSIC ante el vertido del buque "*Prestige*". Caracterización del vertido y evolución preliminar en el medio N° 01, 5 pp.

Lowe, D.M., Moore, M.N., & Clarke, K.R. 1981. Effects of oil in the digestive cells of mussels: quantitative alterations in cellular and lysosomal structure. *Aquat. Toxicol.*, 1: 213-226.

Lowe, D.M. & Clarke, K.R. 1989. Contaminant-induced changes in the structure of the digestive epithelium of *Mytilus edulis*. *Aquat. Toxicol.*, 15: 345-356.

Marigómez, I. soto, M., Cancio, I. Orbea, A. Garmendia, L. Cajaraville, M.P. 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). *Mar. Poll. Bull.* 53: 287-304.

Martínez-Gómez, C., Campillo, J.A., Benedicto, J., Fernández, B., Vladés, J., García, I. & Sánchez, F. 2006. Monitoring biomarkers in fish (*Lepidorhombus boscii* and *Callionymus lyra*) from the Northern Iberian shelf after the *Prestige* oil spill. *Mar. Poll. Bull.* 53: 305-314.

Marty, G.D., Okihiro, M.S., Brown, E.D., Hanes, D. & Hinton, D.E. 1999. Histopathology of adult Pacific herring (*Clupea pallasii*) in Prince William Sound, Alaska, after the Exxon Valdez oil spill. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 419-426.

Oficina Técnica de Vertidos Marinos (Universidad de Vigo). 2007. Comisión de Coordinación Científica de la Acción Estratégica Sobre Actuaciones de I+D Contra Vertidos Marinos Accidentales (Ministerio de Educación y Ciencia) Ciencia & *Prestige*. La investigación desarrollada a raíz del accidente del *Prestige*. 66 pp.

Onuska, F.I. 1989. Analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in environmental samples. En: *Analysis of trace organics in the aquatic environment*. B.K. Afgham & A.S.Y. Chan (eds). Pp: 205-241. CRC Press. Boca Raton, Florida.

Porte, C. & Albaigés, J. 1993. Bioaccumulation patterns of hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in bivalves, crustaceans and fishes. *Arch: Environ. Contam. Toxicol.*, 26: 273-281.

Ruggerone, T.G. & Rogers, D. E. 2003. Multi-year effects of high densities of sockeye salmon spawners on juvenile salmon growth and survival: a case study from the *Exxon Valdez* oil spill. *Fisheries Research* 63: 379-392.

Sánchez, F., Velasco, F., Cartes, J.E., Olaso, I., Preciado, I., Fanelli, E., Serrano, A., & Gutierrez-Zabala, J.L. 2006. Monitoring the *Prestige* oil spill impacts on some key species of the northern Iberian self. *Mar. Poll. Bull.* 53: 332-349.

Suess, M.J. 1976. The environment load cycle of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Sci. Total. Environ.* 6: 239-250.

Campañas de obtención de muestras de anchoa y merluza

Guzmán Díez, Estibaliz Díaz y Luis Arregi

Objetivo

Los objetivos básicos de esta investigación han sido la organización y coordinación de las campañas de muestreo de merluza (*Merluccius merluccius*) y anchoa (*Engraulis encrasicolus*). Entre las tareas principales se incluyeron la obtención y conservación de las muestras biológicas de estas especies y su distribución a los grupos de investigación implicados (Unidad de Investigación Marina de AZTI-Tecnalia, Biología Celular en Toxicología Ambiental de la Universidad del País Vasco (UPV-EHU) y Química Analítica Ambiental UPV-EHU). Las muestras sirvieron para cumplir con la planificación prevista, que incluía análisis químicos, de biomarcadores, histopatología y esterología de atresias.

Diseño de las campañas

Como consecuencia de los diferentes hábitats de la anchoa y merluza y las características de cada una de las pesquerías, las campañas fueron diseñadas de forma específica para cada una de las especies:

Las muestras de anchoa se obtuvieron durante el mes de mayo aprovechando la campañas MPDH (2004, 2005 y 2006) de estima de la población de anchoa del Golfo de Bizkaia (Uriarte et al., 1999, Santos et al., 2011). Estas campañas se realizaron anualmente en el mes de mayo en las Divisiones ICES VIIIa, b, c, d a bordo del BIO Vizconde de Eza, con un muestreador embarcado dedicado específicamente a la recogida de muestras de anchoa para el proyecto (Figura 1).

Las muestras de anchoa se obtuvieron mediante arrastre pelágico, en lances tanto diurnos como nocturnos y de una duración de entre 20 y 60 minutos. La profundidad del fondo, en los puntos de muestreo, osciló entre los 90 y 100 m y la profundidad de calado del arte entre los 15 y 90 m. Los ejemplares de anchoa, dadas las condiciones del arrastre pelágico, llegaban muertos en el copo pero en estado muy fresco y se diseccionaron inmediatamente, después de recibirse en el parque de pesca. En la Tabla 1 se resume la distribución por clases de talla de las muestras recogidas.

AZTI-Tecnalia; Marine Research Division; Txatxarramendi irla z/g;
48395 Sukarrieta; Bizkaia, Spain
Email: gdiez@azti.es, ediaz@azti.es, larregi@azti.es

Tabla 1. Desglose por tipo de análisis del número de muestras de anchoa obtenidas en los muestreos de los años 2004 a 2006.

	tejido	2004		2005		2006	
		M	H	M	H	M	H
AOX-EROD y Vvp	hígado	60	61	52	75	26	24
estabilidad lisosomal	hígado	19	33	24	25	12	7
Vitelogenina	hígado	24	--	26	15	9	12
Histopatología	hígado	97	79	65	73	32	30
Analítica química	músculo	34	27	35	49	16	18
Analítica química	hígado	30	30	30	30	16	18
Esterología	gónada	--	30	--	25	---	29

Para todos los ejemplares de anchoa se anotaron nada más ser capturados los siguientes datos biológicos:

- longitud
- sexo
- estadio gonadal
- el estado del ejemplar (vivo o muerto).

En 2004, para la obtención de muestras de merluza se realizaron 16 salidas durante los meses de abril, junio, noviembre y diciembre, en barcos comerciales de enmalle, arrastre de litoral y baka que faenan en las Divisiones ICES VIIIc y b, siempre en aguas de jurisdicción española. En base a las experiencias obtenidas, se concluyó que el arte de pesca menos adecuado para conseguir muestras frescas de merluza era el de enmalle, por lo que se descartó para los muestreos de los años siguientes. En 2005, se realizaron dos salidas durante los meses de junio y noviembre, en barcos comerciales de arrastre de litoral y “baka” equipada con un copo especial tipo “piscina”, que faenaban en las Divisiones ICES VIIIc y VIIIb, tanto en aguas de jurisdicción española como francesa (Figura 2).

Como consecuencia de los resultados obtenidos en los dos años anteriores, en el año 2006 no se consideró necesaria la obtención de muestras para los análisis de biomarcadores de exposición (indicadores de proliferación de peroximas: AOX-EROD y Vvp);, de biomarcadores de efecto (estabilidad lisosomal) y de presencia de vitelogenina), los ejemplares de merluza se obtuvieron por compra directa en la lonja de Ondarroa, durante los meses de noviembre y diciembre.

En las salidas realizadas para la pesca de merluza se capturaron un total de 248, 171 y 116 ejemplares entre los años 2004, 2005 y 2006, respectivamente. Para agrupar los ejemplares en función de su madurez, se han utilizado curvas (L50) obtenidas para merluzas de las Divisiones VIIIa, b, d, que permiten estimar a partir de qué talla el 50% de los ejemplares son maduros o inmaduros. Las curvas de madurez obtenidas para las Divisiones VIIIa, b, d se han considerado así mismo válidas para los ejemplares de la División VIIIc.



Figura 1. Embarcación Vizconde de Eza y trabajo de recolección y disección de anchoa a bordo.



Figura 2. Pareja de arrastre utilizada para la recolección de muestras de merluza. Se observan los depósitos de almacenamiento de nitrógeno líquido, y los tanques de mantenimiento de merluzas.

La metodología empleada para la disección de los tejidos de merluza fue similar al de la anchoa, con la diferencia que en la mayoría de los casos el hígado de un único ejemplar fue suficiente para obtener las muestras necesarias para todos los análisis. En la Tabla 2 se resume la distribución por clases de talla de las muestras recogidas

Conservación de las muestras

En ambas especies, las muestras de hígado para los análisis de biomarcadores de exposición a hidrocarburos, (AOX-EROD, lisosomas y vitelogenina) se diseccionaron a bordo, intentando en la medida de lo posible que los ejemplares estuviesen vivos

Tabla 2. Desglose por tipo de análisis del número de muestras de merluza obtenidas en los muestreos de los años 2004 a 2006.

	tejido	2004		2005				2006					
		Juvenil		Adulta		Juvenil		Adulta		Juvenil		Adulta	
		H	M	H	M	H	M	H	M	H	M	H	M
AOX-EROD y Vvp	hígado	102	62	62	22	69	50	26	26	---	---	---	---
estabilidad lisosomal	hígado	102	62	62	22	69	50	26	26	---	---	---	---
Vitelogenina	hígado	-	62	-	22	69	50	26	26	---	---	---	---
Histopatología	hígado	102	62	62	22	69	50	26	26	---	---	---	---
Análítica química	hígado	102	62	62	22	65	45	26	26	2	1	23	14
Análítica química	músculo	102	62	62	22	69	50	26	26	2	1	23	14
Fecundidad	gónada	102	-	62	-	64	49	26	26	---	---	61	---
Estereología	gónada	102	-	62	-	64	-	26	-	---	---	46	---

o lo más frescos posible. Las disecciones se realizaban siempre inmediatamente después de la captura. En el caso de la merluza capturada en arrastre los ejemplares capturados vivos se mantenían en tanques de agua hasta su disección. Los ejemplares de anchoa se diseccionaron en fresco una vez que llegaban al parque de pesca directamente de la red. Todas estas muestras se congelaban nada más ser diseccionadas en N líquido, se etiquetaban en crioviales y se almacenaban en recipientes portátiles de nitrógeno líquido de 10 y/o 25 l. Para prevenir la pérdida de N₂ por evaporación los recipientes se mantuvieron en la cámara fría o en hielo siempre que el barco estuviese equipado para ello.

Para los análisis histopatológicos, las muestras de hígado y gónada se conservaron en celdillas de histología que se almacenaban en bidones de formalina (formol 4% en agua de mar) hasta su procesamiento en el laboratorio. Las muestras de carne e hígado para analítica química de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs) se guardaron a bordo en papel de aluminio y en los barcos equipados con cámara de frío se conservaron a -20° C. En el resto de las embarcaciones se mantuvieron en hielo hasta el momento de su almacenamiento en los congeladores de AZTI.

Conclusiones

- 1.- Las campañas descritas han conseguido el número de muestras prevista para los análisis planificados.
- 2.- La mayor dificultad se ha encontrado en la selección del arte de pesca más idóneo para la obtención de ejemplares de merluza vivos requerido para los análisis de biomarcadores en muestras de hígado. Esta condición obligó a la exploración de diferentes artes de pesca entre los que se incluyeron trasmallos, baka, Pareja de arrastre y baka equipada con copo tipo «piscina». Este último arte, combinado con lances cortos (10 min) y la instalación de contenedores de agua recirculante en el parque de pesca, se reveló como el sistema más idóneo por la capacidad de retener un volumen de agua suficiente para mantener a las merluzas vivas hasta su disección.

Bibliografía

- Santos, M., Uriarte, A., Ibaibarriaga, L., 2011. Spawning Stock Biomass estimates of the Bay of Biscay anchovy (*Engraulis encrasicolus*, L.) in 2010 applying the Daily Egg Production Method. *Revista de Investigación Marina* 18(5): 76-91.
- Uriarte, A. Motos, L., Santos M., Alvarez P. and Prouzet P. 1999: Working Document to the ICES Working Group on the assessment of Mackerel, Horse Mackerel, Sardine and Anchovy. Copenhagen, 13-27 September 1999. Assessment Update for the Bay of Biscay Anchovy (*Engraulis encrasicolus*). Spawning Biomass in 1995, 1996, 1997, 1998 and Preliminary Results of the 1999 Survey.

Seguimiento de la distribución de temperaturas y de la producción primaria en el golfo de bizkaia durante los años siguientes al hundimiento del *Prestige* (2003-2004)

Yolanda Sagarminaga

Objetivo

El objetivo de esta investigación ha sido realizar un estudio comparativo de las distribución espacio-temporal histórica de temperatura y producción primaria en el Golfo de Bizkaia, con el fin de descubrir posibles alteraciones en el patrón de estas variables antes y después del vertido del *Prestige*.

Material y Métodos

Para el seguimiento de la distribución de temperatura superficial y de la producción primaria en el Golfo de Bizkaia durante los años siguientes (2003-2004) al hundimiento del *Prestige*, se han utilizado los datos de los sensores AVHRR y SEAWIFS a bordo de los satélites NOAA-n y ORBVIEW-2, respectivamente. Los parámetros analizados han sido la temperatura superficial del mar (SST) y la estimación de la concentración de clorofila-a (CLA) como índice de biomasa fitoplanctónica.

El área de cobertura con que se ha trabajado corresponde a la ventana entre 43 y 48° de latitud Norte y entre los meridianos 1° y 11° al oeste de Greenwich. La resolución espacial de las imágenes con las que se ha trabajado es de 9 km y la resolución temporal de 8 días.

El trabajo de recopilación de todos los datos de 2003 y 2004 representa un volumen de 828 imágenes de SST y 322 de CLA. El proceso de las imágenes conlleva la estimación de los parámetros SST y CLA a partir de los datos brutos, la selección de la ventana de muestreo, y los cálculos de las climatologías de ambos parámetros.

Entre los productos climatológicos obtenidos están las medias, las desviaciones estándar, el coeficiente de variación, el número de píxeles válidos, y los valores máximos y mínimos, para cada píxel. Para el trabajo comparativo se han utilizado medias climatológicas de ambos parámetros, calculadas para los periodos 1987-2002, en el caso de las SST, y de 1998-2002, en el caso de la CLA.

Para el cálculo de las anomalías se realizó una estimación de la diferencia entre los valores semanales de clorofila y SST de los años 2003 y 2004, respecto de la media climatológica de esa semana, y se estimó su posición dentro del rango de la media climatológica +/- la desviación típica de cada píxel. Finalmente, se obtuvieron imágenes con la clasificación de anomalías que se

muestran en la Tabla 1. El estudio de comparación se ha llevado a cabo para las clorofilas del año 2003 y 2004.

Resultados

En la Tabla 1 se muestran las 6 clases de anomalías en función de cuánto se alejen del valor esperado, que es la media +/- un rango de variabilidad medido por medio de la desviación estándar (SD).

Tabla 1. Código de color de las anomalías de producción de clorofila

Color	Valor de anomalía	Observaciones
Rojo	< -2xSD	Zonas de muy baja concentración con respecto a lo esperable. También ocurren en zonas muy contaminadas con nubes donde las medias se han obtenido con muy pocos datos.
Amarillo	-2--1 SD	Zonas con producciones más bajas de lo esperado
Verde	-1-0 SD	Zonas dentro del rango de la variabilidad esperable
Cian	0- SD	Zonas dentro del rango de la variabilidad esperable
Azul	1-2 SD	Zonas con producciones más altas de lo esperado
Rosa	> 2 SD	Zonas con producciones mucho más altas de lo esperado

En la Figura 1 se representan las imágenes clasificadas de anomalías registradas en 2003 y 2004, para las concentraciones de CLA y SST. Las imágenes de anomalías correspondientes a semanas simultáneas de 8 días se representan de izquierda a derecha y de arriba abajo, de tal manera que la primera línea corresponde a las cuatro primeras semanas, la segunda a las cuatro siguientes, etc.

Las interpretaciones de estos análisis indican que:

- Las distribuciones de temperaturas en 2003 y 2004 se sitúan en valores de anomalías pequeños y dentro del rango de +/- 1 SD, lo cual indica que los valores de SST no muestran situaciones anómalas reseñables.
- Las anomalías más extremas se dan en el parámetro de clorofila.
- En clorofila, en general, predominan las anomalías negativas más extremas (rojo). Estas anomalías se localizan casi siempre fuera de la plataforma, con especial intensidad durante la primera parte y la última parte del año.

- En primavera, las anomalías son moderadas, con tendencia a negativas.
- Estos últimos puntos parecen indicar valores más bajos de producción primaria a lo largo del año, durante los años 2003 y 2004.
- La distribución de anomalías de CLA en el tiempo y en el espacio sigue patrones muy similares en ambos años.
- Las anomalías en zonas costeras, *a priori* las que más afectadas se podrían ver por las arribaciones de crudo, están durante la mayor parte del año en el rango de lo esperable.
- En la costa francesa los rangos de CLA están siempre dentro de la normalidad
- Las veces en las que las anomalías altas negativas afectan a la costa cantábrica son las semanas: 1, 20, 21, 24, 25, 26, 27, 29, 32, 36, 38. Este proceso parece estar asociado a sucesos fuera de la plataforma. El empobrecimiento de las aguas a partir de la semana 16 podría deberse a un agotamiento temprano de nutrientes que pudiera derivarse de una mezcla invernal pobre durante 2002 o a otros factores que pudiesen inhibir el crecimiento.

Conclusiones

- 1.- En general, las distribuciones de las anomalías no parecen indicar sucesos localizados extraordinarios en el proceso de incrementos o decrementos del fitoplancton en el periodo posterior al vertido del *Prestige* (2003-2004).
- 2.- El empobrecimiento generalizado de las aguas en fitoplancton podría deberse a un agotamiento temprano de nutrientes que pudiera derivarse de unas mezclas invernales pobres durante 2002 y 2003 o a otros factores que pudiesen inhibir el crecimiento a nivel regional.
- 3.- Los únicos casos que se podrían destacar como de carácter local, y que quizás pudiesen denotar una inhibición del crecimiento del fitoplancton diferenciado de los procesos generales de la zona, son las zonas rojas que aparecen en las semanas 16, 17 y 18 en la zona de Cap Ferret y mitad sur del Golfo de Bizkaia, hasta Galicia. Para conocer la causa exacta de estas anomalías negativas, y establecer si el crudo vertido por el *Prestige* puede ser el causante de ellas, sería necesario superponer las zonas de influencia del vertido durante esas semanas para poder establecer hipótesis de trabajo sobre un posible efecto de inhibición del vertido sobre el crecimiento del fitoplancton en el área de estudio. En cualquier caso, estas zonas suelen ser en las que se dan afloramientos masivos de cocolitofóridos en esas fechas, y, por tanto, la falta de afloramientos en estos años, atribuibles a numerosas causas naturales, podría ser otra hipótesis plausible para su explicación.

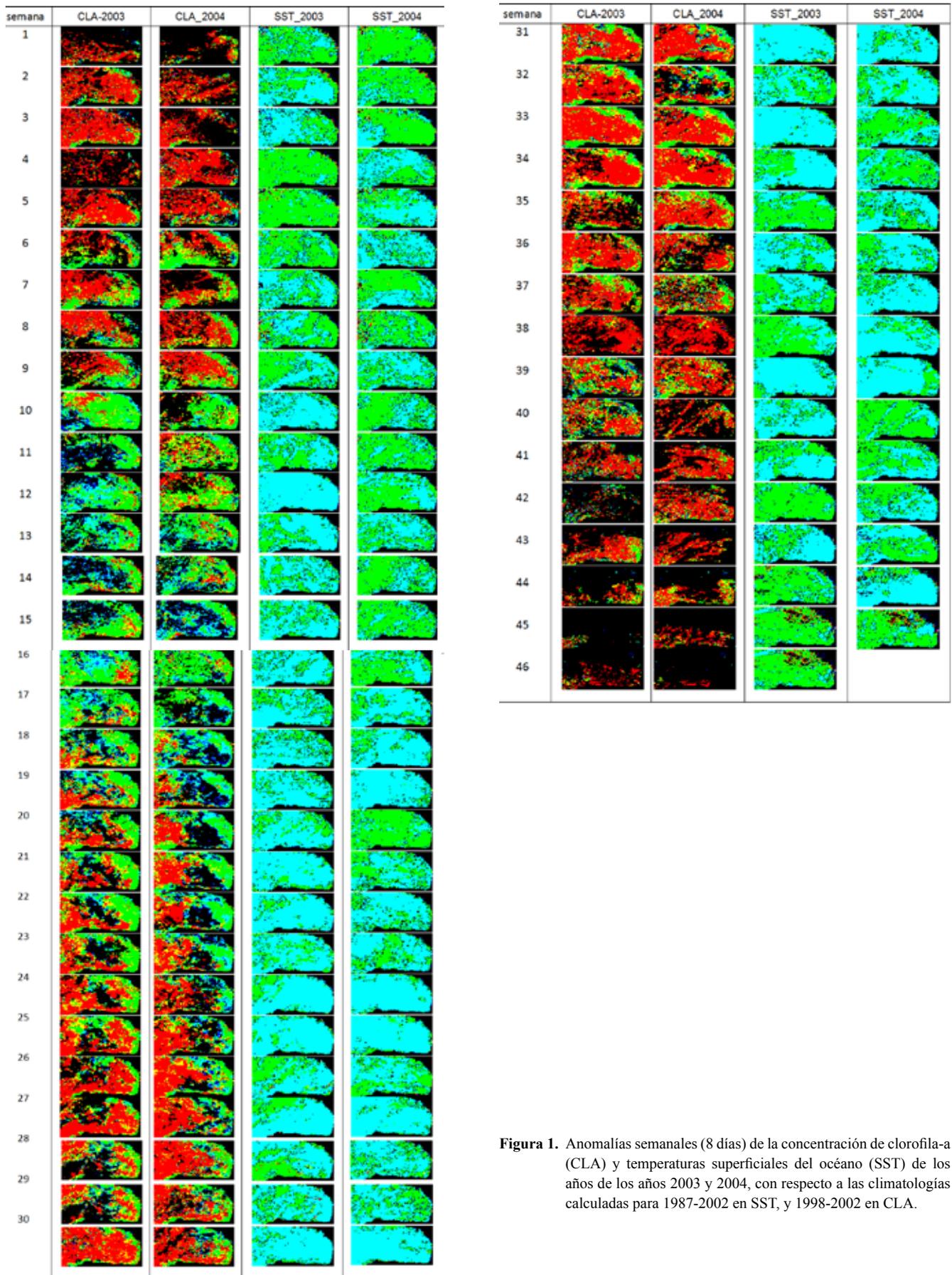


Figura 1. Anomalías semanales (8 días) de la concentración de clorofila-a (CLA) y temperaturas superficiales del océano (SST) de los años de los años 2003 y 2004, con respecto a las climatologías calculadas para 1987-2002 en SST, y 1998-2002 en CLA.

Estudio del impacto del vertido del *Prestige* sobre el zooplancton y el ictioplancton

Xabier Irigoien

Objetivos

El objetivo de esta investigación ha consistido en estudiar las posibles alteraciones en la distribución y abundancia de las poblaciones de zooplancton e ictioplancton del Golfo de Bizkaia mediante la comparación las series históricas de estas variables en años anteriores y posteriores al vertido del *Prestige*.

Material y métodos

Para esta investigación se han utilizado muestras de zooplancton recogidas por AZTI durante las campañas Bioman, desde 1999 a 2005, y se han procesado mediante análisis de imagen y parte al microscopio. Además, se han conseguido los datos del CPR (Continuous Plankton Recorder; www.sahfos.org) para todo el área del Golfo de Bizkaia, desde 1958 (Tabla 1). Todos los datos nuevos obtenidos (excepto los de Sahfos, por problemas de propiedad) han sido depositados en la base de datos "Coastal & Oceanic Plankton Ecology, Production & Observation Database (COPEPOD) global plankton database": <http://www.st.nmfs.gov/plankton>.

Los datos de las series temporales del Instituto Español de Oceanografía (IEO) y los principales resultados del análisis de estas series están accesibles en la página web creada con tal propósito: <http://www.seriestemporales-ieo.net>

Tabla.1. Relación de muestras de zooplancton obtenidas y procesadas.

Origen de las muestras	nº de muestras
Campaña Bioman; tamaño y abundancia Mayo de 1999, 2000, 2001, 2002, 2003, 2004 y 2005	3.030
Campaña Bioman; taxonomía y abundancia	600
Datos de Sahfos para el Golfo de Vizcaya	14.530
Datos de muestras de campañas y series temporales	1.425

Resultados

Impacto del vertido sobre las comunidades zooplanctónicas e ictioplanctónicas

Se han analizado los resultados de abundancia y biomasa para todas las muestras analizadas con el Plankton Visual Analyser (PVA) (Figuras 1 y 2) y los correspondientes a 154 muestras analizadas

al microscopio estereoscópico (taxonomía y abundancia). Estas últimas corresponden al análisis de las muestras de un transecto enfrente del estuario del Garona (45.62°N, 1.36-4.27° W; para los años 1995, 1997, 1999, 2001 y 2003).

La distribución espacial de la abundancia del zooplancton en el Golfo de Bizkaia, para el periodo estudiado, no presenta diferencias importantes entre los años estudiados (Figura 1). Los valores más altos aparecen asociados a las aguas costeras y preferentemente enfrente de los estuarios del Loira y Garona. Comparando los valores medios para la abundancia y la biomasa, agrupando las estaciones hasta la latitud 46,12°N (Figura 2), tampoco se aprecian diferencias que pudieran asociarse al vertido del *Prestige* (noviembre 2002); si acaso se aprecia un cambio de tendencia en la abundancia media, pero manteniéndose dentro de los valores habituales.

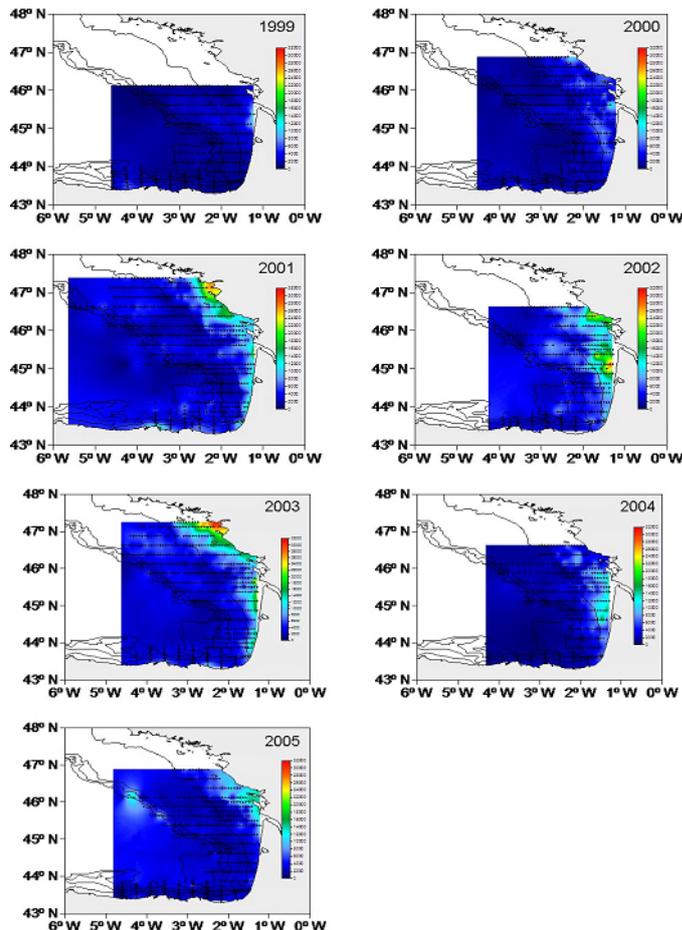


Figura 1. Muestras analizadas con el Plankton Visual Analyser. Distribución del zooplancton (ind m^{-3}) en el área cubierta por la campaña Bioman, en los meses de mayo, desde 1999 a 2005.

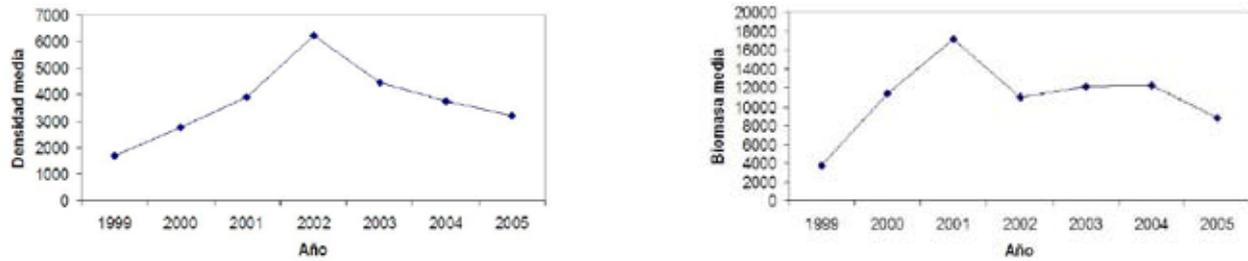


Figura 2. Muestras analizadas con el Plankton Visual Analyser. Densidad (ind m⁻³) y biomasa (µgC m⁻³) media para las estaciones hasta la latitud 46,12°N.

Tabla.2. Tabla con los taxones analizados e identificados con microscopio estereoscópico. Se muestran valores medios, máximos y mínimos para densidad (ind m⁻³) y abundancia relativa (%).

TAXON	MEDIA ind m ⁻³	MAXIMO ind m ⁻³	MINIMO ind m ⁻³	MEDIA %
Jellyfishes except <i>S. Bitentaculata</i>	56,72	632,91	0,00	1,04
<i>Solmundella bitentaculata</i>	16,15	121,07	0,00	0,46
Siphonophora	122,74	631,76	0,00	2,82
<i>Beroe</i> spp. (Ctenophora)	1,09	158,23	0,00	0,01
Gastropod veliger	35,88	2373,40	0,00	0,55
Bivalve veliger	38,43	1380,43	0,00	0,54
<i>Tomopteris</i> spp.	0,34	18,13	0,00	0,01
Polychaeta except <i>Tomopteris</i>	24,12	949,36	0,00	0,45
<i>Podon</i> spp.	7,24	108,92	0,00	0,15
<i>Evadne nordmanni</i>	78,11	1045,67	0,00	2,11
<i>Evadne spinifera</i>	9,00	231,57	0,00	0,27
Bryozoa (Cyphonautes larvae)	4,87	316,45	0,00	0,06
Ostracoda	0,73	25,77	0,00	0,02
<i>Calanoides carinatus</i>	7,22	140,66	0,00	0,27
<i>Calanus helgolandicus</i>	96,54	867,37	0,00	1,19
<i>Mesocalanus tenuicornis</i>	3,74	45,23	0,00	0,15
<i>Neocalanus gracilis</i>	0,05	8,23	0,00	0,00
<i>Neocalanus robustior</i>	0,31	25,77	0,00	0,01
<i>Eucalanus</i> spp.	3,00	49,62	0,00	0,08
<i>Calocalanus</i> spp.	11,27	131,39	0,00	0,37
<i>Ischnocalanus</i> spp.	2,68	46,88	0,00	0,06
P- <i>Calanus</i> (<i>Parac.</i> / <i>Claus.</i> / <i>Pseud.</i> / <i>Cteno.</i> copepodids)	766,28	4526,30	113,78	17,23
<i>Paracalanus parvus</i>	117,99	1107,59	0,00	2,99
<i>Clausocalanus</i> spp.	95,07	605,07	0,00	2,69
<i>Pseudocalanus elongatus</i>	33,52	405,91	0,00	0,63
<i>Ctenocalanus vanus</i>	44,01	147,97	0,00	1,29
<i>Temora longicornis</i>	162,10	1424,04	0,00	2,76
<i>Temora stylifera</i>	0,53	33,64	0,00	0,01
<i>Centropages</i> spp.	139,00	836,66	0,00	3,13
<i>Isias clavipes</i>	0,08	12,80	0,00	0,00
<i>Candacia</i> spp.	4,10	73,47	0,00	0,14
<i>Bradydium armatus</i>	0,09	13,50	0,00	0,00
<i>Metridia</i> spp.+ <i>Pleuromamma</i> spp.	8,93	105,78	0,00	0,26
<i>Euchaeta</i> spp.	5,14	88,34	0,00	0,17
<i>Aetideus</i> spp.	0,74	19,85	0,00	0,03
<i>Diadix</i> spp.	7,94	149,01	0,00	0,17
<i>Acartia clausi</i>	151,19	2689,85	0,00	2,36
<i>Oithona similis</i>	1169,91	4803,43	73,53	27,36
<i>Oithona nana</i>	28,15	476,45	0,00	0,55
<i>Oithona plumifera</i>	60,64	344,03	0,00	1,86
<i>Corycaeus</i> spp.	62,96	515,66	0,00	1,27
<i>Oncaea</i> spp.	655,85	4446,89	0,00	12,27
<i>Euterpina acutifrons</i>	91,17	11234,08	0,00	0,43
<i>Microsetella</i> spp.	17,51	155,94	0,00	0,55
<i>Clytemnestra</i> spp.	2,81	69,74	0,00	0,07
Copepoda nauplius	218,75	1740,49	0,00	4,19
Cirripedia nauplius	9,65	348,56	0,00	0,14
Cirripedia cypris	6,30	184,07	0,00	0,08
Amphipoda	1,47	32,22	0,00	0,04
Isopoda	1,63	41,17	0,00	0,03
Decapod larvae	7,85	79,41	0,00	0,19
Euphausiacea	7,39	101,76	0,00	0,28
Mysidacea	1,19	40,63	0,00	0,03
<i>Sagitta</i> spp.	12,81	158,82	0,00	0,30
Echinodermata larvae	166,18	10417,09	0,00	1,23
<i>Fritillaria</i> spp.	25,56	981,43	0,00	0,87
<i>Onkopleura</i> spp.	142,26	5537,93	0,00	2,15
Appendicularia spp.	4,21	90,43	0,00	0,11
<i>Doliolum</i> spp.	2,96	63,69	0,00	0,08
Tornaria larvae	0,65	30,40	0,00	0,02
Cephalocordata (<i>Branchiostoma lanceolatum</i>)	0,64	57,87	0,00	0,01
COPEPODOS TOTAL	3969,28	26898,50	851,76	85,94
COPEPODOS 0-1 mm	3198,70	24366,87	629,37	78,95
COPEPODOS 1-2 mm	724,86	2669,04	108,78	19,40
COPEPODOS >2 mm	48,67	306,89	0,00	1,75
ZOOPLANKTON TOTAL	4755,44	38449,03	853,88	100,00

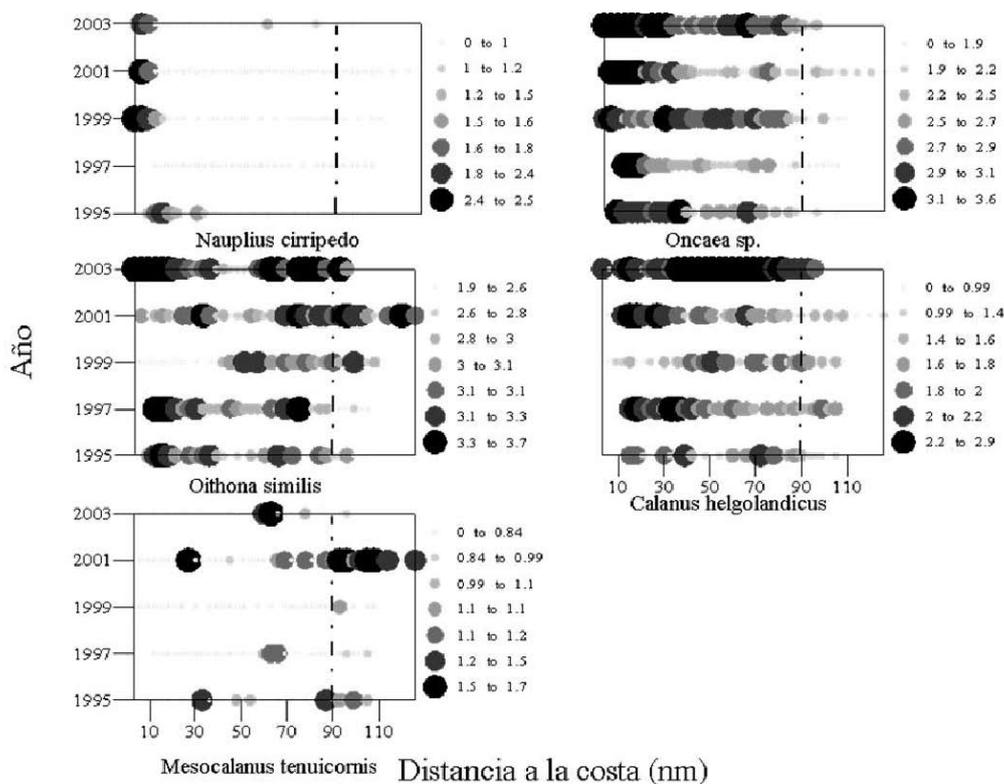


Figura 3. Muestras identificadas con microscopio estereoscópico. Distribución espacial (ind m⁻³;escala logarítmica) para cinco taxones relevantes de zooplancton en el transecto analizado.

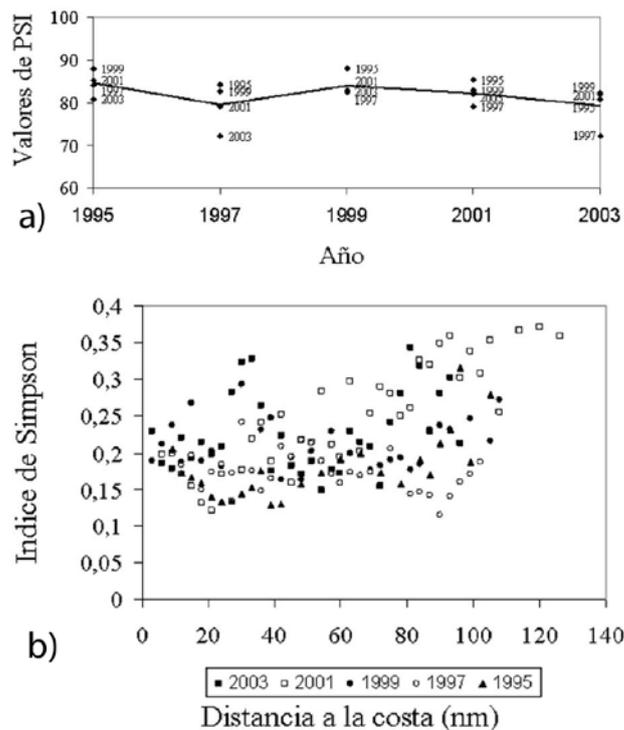


Figura 4. Muestras identificadas con microscopio estereoscópico. a) Valores del índice de diversidad de Simpson. b) Valores para el índice de similaridad (PSI).

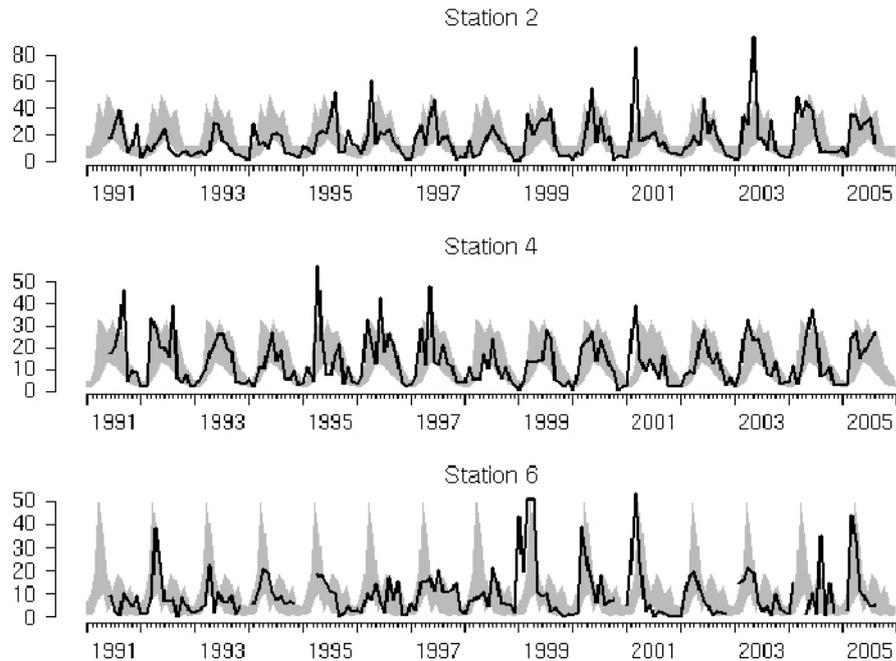


Figura 5. Serie temporal de biomasa del mesozooplankton en tres estaciones en un transecto frente a las costas de Santander (mg m^{-3}). El área sombreada representa un ciclo tipo o promedio calculado como el percentil 95 de toda la serie.

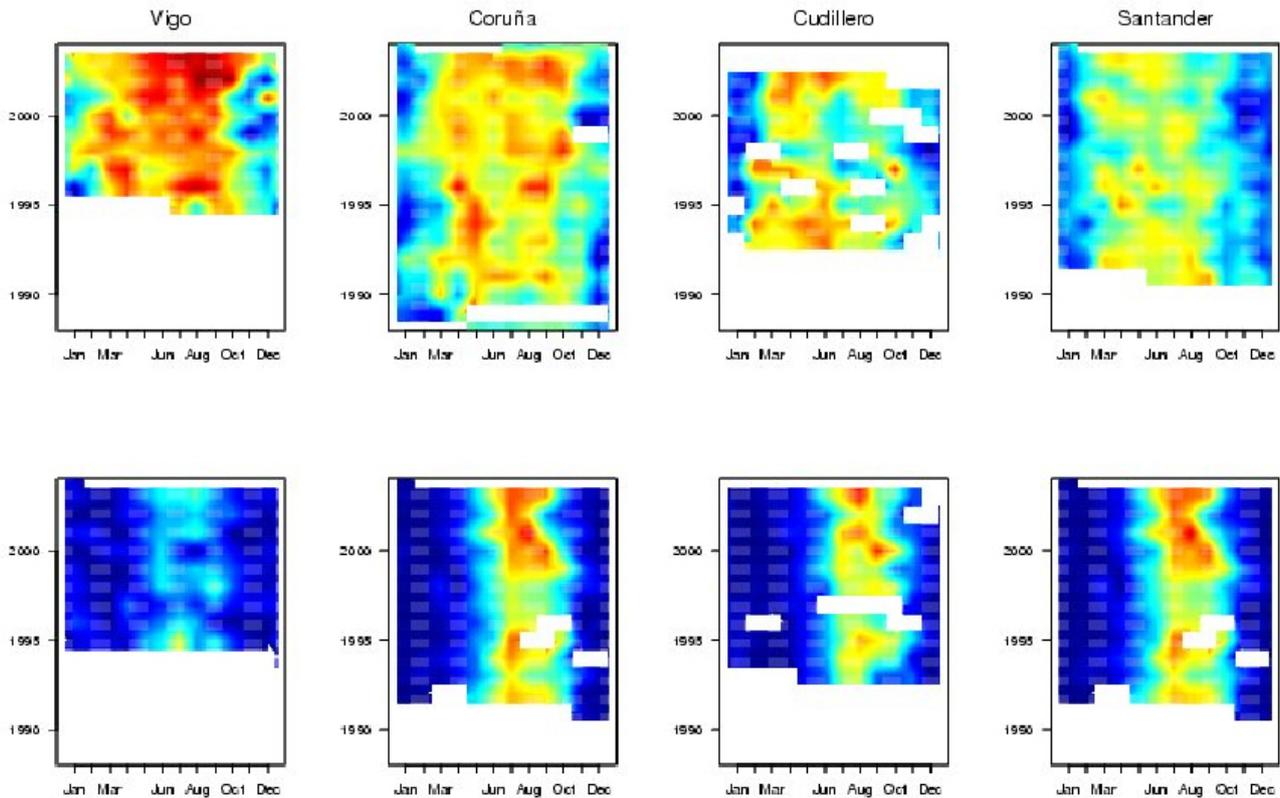


Figura 6. Biomasa de zooplankton (Paneles superiores) e índice de estratificación (Gráficos inferiores) para cada una de las estaciones de talud del programa Radiales.

En lo que respecta a las muestras analizadas bajo la lupa (Tabla 2 y Figuras 4 y 5) tampoco se obtuvieron diferencias atribuibles al vertido del *Prestige*. Un total de 61 taxones fueron identificados (Tabla 2); la distribución espacial de los mismos no presenta diferencias que puedan ser atribuidas al vertido, pues el año 2003 no difiere particularmente de los otros años analizados (Figura 3). Se calcularon dos índices ecológicos para estudiar la respuesta de la comunidad tras el vertido; el índice de diversidad de Simpson (Simpson, 1949) y un índice de similaridad (Percent Similarity Index (PSI); Rebstock, 2001).

Efecto de las variaciones en la comunidad planctónica sobre el reclutamiento de las especies pelágicas de interés comercial (anchoa, sardina, jurel y caballa)

Se ha comparado la serie temporal de reclutamiento de la anchoa (Figura 8) con los diferentes índices de abundancia de plancton obtenidos durante este estudio (Figuras 8 a 10). No se ha encontrado ninguna relación significativa.

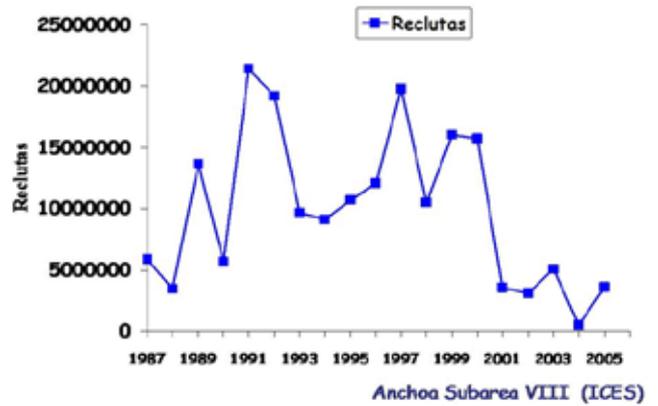


Figura 7. Serie temporal de reclutamiento de anchoa (Datos ICES)

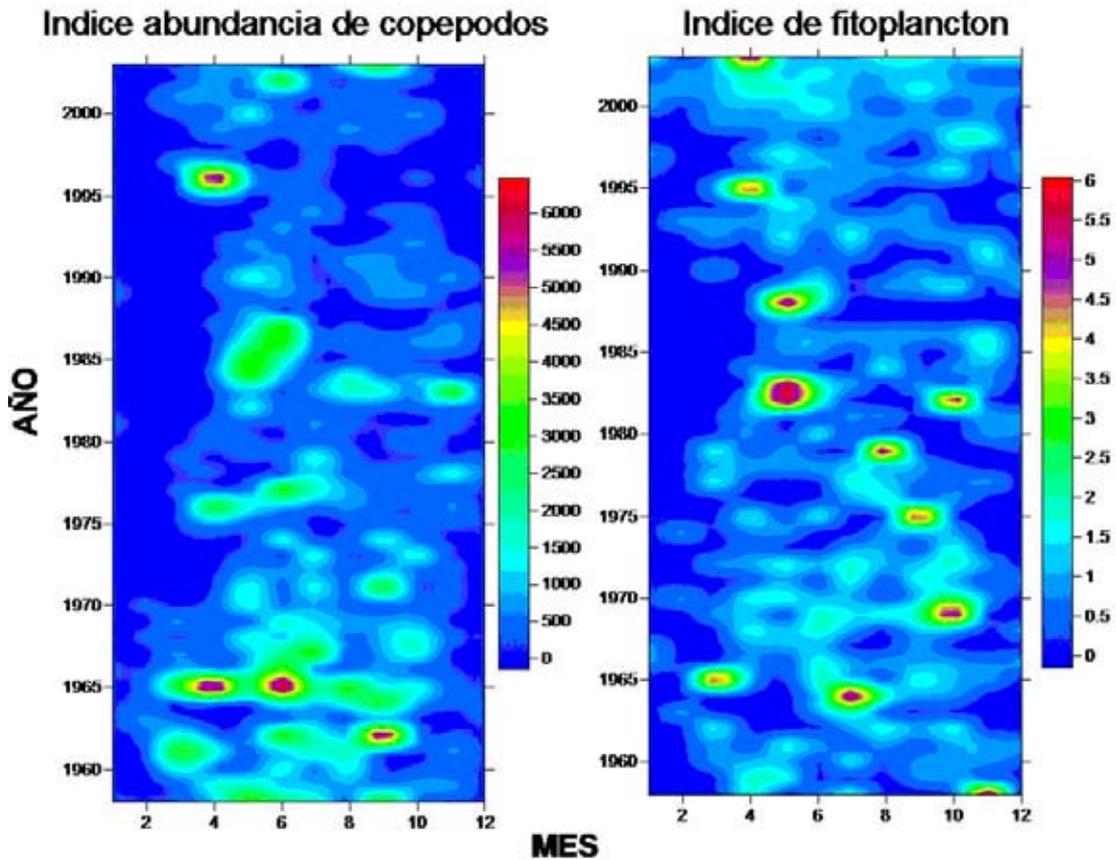


Figura 8. Índice de abundancia de copépodos (izquierda) e índice de fitoplancton (derecha) en el Golfo de Bizkaia. Media anual de todo el área (figura 1). Datos Sahfos

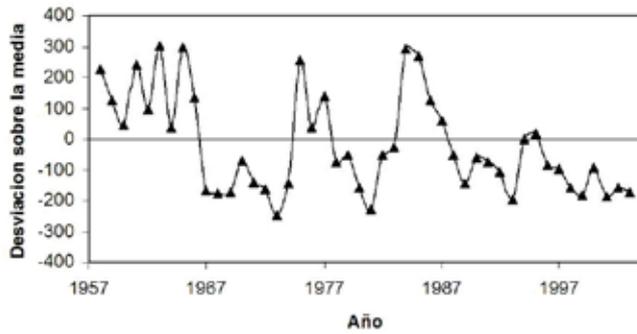


Figura 9. Desviación anual sobre la media de abundancia de copépodos de todo el periodo para todo el área del Golfo de Bizkaia. Datos Sahfos

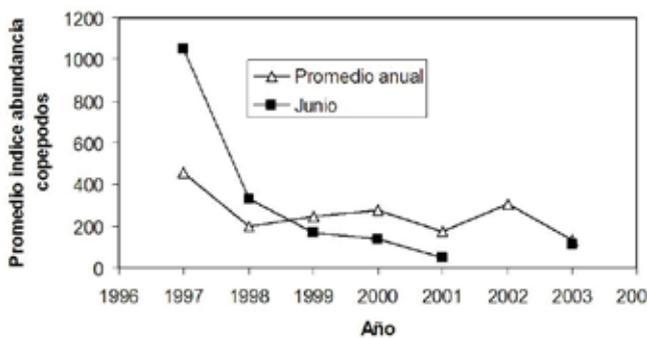


Figura 10. Índice de abundancia de copépodos en la línea Este del Golfo de Bizkaia (Plymouth - Santander). Media anual.

Conclusiones

1. En cuanto a los cambios observados en las estaciones muestreadas por el programa Radiales, del IEO, no se han observado cambios substanciales en la biomasa o abundancia del zooplancton que puedan relacionarse con el vertido. La Figura 6 muestra la serie temporal de biomasa en el transecto de Santander, la zona sombreada representa las condiciones normales, se puede observar claramente que la biomasa del mesozooplancton no ha sufrido ningún cambio fuera de las líneas base. Lo mismo sucede en los demás transectos situados a lo largo de toda la costa Cantábrica y Galicia, así como para otros índices de comunidad (p.ej. diversidad) y abundancia de especies (para un informe detallado véase los gráficos disponibles libremente en la página web creada: <http://www.seriestemporales-ieo>; <http://www.seriestemporales-ieo.net/BDZoo/main/index.html>)
2. La variabilidad en la biomasa y composición de especies parecen estar más determinados por factores físicos (p.ej. estratificación, afloramiento) que por los efectos del vertido si los hubiera (véase Figura 6). En resumen, ni la diversidad de la comunidad a lo largo del transecto (Figura 4a) ni la similaridad de los distintos años, integrando todas las estaciones para cada uno (Figura 4b), muestran diferencias al comparar el año post-*Prestige* con los demás.

3. La falta de relación entre la abundancia de plancton y los reclutamientos de anchoa podría ser debida a la falta de una serie temporal larga de datos de zooplancton en toda el área, a que los datos recogidos corresponden a periodos concretos (primavera para las campañas Bioman) o zonas específicas (sobre todo en la línea Plymouth–Vigo para los datos de Sahfos). Sin embargo, también es muy posible que la concentración de alimento no sea un factor limitante para el reclutamiento de la anchoa y que éste esté más relacionado con el transporte por corrientes o la concentración de predadores.

Bibliografía

- Rebstock GA (2001). Long-term stability of species composition in calanoid copepods off Southern California. *Mar Ecol Prog Ser* 215:213–224.
- Simpson EH (1949). Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.

Estereología de ovocitos atrésicos en gónadas de anchoa y merluza

Guzmán Díez y Estibaliz Díaz

Objetivos

El objetivo principal de esta investigación ha sido la cuantificación, mediante métodos estereológicos, de la proporción de ovocitos atrésicos en las gónadas de anchoa y merluza, y el estudio comparativo de la variación temporal de este parámetro en una serie histórica de datos que incluye periodos anteriores y posteriores al vertido.

Material y métodos

Después de una primera fase de identificación de histopatologías en gónada de anchoa y merluza, se concluyó que este tejido no presentaba alteraciones histológicas que puedan ser cuantificables por métodos habituales. Los estudios enfocados a la cuantificación de histopatologías en gónadas de peces son muy escasos (Hunter & Macewitz, 1985a) y las referencias científicas existentes no son directamente comparables en metodología y resultados con nuestro trabajo.

La temporalidad de la existencia de la gónada en el ciclo vital/anual de un individuo induce a pensar que este tejido no sea especialmente afectado por la exposición a contaminantes, a pesar de que las alteraciones en fecundidad de los ejemplares sea de hecho uno de los efectos más frecuentes en el caso de exposición subletal a HAPs. En este sentido, la asignación de las anomalías observadas en las gónadas como verdaderas patologías producidas ya no por la exposición a HAPs, sino a cualquier tipo de contaminante, se antoja muy difícil.

Teniendo en cuenta estas limitaciones, se constató que la patología/anomalía más adecuada para ser cuantificada y comparada en una serie histórica eran las prevalencias de ovocitos en fases atrésicas (Figura 1).

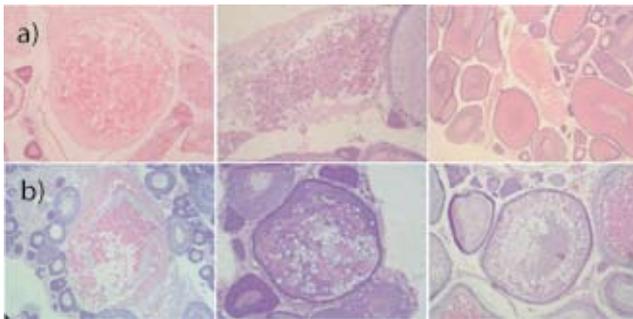


Figura 1. Imágenes histológicas (tinción H-E) de ovocitos atrésicos de a) anchoa y b) merluza.

Marine Research Division, AZTI Tecnalia, Txatxarramendi z/g - 48395 - Sukarrieta (Bizkaia).

Email: gdiez@azti.es, ediaz@azti.es

Para este trabajo se analizaron cortes histológicos de gónadas de anchoa de años anteriores y posteriores al vertido del *Prestige* (años 1999, 2001, 2003, 2004, 2005 y 2006) y de merluza en los años 1998, y 2001 a 2006. Si bien la atresia, que se puede definir como el proceso de reabsorción del ovocito y del folículo sin que llegue a ser puesto por diferentes causas (ahorro energético, final de la temporada de puesta, estrés, etc., (Murua & Saborido 2003)), no se consideran patologías propiamente dichas. Sin embargo, las variaciones en la prevalencia de ovocitos atrésicos a lo largo de una serie histórica pueden revelar anomalías debidas al estrés general o a la exposición a contaminantes de tipo orgánico o de metales pesados.

Para cuantificar la prevalencia de ovocitos atrésicos en anchoa se utilizaron metodologías de análisis estereológico según se describe a continuación:

- Se eligió un mínimo de 20 gónadas de anchoas /año en cortes histológicos recogidas en el mismo periodo (en la época de puesta en primavera) y en estado de vitelogénesis.
- Las gónadas se observaron mediante el objetivo de 20 X acoplado a un monitor de TV al que se había superpuesto una retícula M168 (Weibel, 1979).
- Se examinó 1 de cada 5 campos abarcados por el objetivo, contabilizando un total de 30 campos por gónada. El coeficiente de variación del número de campos muestreados fue del 3% cuando se examinaba un mínimo de 30 campos frente a un número superior.

Para la asignación de las distintas fases de maduración de los ovocitos de anchoa se siguió el criterio definido por Hunter & Macewitz (1985b).

La metodología para cuantificar la prevalencia de ovocitos atrésicos en merluza fue muy similar a la utilizada en anchoa:

- Se eligió un mínimo de 20 gónadas de anchoas/año en cortes histológicos. Se intentó que las muestras dentro de cada uno de los años analizados fueran del mismo periodo del año. Debido a que las gónadas de merluza en un mismo periodo del año pueden estar en diferentes estadios de madurez, el análisis estereológico de las muestras se realizó teniendo en cuenta las fases de madurez gonadal de las muestras (inmaduro, alveolo cortical, vitelado, migración e hidratado). La proporción de estos diferentes estadios en cada año fue bastante diferente, las más abundantes en el total de los cortes histológicos seleccionados fueron las gónadas en estadio de vitelogénesis (Tabla 1).
- Las gónadas se observaron mediante el objetivo de 20 X acoplado a un monitor de TV al que se había superpuesto una retícula Weibel M168.
- Se examinó 1 de cada 5 campos abarcados por el objetivo, contabilizando un total de 20 campos por gónada. El coeficiente de variación del número de campos muestreados fue del 3%

cuando se examinaba un mínimo de 20 campos frente a un número superior.

Para la asignación de las distintas fases de maduración de los ovocitos de anchoa se siguió el criterio definido por Murua & Motos (1996).

En las dos especies, para cada una de las gónadas, se calculó:

1.- la proporción (% en volumen) que ocupaban los ovocitos atrésicos frente al resto de tejido mediante la relación:

$$- P \text{ ovocitos atrésicos} / P \text{ resto del tejido} \text{ (unidades: } mm^3/mm^3 = mm^0 \text{)}$$

(P: Puntos sobre los componentes celulares considerados).

2.- La prevalencia de gónadas atrésicas en cada año, según la relación: gónadas con ovocitos atrésicos/gónadas totales analizadas

Tabla 1. Repartición de los diferentes estadios gonadales en los cortes histológicos de gónada de merluza durante el periodo 1998-2006.

estadio	1998	2001	2002	2003	2004	2005	2006	total
Inmaduro		1	11			18		30
Alveolo cortical	7	2	4	5	14	1		33
Vitelado	12	12	14	19	16	8	6	87
Migración	6	7		2		2	20	37
Hidratado	4	1		1			4	10

Resultados

Anchoa

De los resultados obtenidos cabe destacar que en anchoa la proporción de ovocitos atrésicos frente a los ovocitos en fases de maduración habituales es muy baja, si se compara con la encontrada habitualmente en otras especies como merluza. El máximo se observó en las anchoas del año 2005 en el que la relación $P \text{ ovocitos atrésicos} / P \text{ resto del tejido}$ resultante indicó que un 0,5 % del volumen del tejido gonadal estaba compuesto por ovocitos atrésicos (Figura 2). En los años 1999 y 2003 no se encontraron ovocitos atrésicos.



Figura 2. Tendencia de la proporción de ovocitos atrésicos en gónada de anchoa durante el periodo 1999-2006.

La serie no muestra una tendencia clara que indique diferencias entre los años anteriores y los posteriores al vertido (Tabla 2). El análisis estadístico indica que no existen diferencias cuando se comparan acumulados los datos de los años anteriores al vertido (1999, 2001) frente a los posteriores (2003-2006), (test no paramétrico de comparación de medianas Mann-Whitney-Wilcoxon; P-Valor = 0,33 al 95% de nivel de confianza). La prevalencia de gonadas atrésicas muestra un máximo en 2004 en el que 8 de las 24 gónadas analizadas (27%) tenían ovocitos atrésicos.

Tabla 2. Comparativa del porcentaje de ovocitos atrésicos en anchoa entre los años anteriores y posteriores al vertido del *Prestige*.

	antes del vertido (1999, 2001)	después del vertido (2003-2006)
ovocitos atrésicos (DS)	0,29 (0,017)	0,26 (0,016)

Merluza

El análisis estadístico indicó que existían diferencias significativas entre de la proporción de ovocitos atrésicos entre los estadios Inmaduro frente a Vitelado, Alveolo Cortical y Migración (test no paramétrico Mann-Whitney-Wilcoxon, de comparación de medianas; P-Valor < 0,05 al 95% de nivel de confianza).

En merluza el análisis de la serie histórica muestra que ha existido un incremento de la proporción anual de ovocitos atrésicos frente al resto del tejido ($P \text{ a} / P \text{ resto del tejido}$), desde el año 2001 al 2004. En este último año se alcanza la máxima proporción de ovocitos atrésicos (8,02%), mientras que, por el contrario, en los años 2005 y 2006 vuelven a descender hasta niveles similares a los del 2002 y 2003 (Figura 3). Sin embargo, al igual que en el caso de anchoa, el análisis estadístico indica que no existen diferencias cuando se comparan los datos agrupados de los años anteriores al vertido (1998, 2001, 2002) frente a los datos de los años posteriores (2003-2006), (test no paramétrico de comparación de medianas Mann-Whitney-Wilcoxon, P-Valor = 0,92 al 95% de nivel de confianza) (Tabla 4).

La serie de datos de prevalencia de gónadas atrésicas muestra una tendencia similar a la encontrada para el parámetro ($P \text{ a} / P \text{ resto del tejido}$), con un máximo del 80% en 2004 y mínimos del 19% en 2005.



Figura 3. Tendencia de la proporción de ovocitos atrésicos en gónada de merluza durante el periodo 1998-2006

Tabla 3. Proporción de ovocitos atrésicos en diferentes estadios de la gónada de merluza durante el periodo 1998-2006.

estadio	n	Ovocitos atrésicos (%)
Inmaduro	30	0,16
Alveolo cortical	33	2,35
Vitelado	87	6,11
Migración	37	1,12
Hidratado	10	0,20

Tabla 4. Comparativa del porcentaje de ovocitos atrésicos (promedio) en merluza entre los años anteriores y posteriores al vertido del *Prestige*.

	antes del vertido (1998, 2001)	después del vertido (2003-2005)
ovocitos atrésicos (DS)	1,2 (0,03)	4,8 (0,18)

Discusión y conclusiones

1.- Los niveles de atresia en peces están directamente relacionados con el estadio de desarrollo gonadal. En el arenque del Atlántico y la anchoa del Pacífico *Engraulis mordax* se ha observado que la prevalencia y el promedio de la intensidad de atresia son nulas cuando el pez está empezando la vitelogénesis, pero aumenta rápidamente cuando el pez deja de alimentarse y es máxima justo después del finalizar el periodo de puesta (Kurita et al., 2003, Hunter & Macewicz, 1985a). La prevalencia de hembras de *E. mordax* (mayores de 10 cm) con ovarios atrésicos varía del 0,7% al 60%, dependiendo del mes de muestreo (Hunter & Macewicz, 1985a).

Las muestras anuales de anchoa de este proyecto se han recogido siempre en el periodo de puesta de esta especie en el Golfo de Bizkaia. Debido a las variaciones de las condiciones hidrológicas y de abundancia de alimento en el mismo periodo de diferentes años pueden esperarse diferentes niveles de desarrollo gonadal de las poblaciones de anchoa estudiadas. La proporción de ovocitos atrésicos y la prevalencia de gónadas con atresia en cualquier año de la serie es relativamente baja (0,5% y 27%, respectivamente) y muy variable a lo largo de la serie histórica. A partir de la primavera del año 2003, en la que las manchas de fuel podrían haber afectado directamente a los adultos y huevos de ese año, se observa un aumento de la proporción de ovocitos atrésicos, si bien este aumento ya se observa desde la primavera anterior al vertido (año 2002). Los valores de la prevalencia de gónadas con ovocitos atrésicos no siguen la misma tendencia que la proporción de ovocitos atrésicos. Al contrario que este último parámetro, la máxima prevalencia (27%) se observa el año 2003, descendiendo en el año 2004, en el que el volumen de ovocitos atrésicos es el máximo.

2.- Los niveles de atresia en merluza son más altos que los registrados en anchoa, pero se trata de dos especies con

estrategias reproductivas diferentes. La tendencia ascendente de la proporción de ovocitos atrésicos se observa ya desde el año 2001 aunque alcanza el máximo en 2004 para descender progresivamente hasta el 2006. La variabilidad de los niveles de atresia en merluza fueron mayores que en el caso de anchoa. El patrón observado en los resultados de la serie histórica de la proporción de ovocitos atrésicos podría estar relacionado con la variabilidad de las fechas de muestreo de las gónadas, en una especie que se caracteriza por una estrategia gonadal que permite encontrar ovocitos de todos los estadios durante el periodo de desarrollo del ovario (Murua & Saborido-Rey, 2003).

Para reducir el error en la interpretación de los resultados en una serie histórica, se necesita una alta homogeneidad de las muestras en cuanto a edad y madurez de la gónada de los individuos analizados. Con esta dificultad, y a pesar de que en la merluza parece observarse un patrón definido en la variación interanual de la proporción de ovocitos atrésicos, los análisis estadísticos indican que no se observan diferencias significativas en ninguna de las dos especies cuando se comparan los datos de este parámetro entre los años anteriores y posteriores al vertido del *Prestige*.

Bibliografía

- Weibel, E.R. 1979. Stereological methods. Volume 1. Practical methods for biological morphometry. Academic Press (eds). 415 pp.
- Hunter J. Roe y J. Macewicz, 1985a. Rates of atresia in the ovary of captive and wild Northern anchovy, *Engraulis mordax*. Fishery Bulletin: vol. 83, n° 2, pp: 119-136.
- Hunter J. Roe y J. Macewicz, 1985b. Measurement of the spawning frequency in multiple spawning fishes. In: An egg production method for estimating spawning biomass of pelagic fish: Application to the Northern Anchovy, *Engraulis mordax*. R.Lasker (ed.). NOAA Tech. Rep. NMFS 36:79-94.
- Murua, H. & Motos, L. 1996. Reproductive modality and batch fecundity of the European hake, *Merluccius merluccius*. ICES CM. Doc., n° G:40., 23 pp.
- Murua, H. & Saborido-Rey, F. 2003. Female reproductive strategies of marine fish species of the North Atlantic. J. North. Atl. Fish. Sci., vol 33: 23-31.

Desarrollo y estado de condición de los estadios iniciales de la anchoa en los años 2003, 2004 y 2005

Paula Álvarez¹, Unai Cotano¹ y Estibaliz Díaz²

Objetivos

Estimar indirectamente los efectos del vertido del *Prestige* en la supervivencia de las larvas de anchoa mediante el uso de medidas fisiológicas, morfométricas y bioquímicas.

Introducción

Uno de los principales factores que regula la dinámica de las poblaciones pesqueras es el reclutamiento de los individuos jóvenes a la pesquería. Las fluctuaciones en el reclutamiento de las especies explotadas comercialmente se deben en gran medida a la supervivencia durante las fases tempranas de desarrollo, cuando tanto el crecimiento como la mortalidad de los individuos es máxima (Hjort, 1914; Cushing, 1990; Legget & Deblois, 1994). De esta forma se pueden dar fuertes fluctuaciones en el reclutamiento de una especie ante pequeñas variaciones en las tasas de crecimiento, ya que durante las fases de larva y post-larva el crecimiento y la mortalidad están fuertemente relacionados (Houde, 1986; Anderson, 1988).

Entre los factores que pueden afectar a la supervivencia de estos estadios iniciales podemos destacar los intrínsecos o parentales (fundamentalmente genéticos) y los extrínsecos. Entre éstos últimos podríamos destacar los factores bióticos como la disponibilidad de alimento o la presencia de depredadores y los abióticos, es decir, las características físico-químicas del agua que también incluirían la presencia de sustancias tóxicas en ella como pueden ser los hidrocarburos derivados del petróleo.

En general se conoce que los peces responden rápidamente a contaminantes del tipo de los hidrocarburos, de modo que algunos compuestos pueden incorporarse rápidamente a los tejidos como resultado de exposiciones muy breves a los contaminantes (Korn et al., 1977). Los estadios larvarios son especialmente vulnerables, de hecho se considera que pueden ser del orden de 10 veces más sensibles que los individuos adultos (Rice, 1985). Incluso aunque los efectos de los contaminantes no provoquen directamente la muerte, éstos pueden causar una serie de efectos sub-letales entre los cuales se debe destacar el descenso en las tasas de crecimiento (ver Rice, 1985).

El objetivo de este estudio es determinar el efecto que los contaminantes pueden ejercer sobre el estado de condición de las

larvas como indicador de la probabilidad de supervivencia mediante diferentes análisis entre los que destacan: estudios morfométricos, de crecimiento basados en el análisis de la deposición diaria de anillos en los otolitos, histológicos y análisis bioquímicos.

Material y métodos

Durante los años 2003 (julio), 2004 (junio) y 2005 (agosto) se capturaron larvas de anchoa, *Engraulis encrasicolus* (Linnaeus, 1758), en el Golfo de Bizkaia, dentro de la zona afectada por las manchas provenientes del vertido del *Prestige* tras su naufragio en noviembre de 2002 frente a las costas gallegas. Por otra parte, con el fin de comparar el estado de las larvas con las de aquellas previas al vertido, se utilizaron larvas de anchoa capturadas en el año 2000 en la misma área. Las larvas de anchoa fueron capturadas usando una red bongo de 40 cm de boca, con malla de 335 µm de tamaño de poro, y una red MIK de 1 m² boca y luz de malla de 1 mm. Los lances fueron oblicuos hasta una profundidad de 100 m o hasta 5 m por encima del fondo en caso de fondos más someros. En cualquier caso, en los tres años se muestreó por completo la masa de agua por encima de la termoclina que es donde se sitúan en su gran mayoría las larvas de esta especie (Palomera, 1991). La temperatura y salinidad de cada estación de muestreo fue determinada mediante lances de CTD (*Conductivity, Temperature, Depth Sensors*).

Las larvas fueron preservadas en etanol al 80% tamponado y se midió su longitud estándar (Ls) con una precisión de 0,1 mm, antes de extraer los otolitos. Dado que las larvas sufren un claro encogimiento como consecuencia de su manipulación. La Ls fue transformada en longitud estándar real utilizando el algoritmo de Theilacker, (1980), según el cual la mengua en el tamaño de las larvas es menor al reducirse el tiempo de lance de la red y el tiempo de manipulación. No se consideró mengua en la talla como consecuencia de la preservación de las larvas en etanol (Theilacker, 1980). Asimismo, se determinó el peso seco de las larvas con una precisión de 1 µg.

El factor de condición de las larvas (K- Fulton) fue determinado mediante la fórmula de Shelbourne, (1957):

$$K = (\text{peso seco}/Ls^3) \times 100$$

Respecto al análisis del crecimiento diario de las larvas, los otolitos sagitta fueron extraídos de unos 100 individuos para cada uno de los 3 años y, finalmente, se determinó la edad (número de anillos) y las tasas de crecimiento diarias (como la distancia entre dos anillos consecutivos) para 92 larvas en el año 2003, 84 en 2004 y 94 en 2005. El método de extracción y procesamiento de los otolitos fue el mismo descrito para larvas de verdel en Cotano & Álvarez (2003). En el caso de las larvas de anchoa los

¹Marine Research Division, AZTI Tecnalia, Herrera Kaia, Portualdea z/g. 20110 Pasaia (Gipuzkoa)

²Marine Research Division, AZTI Tecnalia, Txatxarramendi z/g. 48395 Sukarrieta (Bizkaia).

Email: palvarez@azti.es, ucotano@azti.es, ediaz@azti.es

anillos parecen depositarse con una cadencia sub-diaria (Palomera *et al.*, 1988), lo que puede llevar fácilmente a una sobreestima de la edad y por tanto una subestima de las tasas de crecimiento. Los criterios utilizados para determinar si un anillo era realmente diario fue chequear que el anillo fuera distinguible y continuó a lo largo de todo el perímetro del otolito y lo suficientemente ancho para continuar siendo visible al girar levemente el enfoque del microscopio (Palomera *et al.*, 1988).

Cada otolito fue analizado por dos lectores independientes y su lectura sólo fue considerada correcta si ambas lecturas eran idénticas. En el caso de que hubiera diferencias en la interpretación de los lectores las lecturas sólo se consideraron válidas si se llegaba a un acuerdo entre ellos. Por otra parte se realizaron 3 medidas del diámetro de cada otolito y se calculó el valor medio con el fin de establecer una relación entre el tamaño del otolito y la talla de la larva.

También se determinó la composición bioquímica de las larvas, en este caso sólo se analizaron las larvas del año 2003, considerando que son en las que con mayor intensidad pudiera apreciarse un efecto de los contaminantes. El contenido en proteína fue estimado utilizando el método descrito por Lowry *et al.* (1951) y modificado por Maxwell *et al.* (1978). Para determinar el contenido en carbohidratos se empleó el método de Dubois *et al.* (1956) y, por último, el contenido en lípidos se determinó utilizando el método de la sulfofosfovainillina (Zöllner & Kirsch, 1962) tras su extracción mediante el método de Bligh & Dyer (1959).

Resultados

La relación morfométrica talla-peso para las larvas de anchoa no mostró diferencias significativas entre 2003 y 2004. Tampoco se observaron diferencias significativas con respecto a las larvas de anchoa muestreadas en el año 2000. Sin embargo, en el 2005, la diferencia respecto a los dos años anteriores fue muy significativa. En todos los casos esta relación se ajustó adecuadamente a un modelo potencial, siendo el valor del exponente entre 3,0-3,4 para los años 2000, 2003 y 2004, y de 4,5 en 2005 (Figura 1).

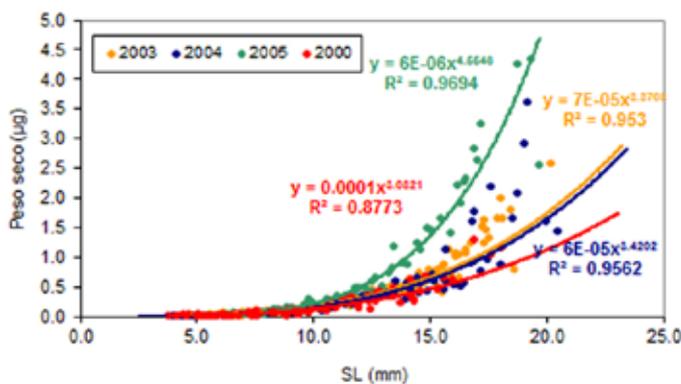


Figura 1. Relación talla-peso para las larvas de anchoa muestreadas en los años 2000, 2003, 2004 y 2005.

Por otra parte el índice de condición K-Fulton también fue significativamente superior en 2005 para larvas mayores de 10 mm (Anova, $p < 0,001$), mientras que entre los años anteriores no hay diferencias significativas (Tabla 1).

Tabla 1. Resultados del análisis de varianza para comparar el índice de condición K de las larvas de anchoa entre los años 2000, 2003, 2004 y 2005 por rangos de edad. Los resultados en negrita indican la existencia de diferencias significativas ($p < 0,05$)

K	6-10 días	10-15 días	15-20 días	> 20 días
2000	0,0101	0,0148	0,0185	0.0202
2003	0,0143	0,0179	0,0199	0,0234
2004	0,0138	0,0137	0,0190	0,0251
2005	0,0130	0,0261	0,0398	0,0531
P	0,7294	<0,001	<0,001	<0,001

En los tres años analizados, así como para las larvas del año 2000, se encontró una estrecha relación entre el diámetro del otolito y la longitud estándar de la larva, lo que demuestra que para la anchoa el crecimiento del otolito y el crecimiento somático estuvieron fuertemente relacionados (Figura 2).

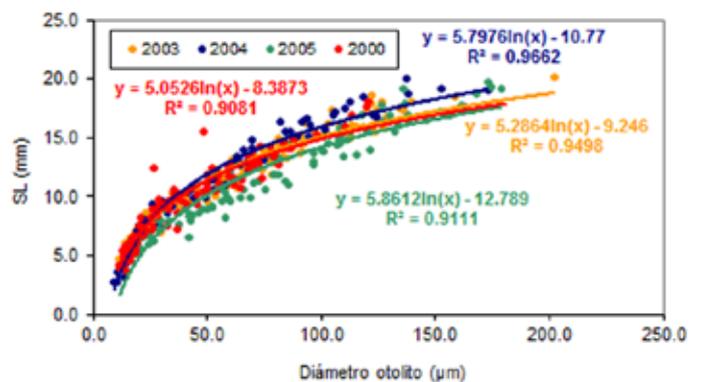


Figura 2. Relación diámetro del otolito-talla para las larvas de anchoa muestreadas en los años 2000, 2003, 2004 y 2005.

Para el año 2000 se compararon previamente las tasas de crecimiento de las larvas capturadas en los meses de junio y julio, para comprobar si las mayores temperaturas lógicas del mes de julio podrían haber afectado al cálculo de las tasas de crecimiento. No se encontraron diferencias significativas entre ambos meses (Ancova, $P > 0,01$) con lo que todas las larvas de este año fueron empleadas como control para comparar las tasas de crecimiento con las medidas durante los años 2003, 2004 y 2005. La Figura 3 muestra las tasas de crecimiento larvario, que no fueron significativamente diferentes para los años 2003 y 2004, pero sí para 2005 (ANCOVA, $p < 0,05$). Asimismo las tasas de crecimiento para el año 2000 fueron significativamente diferentes a las de los años 2003 y 2005. En el año 2000 las larvas de anchoa mostraron un crecimiento medio de 0,55 mm día⁻¹, en 2003 de 0,65 mm día⁻¹, en 2004 de 0,59 mm día⁻¹, y en 2005 el crecimiento fue de 0,71 mm día⁻¹, (Figura 3). No hubo diferencias significativas en la talla de eclosión de las larvas.

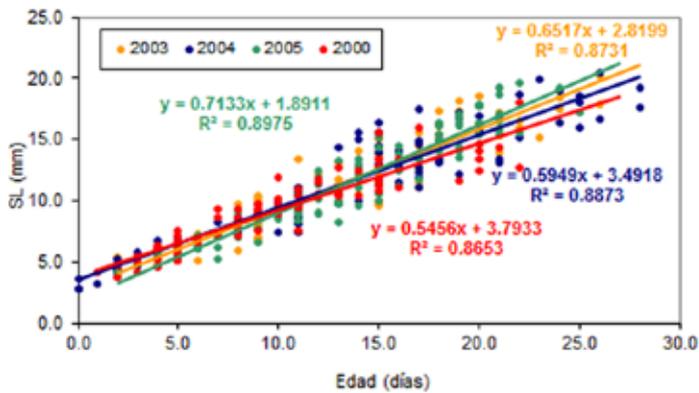


Figura 3. Relación edad-talla para las larvas de anchoa muestreadas en los años 2000, 2003, 2004 y 2005.

Algo similar se puede decir del incremento en peso con la edad (Figura 4) que fue significativamente superior en 2005 (Ancova, $p < 0,001$) y similar para los años anteriores (Ancova, $p > 0,05$).

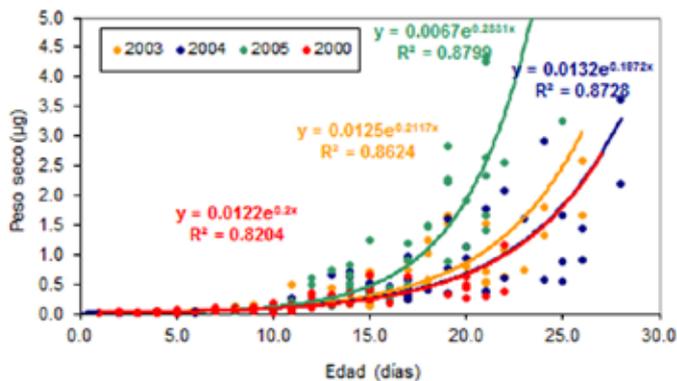


Figura 4. Relación edad-peso seco para las larvas de anchoa muestreadas en los años 2000, 2003, 2004 y 2005.

Respecto a la composición bioquímica, los análisis realizados no han permitido establecer diferencias significativas en la composición de las larvas de anchoa entre años. En ambos años las proteínas resultaron ser la biomolécula más abundante, seguido por lípidos y carbohidratos (Tabla 2).

Conclusiones

1. En este estudio no se ha identificado ningún efecto negativo claro del vertido del *Prestige* sobre el desarrollo de los estadios iniciales de la anchoa en el Golfo de Bizkaia.

Tabla 2. Resultados del análisis t-Student para comparar la contribución relativa de cada componente bioquímico en las larvas de anchoa en los años 2000 y 2003

AÑO	%Proteína	Desv. Est. %P	%Lípido	Desv. Est. %L	%Carbohidrato	Desv. Est. %CH
2000	58,8	16,3	29,9	13,8	11,2	9,4
2003	53,9	11,5	34,7	13,9	11,4	8,7
p	0,28	----	0,22	----	0,94	----

2. Comparando los resultados de los tres años en el que se ha llevado a cabo este estudio vemos que tanto el estado de condición como la tasa de crecimiento han sido similares para los años 2003 y 2004 que muestran en general valores muy similares a los encontrados en las larvas durante el año 2000, es decir antes del vertido. Las tasas de desarrollo han sido en general superiores en el año 2005 (en menor medida en 2003). Estas diferencias sin embargo, se pueden atribuir a las diferentes condiciones ambientales de cada año debido, además de la variabilidad interanual, a que el muestreo se realizó en diferentes meses del año (julio 2003, junio 2004 y agosto 2005). Se sabe que la influencia de la temperatura es muy importante para el crecimiento larvario en esta especie (Palomera *et al.*, 1988). Por lo tanto las mayores temperaturas de agosto podrían explicar el mayor desarrollo de las larvas del 2005.
3. Para determinar si el vertido del *Prestige* afectó al desarrollo de las larvas de anchoa partimos de la asunción de que durante el año 2003 los huevos o las larvas de anchoa se han desarrollado en aguas afectadas por la llegada de manchas de fuel. Centrándonos en dicho año, cabe indicar que no se detectó ninguna disminución, ni en las tasas de crecimiento, ni en la condición de las larvas respecto a años anteriores al vertido del *Prestige*, siendo incluso superiores (Cotano *et al.*, 2003). Y tal y como se ha constatado en el presente estudio estos índices se han mantenido en los años posteriores.
4. En el caso de la composición bioquímica de las larvas, los resultados obtenidos en este trabajo no indicarían un estado de condición inferior de las larvas muestreadas durante 2003, aunque la ausencia de diferencias significativas pudo deberse en parte al escaso número de larvas que fue posible analizar. En ambos casos, las proteínas fueron la biomolécula más importante. Esto indicaría que en cualquier caso la condición larvaria no era deficiente, pues se sabe que los peces movilizan rápidamente las proteínas para satisfacer sus demandas metabólicas, de modo que aquellas larvas en mala condición o con nutrición deficiente muestran un descenso acusado en los contenidos proteicos. Una reducción en el contenido en proteína afecta además a las capacidades natatorias y a la flotabilidad de las larvas lo que puede afectar gravemente a la supervivencia (Neilson *et al.*, 1986, Sclafani, 1993).

Bibliografía

- Anderson, J.T. (1988). A review of size dependent survival during pre-recruit stages of fishes in relation to recruitment. *J. Northw. Atl. Fish. Sci.*, 8: 55-66.
- Bligh E.G. & N.J. Dyer, 1959. A rapid method of total lipid extraction and purification. *Can. J. Biochem. Physiol.*, 37: 911-917.

- Cotano, U. & P. Álvarez, 2003. Growth of young-of-the-year mackerel in the Bay of Biscay. *Journal of Fish Biology*, 62: 1010-1020.
- Cotano, U., Álvarez, P., Etxebeste, E. & E. Díaz, 2003. Desarrollo y estado de condición de los estadios iniciales de la anchoa en los años 2000 y 2003. Posibles consecuencias del vertido del *Prestige*. Informe para el Departamento de Industria Comercio y Turismo del Gobierno Vasco (Programa ETORTEK).
- Cushing, D.H. (1990). Plankton production and year-class strength in fish populations: An update of the match-mismatch hypothesis. *Adv. Mar. Biol.*, 26: 249-294.
- Dubois, M., Gills, K.A., Hamilton, J.K., Roberts, P.A. & F. Smith, 1956. Colorimetric method for the determination of sugars and related substances. *Analyt. Chem.*, 28: 350-356.
- Hjort, J. (1914). Fluctuations in the great fisheries of northern Europe reviewed in the light of biological research. *ICES Rapp. Proc.-Verb.*, 20: 1-228.
- Houde, E.D. (1986). Potential for growth, duration of early life stages and regulation of recruitment in marine fish. *ICES CM*, 1986/L:28, 19 pp.
- Korn, S., Hirsch, N. and J.W. Struhsaker (1977). The uptake, distribution and depuration of ¹⁴C toluene in Pacific herring, *Clupea harengus pallasii*. *Fish. Bull. US* 75, 633-636.
- Leggett, W.C. & Deblois, E. (1994). Recruitment in marine fishes: Is it regulated by starvation and predation in the egg and larval stages?. *Neth. J. Sea Res.*, 32:119-134.
- Lowry, O.H., Rosebrough, N.J., Farr, A.L. & R.J. Randall, 1951. Protein measurement with the Folin phenol reagent. *J. Biol. Chem.*, 193: 265-275.
- Maxwell, M.A.K., Haas, S.M., Bieber, L.L. and N.E. Tolbert, 1978. A modification of the Lowry procedure to simplify protein determination in membrane and lipoprotein samples. *Anal. Biochem.*, 87: 206-210.
- Neilson, J.D., Perry, R.I., Valeiro, P. and K.G. Waiwood, 1986. Condition of Atlantic cod (*Gadus morhua*) larvae after the transition to exogenous feeding: morphometrics, buoyancy and predator avoidance. *Mar. ecol. Progr. Ser.*, 32:229-235.
- Palomera, I., Morales-Nin, B. and J. Lleó, 1988. Larval growth of anchovy, *Engraulis encrasicolus*, in the western Mediterranean. *Marine Biology*, 111:37-44.
- Palomera, I., 1991. Vertical distribution of eggs and larvae of *Engraulis encrasicolus* in stratified waters of the western Mediterranean. *Marine Biology*, 111: 37-44.
- Rice, S.D. 1985. Effects of oil on fish. In *Petroleum Effects in the Arctic Environment* (F.R. Engelhart, ed.) pp. 157-182. Elsevier Science Publisher, London. Scalfani, M., Taggart, C.T. and K.R. Thompson, 1993. Condition, buoyancy and the distribution of larval fish: implications for vertical migration and retention. *J. plankton Res.*, 15: 413-435.
- Shelbourne, J.E., 1957. The feeding and condition of plaice larvae in good and bad plankton patches. *J. Mar. Biol. Ass. UK*, 36: 539-552.
- Theilacker, G.H., 1980. Changes in body measurements of larval northern anchovy, *Engraulis mordax*, and other fishes due to handling and preservation. *Fisheries Bulletin*, 76(3): 685-692.
- Zöllner, N and K. Kirsch, 1962. Über die quantitative Bestimmung von Lipoiden (Mikromethode) mittels der vielen natürlichen Lipoiden (allen bekannten Plasmalipoiden) gemeinsamen Sulfophosphovainillin. *Z. Gesamte Exp. Med.*, 135: 454-561.

Cuantificación de la concentración de hidrocarburos en el músculo e hígado de anchoa y merluza

Guzmán Díez y Estibaliz Díaz

Objetivos

El objetivo de esta investigación ha sido el seguimiento de los niveles de concentración de 24 Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos en la carne de merluzas y anchoas del Golfo de Bizkaia.

Material y métodos

Las determinaciones de la concentración de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAPs) se realizó por Cromatografía de Gases-Espectrometría de Masas (GC-MS). Sobre muestras liofilizadas de 10 a 25 g, la extracción se realiza a 1500 psi y 100° C de temperatura en un solvente de diclorometano : acetona (1:1). Para cada muestra se analizaron un total de 24 HAPs entre los que se incluyen algunos alquil-aromáticos representativos en la composición del fuel del Prestige (Tabla 1). La fiabilidad de las medidas obtenidas se aseguró en el ejercicio de intercalibración "PAHs Prestige 2003" en el que participó el Laboratorio de Análisis Químico de AZTI.

Puesto que no se conoce ningún valor de referencia biológico incluido en la legislación vigente, la interpretación de los resultados de los análisis químicos de HAPs se ha realizado mediante el cálculo del valor pro medio por muestra del sumatorio de los 24 HAPs de todas las muestras del año (Tabla 2) y el número de muestras que superan ese valor promedio anual.

Tabla 1. Relación de los 24 Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos analizados en las muestras de carne de anchoa y merluza.

1	Naftaleno
2	1-metil naftaleno
3	2-metil naftaleno
4	Bifenil
5	Pireno
6	Fenantreno
7	Fluoranteno
8	2,6-Dimetil naftaleno
9	Antraceno
10	Acenaftileno
11	Criseno

12	2,3,5-Timetil naftaleno
13	Benzo(a) antraceno
14	Acenafteno
15	Benzo(e)pireno
16	Fluoreno
17	1-Metil fenantreno
18	Benzo(b)fluoranteno
19	Benzo(k)fluoranteno
20	Benzo(a)pireno
21	Perileno
22	Indeno(1,2,3-cd)pireno
23	Dibenzo(a,h)antraceno
24	Benzo(g,h,i)perileno

Tabla 2. Resultados de la analítica de 24 HAPs en carne de anchoa. Promedio = 24 HAPs/nº de muestras (ppb).

carne anchoa	2004*	2005	2006
n	61	61	34
promedio total (Σ 24 HAPs; ug/kg)	51,1	27,4	20,3
muestras por encima del promedio	7	18	17
muestras por encima del promedio (%)	11%	30%	50%

Resultados

Anchoa

No se tiene referencia de los niveles de concentración de hidrocarburos en carne de meluza y anchoa en el Golfo de Bizkaia en años anteriores al vertido del *Prestige*. Sin embargo, desde el inicio de los análisis en el año 2004 hasta 2006 se observa un importante descenso del promedio de la concentración de HAPs en carne de anchoa (un 60,3% de reducción). Por el contrario, el número de muestras que presentan valores de concentración de HAPs por encima del valor promedio de cada año muestra una tendencia al aumento desde el 2004.

El análisis comparativo de las muestras de los tres años indicó que existían diferencias significativas entre la concentración de HAPs entre la carne de las anchoas del año 2004 y las de 2005 y 2006 (test de Kruskal- Wallis; P-valor < 0,05; nivel de confianza del 95%). La correlaciones entre la talla de los ejemplares y el promedio de la concentración de HAPs ha sido muy débil ($R^2=0,32\%$; coeficiente de correlación= 0,057). El promedio de concentración de HAPs entre machos y hembras no muestra una tendencia interanual clara (Tabla 3).

Marine Research Division, AZTI Tecnalia, Txatxarramendi z/g - 48395 - Sukarrieta (Bizkaia).
Email: gdiez@azti.es, ediaz@azti.es

Tabla 3. Promedio total de la concentración de HAPs en carne de anchoa por sexos (ppb).

	2004	2005	2006
Hembras	62,4	24,2	15,9
Machos	43,3	32,8	25,3

En 2004 no se encontraron trazas de 11 de los 24 HAPs analizados: 2,6 Dimetil naftaleno, Acenaftileno 2,3,5-Trimetil naftaleno, Acenafteno, Benzo(a)pyreno, Benzo(b+k)fluoranteno, Benzo(e)pyreno, Benzo (g, h, i)perileno, Dibenzo(a,h)antraceno, Indeno(1,2,3-cd)pyreno, Perileno (Tabla 4).

Tabla 4. Promedio interanual (ppb/anchoa) de la concentración de HAPs en carne

	2004 n=61	2005 n=61	2006 n=34
Pireno	16,0	14,1	0,0
Fenantreno	11,0	2,9	8,5
Naftaleno	9,2	3,9	4,7
Fluoranteno	4,5	2,6	0,0
1-Metil naftaleno	4,1	1,3	0,1
Bifenil	0,1	0,8	4,1
2-Metil naftaleno	3,6	0,8	0,0
2,6-Dimetil naftaleno	0,0	0,2	1,6
1-metil fenantreno	1,4	0,0	0,0
Antraceno	0,5	0,7	0,1
Fluoreno	0,5	0,0	0,4
2,3,5-Trimetil naftaleno	0,0	0,0	0,5
Acenafteno	0,0	0,0	0,4
Acenaftileno	0,0	0,1	0,0
Criseno	0,1	0,0	0,0
Benzo(a) antraceno	0,1	0,0	0,0
Perileno	0,0	0,0	0,0
Indeno(1,2,3-cd) pireno	0,0	0,0	0,0
Dibenzo(a,h) antraceno	0,0	0,0	0,0
Benzo(g,h,i) perileno	0,0	0,0	0,0
Benzo(e) pireno	0,0	0,0	0,0
Benzo(b+k) fluoranteno	0,0	0,0	0,0
Benzo(a) pireno	0,0	0,0	0,0

Sin embargo, sí se encontraron trazas en el año 2005 de los siguientes compuestos: 2,6-Dimetil naftaleno y Acenaftileno y en 2006 de 2,6Dimetil naftaleno, 2,3,5Trimetil naftaleno y Acenafteno. Los compuestos más abundantes en los tres años de seguimiento se muestran en la Tabla 4.

El análisis de la distribución de tallas de merluza muestra que había diferencias significativas en las medianas de la distribución del año 2005 frente a las de 2004 (test de comparación de medianas Mann-Whitney (Wilcoxon), $p=0,0$, nivel de confianza del 95%), y de 2005 frente a 2006 (test de comparación de

medianas Mann-Whitney (Wilcoxon), $p=0,0$, nivel de confianza del 95%) (Tabla 5).

Tabla 5. Datos biométricos (talla promedio y valores máximos y mínimos) de las muestras de merluza de los años 2004 a 2006).

	n	talla	
		promedio (cm)	max-min (cm)
2004	107	42	25-68
2005	98	38	27-70
2006	40	42	34-50

La concentración de HAPs en carne de merluza muestra una fuerte reducción en 2005, si se compara con los resultados obtenidos en 2004. Al contrario que en anchoa, se observa un aumento de nuevo de la concentración de HAPs en el año 2006. El porcentaje de muestras que presentan valores por encima del valor promedio de cada año muestra la misma tendencia que el promedio total de los 24 HAPs (Tabla 6).

Tabla 6. Datos biométricos (talla promedio y valores máximos y mínimos) de las muestras de merluza de los años 2004 a 2006).

carne merluza	2004	2005*	2006
n	107	98	40
promedio total (Σ 24 HAPs; ug/kg)	27,2	5,9	32,0
muestras por encima del promedio	40	27	17
muestras por encima del promedio(%)	37%	28%	43%

El análisis comparativo de las muestras de los tres años indicó que existían diferencias significativas entre la concentración de HAPs entre la carne de la merluza del año 2005 con los años 2004 y 2006 (test de Kruskal-Wallis P-valor $<0,05$; con un nivel de confianza del 95%).

La correlaciones entre la talla de los ejemplares y el promedio de la concentración de HAPs ha sido muy débil ($R^2=0,138\%$; coeficiente de correlación= $-0,037$). El promedio de concentración de HAPs de los machos y hembras muestra la misma tendencia interanual que cuando se toman los sexos en conjunto (Tabla 7).

Tabla 7. Promedio total de la concentración de HAPs por sexos en merluza (ppb). Promedio = Σ 24 HAPs/n° de muestras.

	2004	2005	2006
Hembras	24,3	6,0	27,0
Machos	24,3	6,0	27,0

De los 24 HAPs analizados, 10, 16 y 14 de ellos no estuvieron presentes en la carne de las merluzas en los años 2004, 2005 y 2006, respectivamente. Los compuestos más abundantes en los tres años de seguimiento se muestran en la Tabla 8.

Tabla 8. Promedio interanual (ppb/merluza) de la concentración de HAPs. Promedio = Σ congéneres/nº de muestras.

	2004 n=107	2005 n=98	2006 n=40
Naftaleno	6,3	1,8	6,1
1-Metil naftaleno	5,7	0,0	0,0
2-Metil naftaleno	4,2	0,0	0,0
Bifenil	3,0	0,0	2,2
Pireno	2,2	0,7	5,5
Fenantreno	2,1	2,4	9,2
Fluoranteno	1,7	0,2	6,8
2,6-Dimetil naftaleno	0,8	0,0	0,0
Antraceno	0,8	0,0	0,1
Acenaftileno	0,1	0,4	0,0
Criseno	0,1	0,0	0,6
2,3,5-Timetil naftaleno	0,1	0,0	0,1
Benzo(a) antraceno	0,1	0,0	0,0
Acenafteno	0,0	0,0	0,0
Benzo(e) pireno	0,0	0,0	0,0
Fluoreno	0,0	0,4	0,0
1-metil fenantreno	0,0	0,0	1,4
Benzo(b+k) fluoranteno	0,0	0,0	0,0
Benzo(a) pireno	0,0	0,0	0,0
Perileno	0,0	0,0	0,0
Indeno(1,2,3-cd) pireno	0,0	0,0	0,0
Dibenzo(a,h) antraceno	0,0	0,0	0,0
Benzo(g,h,i) perileno	0,0	0,1	0,0

Está diferencia entre los resultados en los niveles de concentración de HAPs en las muestras de merluza del año 2005 podría haberse debido a que la distribución de tallas de la muestra de este año es diferente a la de los años 2004 y 2006, a pesar de que se ha mencionado en el apartado de resultados la correlación entre la talla de las merluzas y la concentración de HAPs es muy débil.

Para asegurar que la interpretación de los resultados de las comparativas s interanuales no se viese afectado por la desigual distribución de tallas en cada año, se decidió tomar una submuestra de cada año, de forma que las nuevas distribuciones de talla no mostraran diferencias en los test de significación.

Los valores de las nuevas submuestras de tallas fueron las que se muestran en la Tabla 9.

Tabla 9. Datos biométricos (talla promedio y valores máximos y mínimos) de las submuestras de merluza de los años 2004 a 2006.

	n	talla	
		promedio (cm)	max-min (cm)
2004	83	41,5	33-52
2005	54	41,5	34-53
2006	40	42,0	34-47

El análisis de la distribución de tallas de estas submuestras de tallas mostró que no había diferencias significativas entre los tres años estudiados (test de comparación de medianas Mann-Whitney (Wilcoxon), $p < 0,005$ en todos los casos, nivel de confianza del 95%).

La concentración de HAPs en carne de merluza en las nuevas submuestras mostraba la misma tendencia que la distribución original (Tablas 6 y 10). Además, el análisis comparativo de las muestras de los tres años indicó que existían también las mismas diferencias significativas entre los tres años estudiados. Así, se obtuvieron diferencias significativas entre el años 2005 y 2004 (test de Kruskal-Wallis P-valor $< 0,05$; con un nivel de confianza del 95%), y 2005 y 2006 (test de Kruskal-Wallis P-valor = 0,003; con un nivel de confianza del 95%).

Tabla 10. Resultados de la analítica de 24 HAPs en carne de anchoa en las submuestras. Promedio = S 24HAPs/nº de muestras (ppb).

carne merluza	2004	2005*	2006
n	83	54	40
promedio total (Σ 24 HAPs; ug/kg)	27,7	4,9	32,0
muestras por encima del promedio	30	15	17
muestras por encima del promedio(%)	36%	28%	43%

Discusión y Conclusiones

1.- Los resultados registrados en anchoa han mostrado que los niveles de HAPs en la carne eran significativamente más elevados en 2004 que en 2005 y 2006. Aunque no se tiene referencias de los niveles de HAPs en anchoa en años anteriores a 2004, y la serie anual de los análisis químicos de este estudio es solo de tres años, los resultados indican que los niveles de hidrocarburos parten de los niveles más altos en el año más próximo al vertido(2004), para reducirse significativamente en los años posteriores.

La anchoa es una especie pelágica de vida corta (4 años) por lo que podría suponerse que parte de los ejemplares en la serie de 3 años de análisis podrían no haber sido afectados por el vertido de fuel en función de su edad de nacimiento. Esta premisa sería más cierta en los ejemplares de los años más alejados del vertido.

Si descartamos por una parte cualquier efecto de tipo “heredable” de la contaminación por hidrocarburos desde los progenitores a los reclutas de cada año, y, por otra parte, suponemos que efectivamente la presencia de fuel en el mar desapareció por completo en el año 2003, no cabría esperar niveles significativos de HAPs provenientes del *Prestige* en la carne de las anchoas nacidas a partir del año 2004.

El estudio de la estructura de edad de las muestras de anchoa de cada año indica que el 30% de las anchoas capturadas en primavera de 2004 tenían de 1 a 3 años y que, por lo tanto, se habrían podido ver afectadas directamente por el fuel del *Prestige* que alcanzó el Golfo de Bizkaia a principios de 2003 (Tabla 11).

Tabla 11. Composición de edad de las muestras de anchoa (en porcentaje) en base al año de nacimiento en cada uno de los años del estudio.

año de captura	año de nacimiento (primavera)					
	2000	2001	2002	2003	2004	2005
2004	7%		23%	70%		
2005				65%	35%	
2006						100%

El 70% de las muestras del año 2004 y el 65% del año 2005 serían anchoas nacidas en primavera de 2003, que se habrían visto afectadas por el fuel del *Prestige* cuando estaban en la fase huevo y larva. El resto de las anchoas analizadas de los años 2005 (35%) y 2006 (100%) son ejemplares nacidos ya en las primaveras de 2004 y 2005, que hemos considerado fuera del periodo de presencia directa del fuel (año 2003).

Puesto que se han encontrado concentraciones detectables de HAP en carne de las anchoas nacidas en primavera del 2005 y 2006, podría interpretarse que estos niveles podrían deberse a la presencia todavía de fuel biodisponible del *Prestige* en años posteriores a 2003, o bien a que estos niveles detectados en carne se deban a la presencia de HAPs de origen desconocido en el Golfo de Bizkaia. Cabría suponer, en base los resultados de la corta serie de análisis químicos, que existe un nivel basal desconocido de presencia de HAPs biodisponible en las aguas del Golfo de Bizkaia que se habría acentuado en 2002-2003 como consecuencia del vertido del *Prestige*, y que tal y como reflejan los análisis químicos en carne estarían descendiendo progresivamente.

2.- Las tendencias observadas en los resultados de la serie histórica de análisis químicos de HAPs de carne de merluza son de difícil interpretación. Al contrario que en anchoa, la serie interanual de concentración de HAPs en carne no muestra una tendencia clara, en parte debido a que la serie es muy corta, pero sobre todo a que después de un descenso estadísticamente significativo de los valores de concentración en 2005, éstos vuelven a aumentar en 2006 por encima incluso de los encontrados en 2004 (Tabla 5 y 9).

La movilidad característica de los peces hace difícil interpretar la biodisponibilidad a partir de ellos los datos de acumulación de HAPs en el medio marino (Otway, 1992). Los resultados de los análisis de bioacumulación de HAPs en merluza respecto a los de anchoa podrían haberse visto afectados por diversos factores:

- Por su mayor longevidad, comparada con la anchoa y la diferente posición en la cadena trófica de las dos especies, que afectaría a la tasa de bioacumulación de HAPs a través del alimento.
- La capacidad de movilidad geográfica/migración de la merluza fuera del Golfo de Bizkaia (Lloris *et al.*, 2005).

Cabría esperar que los ejemplares o especies más longevos presentaran concentraciones en carne más elevadas que los jóvenes, simplemente porque durante su ciclo de vida han podido estar expuestos más tiempo a la contaminación presente en el medio.

Sin embargo, los HAPs muestran poca tendencia a biomagnificarse en la cadena trófica, ya que son fácilmente metabolizables. En peces existe un sistema enzimático (citocromo

P450-dependiente (MFO)) responsable de iniciar el metabolismo de compuestos orgánicos lipofílicos entre los que se encuentran los HAPs. Este sistema capacita a los peces para metabolizar los HAPs hasta compuestos más solubles y por tanto más fácilmente excretables (Onuska, 1989).

Esta característica, que también se encuentra en mamíferos y crustáceos, explicaría en parte la débil correlación encontrada entre la talla/concentración de HAPs en merluza.

Los diferentes grados de bioacumulación observados en ejemplares muestreados dentro de un mismo año y entre los tres años estudiados, podrían haber variado en función del tiempo que hayan pasado en la zona del vertido del *Prestige*, o en otras áreas de mar afectadas por la presencia de vertidos de hidrocarburos de diferente origen. Así, según esta hipótesis, los ejemplares que en función de su movilidad hayan pasado más tiempo en zonas alejadas del vertido mostrarían una menor concentración de HAPs en carne y viceversa. La mezcla de ejemplares capturados en el momento de la pesca, con diferentes movimientos migratorios, podría explicar las diferencias interanuales encontradas en el promedio de la concentración de HAPs en carne de las muestras.

Bibliografía

- Lloris, D.; Matallanas, J.; Oliver P. Hakes of the world (Family Merlucciidae). 2005. An annotated and illustrated catalogue of hake species known to date. FAO Species Catalogue for Fishery Purposes. No. 2. Rome, FAO. 57p. 12 colour plates.
- Onuska, F.I. 1989. Analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in environmental samples. En: Analysis of trace organics in the aquatic environment. B.K. Afgham & A.S.Y. Chan (eds.). pp: 205-241. CRC Press, Boca raton, Florida.
- Otway, N.M. 1992. Bioaccumulation studies on fish. Choice of species, sampling designs, problems and implications for environmental implications. En: Proceedings of bioaccumulation workshops: Assessment of distribution, impacts and bioaccumulation of contaminants in aquatic environments. A.G. Miskiewicz (ed.) pp: 103-113. Wat. Board Aust. Mar. Sci. Ass., Inc., Sidney.

Estimación de las alteraciones en la fecundidad de la anchoa y merluza

Guzmán Díez¹, Hilario Murua² y María Santos²

Objetivo

Describir las posibles alteraciones en el éxito reproductivo de las poblaciones de anchoa y merluza mediante el estudio de las tendencias en las series históricas de parámetros estimadores de la fecundidad en estas especies

Material y Métodos

Para ambas especies se han analizado dos series históricas de parámetros indicativos del éxito reproductivo.

En anchoa:

- **Batch Fecundity (BF)**: media anual del número de huevos liberados por cada hembra de anchoa en cada puesta o batch (huevos/puesta).

En merluza:

- **Relative Batch Fecundity (RBF)**: número de huevos/gramo de hembra eviscerada.

En las dos especies:

- **Biomasa del Stock Reproductor (SSB)**: peso total de los peces sexualmente maduros en la población

- **Reclutamiento**: individuos de un stock que cada año entran por primera vez en el área de la pesquería.

En el caso de la anchoa, las series históricas de estos parámetros son las utilizadas para la evaluación del stock de anchoa por el *Working Group on the Assessment of Mackerel, Horse Mackerel, Sardine and Anchovy* de ICES (International Council for the exploration of the Sea). Las muestras de gónadas se obtuvieron de las campañas diseñadas para este estudio (Díez *et al.* 2011) y para años anteriores a 2004 se han usado muestras provenientes de las campañas MPDH (Uriarte *et al.*, 1999, Santos *et al.*, 2011).

La serie histórica de estos parámetros en merluza ha sido tomada del *Report del Working Group on the Assessment of Southern Shelf Stocks of Hake, Monk and Megrim* (2007) de ICES para el stock norte de merluza en las Divisiones IIIa y VIIIabd, y Subareas IV, VI, y VII. Además de las muestras de gónadas obtenidas de las campañas expresamente diseñadas para el estudio, para el cálculo de este parámetro en años anteriores a 2004 se han usado muestras provenientes del proyecto RASER (2002) y aquellas recogidas específicamente en el proyecto.

¹ Marine Research Division, AZTI Tecnalia, Txatxarramendi z/g. 48395 Sukarrieta (Bizkaia).

² Marine Research Division, AZTI Tecnalia, Herrera Kaia, Portualdea z/g. 20110 Pasaia (Gipuzkoa)

Email: gdiez@azti.es, hmurua@azti.es, msantos@azti.es

La obtención de los parámetros BF y RBF en ambas especies se realizó de acuerdo a la metodología que se detalla a continuación:

- 1.- Se seleccionaron mediante observación de cortes histológicos al microscopio, las gónadas que presentaron ovocitos hidratados.
- 2.- Se pesó el lóbulo gonadal derecho y se tomaron 3 submuestras de la parte central y los extremos (0,25 g en merluza y 0,05 g en anchoa; Figura 1). Posteriormente se limpiaron en un tamiz de 100-150 μ m, y se embebieron en glicerina.
- 3.- Posteriormente se realizó el recuento de ovocitos de cada una de las submuestras mediante una lupa, y se calculó en base al peso de cada ejemplar el valor del parámetro para cada individuo.

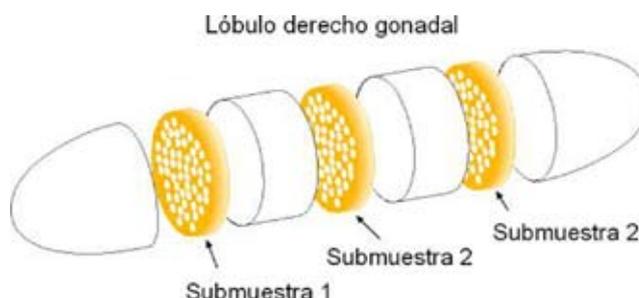


Figura 1. Esquema de la selección de submuestras de la gónada para los análisis de la fecundidad de la puesta.

Resultados

En la serie histórica de los parámetros de anchoa se observa que desde 1987 se caracterizan por la amplia fluctuación interanual, sin que se intuya ninguna tendencia clara entre ellos (Figura 2).

El parámetro BF oscila entre los 7.220 huevos/puesta del año 1997 y los 17.777 huevos/puesta del año 2003. Desde el año 2004 este parámetro se encuentra por debajo del promedio interanual (línea roja de puntos) aunque dentro del rango registrado desde 1987. Precisamente los mayores valores de la serie de BF ocurrieron en las primaveras de los años 2002 y 2003, años anteriores y posteriores al vertido del *Prestige*.

Se observa que tanto la SSB como el reclutamiento han descendido de forma muy acusada desde el año 2002, esta tendencia no parece tener relación directa con el vertido, puesto que la estima de biomasa de 2002 se realizó a partir de los análisis de la información sobre el stock que se obtienen en las campañas de estima de la población de anchoa en primavera, meses antes de tener lugar el hundimiento.

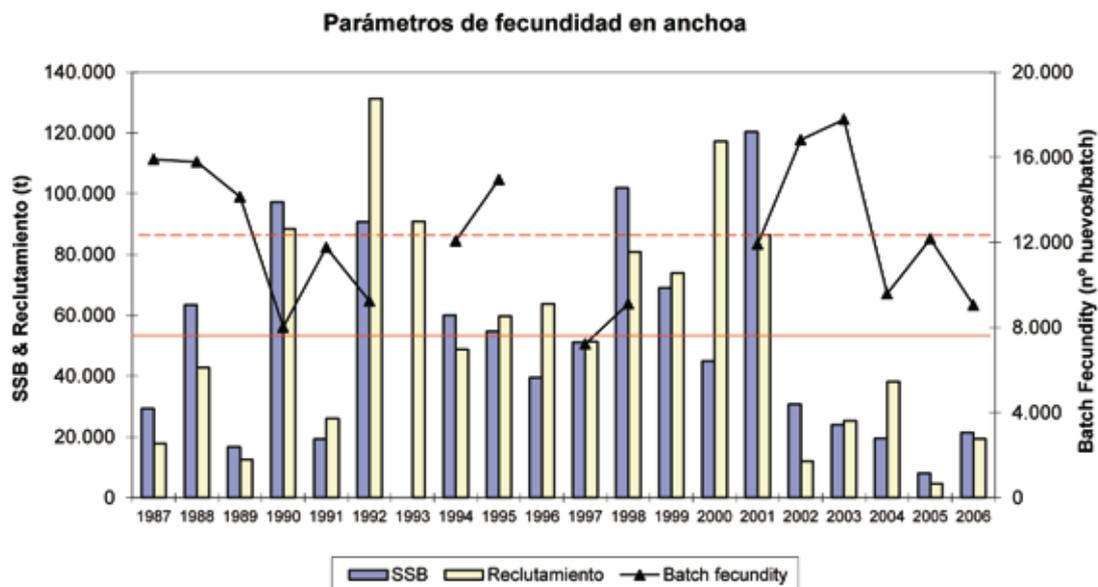


Figura 2. Serie histórica de los parámetros de fecundidad en anchoa.

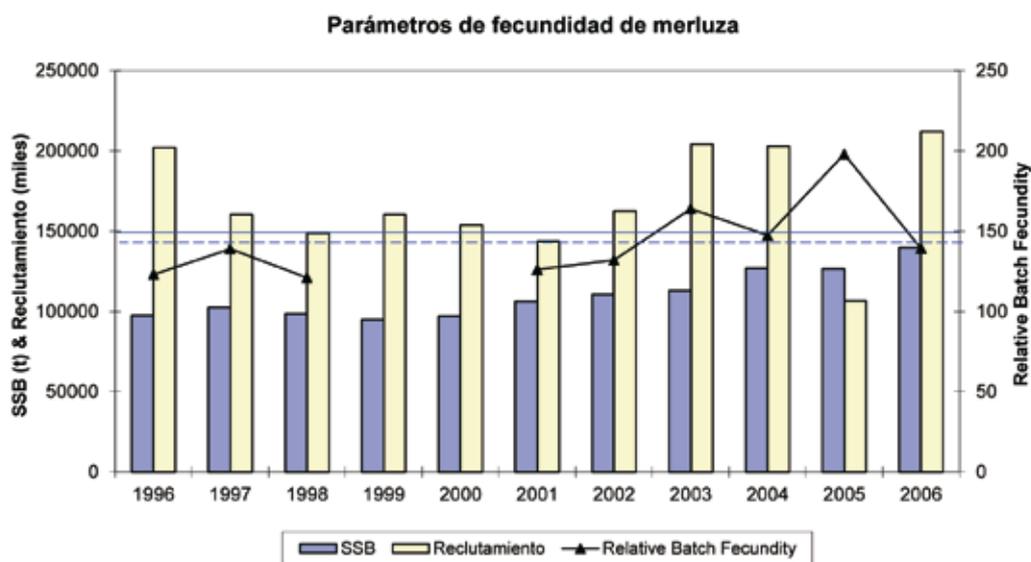


Figura 3. Serie histórica de los parámetros de fecundidad en merluza.

Observando la tendencia del parámetro RBF en la serie histórica (Figura 3), el valor promedio de la fecundidad de la merluza en los años posteriores al vertido (2003-2006 =162 huevos/g) está por encima del promedio de la serie total (línea azul de puntos) y también por encima del promedio de los años anteriores al vertido (128 huevos/g). En el año 2006 se observa un ligero descenso del RBF por debajo de la media.

La estima de biomasa de puesta (SSB) muestra una tendencia clara de aumento desde el año 1999 y alcanza el máximo en el

año 2006. Al igual que ocurre con la tendencia observada en el anterior parámetro, los años posteriores al vertido (2003-2006) la estima de la biomasa de puesta de merluza se encuentra por encima de la media de la serie histórica de los últimos 10 años (117.110 t). Los valores del reclutamiento a partir del año 2003 son, con la excepción de 2005, superiores a la media de la serie histórica (línea azul continua; 168.870.000 individuos) y al promedio de los años anteriores al vertido del *Prestige* (161.699.000 individuos).

Discusión y conclusiones

- 1.- Es un hecho de sobra conocido el colapso del stock de anchoa del Golfo de Bizkaia desde el año 2001 (ICES, 2007a). Las conclusiones extraídas del informe del Grupo de Trabajo de ICES, encargado de la evaluación de esta especie, indican que el stock mantiene desde 2001 una baja capacidad reproductiva, que se refleja en las bajas estimas de SSB y escasos o nulos reclutamientos desde ese año. La tendencia al declive de la pesquería de anchoa, puesta de manifiesto en el análisis de los parámetros de fecundidad mencionados y del histórico de capturas, es, por lo tanto, anterior a la presencia de fuel del *Prestige* en el Golfo de Bizkaia. Si bien el declive tiene su inicio en el año 2001 y alcanza hasta 2006, el vertido ocurrido a finales del 2002 se encuentra dentro del periodo mencionado. A partir del análisis únicamente de la serie histórica de parámetros de fecundidad no se puede descartar totalmente que desde 2002, la presencia de fuel en el mar pueda haber contribuido al estado actual de la población de anchoas en el Golfo de Bizkaia, en solitario o combinada con los efectos provocados de la consecuencia de cambios en los parámetros bio-oceanográficos (alteración de temperaturas, corrientes, disponibilidad de alimento, etc.).
- 2.- Al contrario que en el caso de la anchoa, el stock norte de merluza de acuerdo al Consejo de Gestión de ICES del año 2006 como consecuencia de su alta capacidad reproductiva está en una situación de explotación sostenible (ICES 2007b). Este análisis se basa en los datos de las últimas estimas de SSB y mortalidad de pesca. Los datos de SSB, Reclutamiento y Batch Fecundity del año 2006 son, como se ha mencionado en el apartado de Resultados, muy similares a cualquiera de los valores observados en años posteriores al vertido del *Prestige* (con la excepción del reclutamiento de 2005, que fue menor de lo esperado). El análisis indica que no se ha apreciado ningún fallo en los parámetros indicativos del éxito reproductivo de este stock después del vertido, sino todo lo contrario, ya que en la serie histórica se observa una ligera pero continua recuperación de los parámetros estudiados desde el año 2000.

Document to the ICES Working Group on the assessment of Mackerel, Horse Mackerel, Sardine and Anchovy. Copenhagen, 13-27 September 1999. Assessment Update for the Bay of Biscay Anchovy (*Engraulis encrasicolus*). Spawning Biomass in 1995, 1996, 1997, 1998 and Preliminary Results of the 1999 Survey.

Bibliografía

- G. Díez, E. Díaz & L. Arregi. (2011). Campañas de obtención de muestras de anchoa y merluza. *Revista de Investigación Marina* 18 (6): 98-100
- ICES. 2007a. Report of Working Group on the Assessment of Mackerel, Horse Mackerel, Sardine and Anchovy (WGMHSA). ICES Advisory Committee on Fishery Management, ICES CM 2007/ACFM:31, 712 pp.
- ICES. 2007b. Report of Working Group on the Assessment of Working Group on the Assessment of Southern Shelf Stocks of Hake, Monk and Megrin (WGHMM). ICES Advisory Committee on Fishery Management, ICES CM 2007/ACFM:21, 701 pp.
- RASER. (2002). Reproduction and Stock Evaluation for Recovery. UE-DG Fisheries –QLRT-2001-01825. http://cordis.europa.eu/search/index.cfm?fuseaction=proj.document&PJ_RCN=6124423
- Santos, M., Uriarte, A., Ibaibarriaga, L., 2011. Spawning Stock Biomass estimates of the Bay of Biscay anchovy (*Engraulis encrasicolus*, L.) in 2010 applying the Daily Egg Production Method. 18(5): 76-91.
- Uriarte, A. Motos, L., Santos M., Alvarez P. and Prouzet P. 1999: Working

Evaluación del impacto socioeconómico del vertido del *Prestige* en los sectores extractivos y comercializadores dependientes de las pesquerías afectadas

Arantza Murillas

Objetivos

El objetivo principal ha sido estimar la posible pérdida de renta por parte de los pescadores y los cambios surgidos en la demanda del pescado asociados al vertido del fuel en las especies objetivo de la flota de bajura: anchoa (*Engraulis encrasicolus*), bonito (*Thunnus alalunga*), y verdel (*Scomber scombrus*).

Material y métodos

La metodología a seguir se ha basado en técnicas econométricas de estimación y contrastes de hipótesis nulas. Más concretamente, se han desarrollado los dos análisis siguientes.

1. Análisis a corto plazo (período 2001-2003). Desarrollado a partir de los resultados previamente obtenidos durante el primer año de trabajo de este proyecto (año 2004).
2. Análisis a largo plazo (período 1995-2005). Este análisis no se ha podido efectuar antes de poseer información estadística hasta el año 2005, ya que la serie histórica pre-derrame hubiera sido muy superior a aquella posterior.

Resultados

Se han especificado y estimado las diferentes funciones inversas de demanda para las tres especies mencionadas, mediante técnicas econométricas.

Hasta llegar a estimar la función inversa de demanda, se parte de un sistema de oferta y demanda de pescado en el mercado (puertos del País Vasco). En particular, la función de oferta puede representarse como una línea vertical, esto es, la oferta es precio inelástico, dado que el volumen de recurso que se captura depende, principalmente, de la regulación a la que se ven sometidas estas especies (Total Admisibles de Capturas, TAC), así como de otros factores biológicos. Desde un punto de vista empírico, la oferta de pescado es inelástica en el corto plazo y los productores son virtualmente precio aceptantes.

En este sentido, se parte del siguiente sistema de ecuaciones para la demanda y la oferta de pescado:

Demanda:

$$b_1 q_i + b_2 p_i = X_i' g + e_i$$

Oferta:

$$c_1 q_i + c_2 p_i = Z_i' h + u_i$$

$$E [X_i' Z_i'] [e_i u_i] = 0, E (e_i u_i) = 0$$

Pero, dado que la cantidad ofertada depende de la regulación, el sistema anterior se simplifica como sigue:

$$c_2 = 0$$

Modelo de demanda

$$P_i = (1/b_2) X_i' g - (b_1/b_2) q_i + (e_i/b_2) = (1/b) q_i + X_i' g_2 + e_{2i}$$

Este modelo representa la función inversa de demanda.

El objetivo de este trabajo es determinar qué factores afectan a la formación de precios, esto es, a la función inversa de demanda. A partir del modelo explicativo de precios, podrán introducirse otras variables, asociadas a la crisis del *Prestige*, al objeto de tratar de analizar la posible influencia de estas nuevas variables sobre la formación de precios.

Aquí se presentan los resultados derivados de la estimación de dos modelos en el corto plazo para cada una de las especies a estudiar. Un primer modelo que se denota como «no restringido» y, un segundo modelo que se denota como modelo «restringido». El modelo no restringido incorpora todas aquellas variables asociadas al *Prestige* que podrían influir en la formación de precios; por su parte, el modelo restringido no tiene en cuenta ninguna de las variables asociadas al *Prestige*.

A continuación, se presentan los resultados obtenidos para cada una de las especies objetivo de la flota de bajura

Anchoa

Análisis en el corto plazo

El modelo no restringido para la anchoa se recoge en la Tabla 1. Asimismo, se estima el modelo restringido, cuyos resultados se ilustran en la Tabla 2.

Tabla 1. Modelo no restringido a corto plazo de la anchoa

Variable	Coefficient	t-Statistic	Prob.
C	1,310407	7,652822	0
Q	-0,000185	-6,076882	0
FIT	-0,901381	-2,075418	0,0386
IPCCO	-0,00352	-2,574174	0,0104
IPCPYC	0,003704	2,880184	0,0042
PUERTO BERMEO	-0,429691	-3,187376	0,0016
PUERTO DONOSTIA	0,179559	3,458247	0,0006
PUERTO GETARIA	0,077303	2,575101	0,0104
PUERTHONDARRIB	-0,084581	-1,818314	0,0698
PUERTONDARROA	-0,073824	-2,499574	0,0129
PUERTPASAJES	-0,10041	-2,191659	0,029

DivVIII B	0,339187	7,673425	0
DivVIII C	0,526234	11,61919	0
F1TQ	0,000267	3,050594	0,0024
F1TDVIERNES	-0,311263	-2,124077	0,0343
F1TPUERTPASAJES	0,180857	2,858142	0,0045
F1TDivVIII B	-0,243073	-4,698052	0
F1TDivVIII C	0,270424	3,392039	0,0008
T1TPUERTBERMEO	0,35095	2,557455	0,0109
T1TPUERTDONOSTIA	-0,209307	-3,611256	0,0003
T1TDivVIII C	-0,124365	-4,092564	0,0001
P(-1)	0,122426	4,814479	0
R-squared	0,836001		
Adjusted R-squared	0,826938		

Tabla 2. Modelo restringido a corto plazo de la anchoa

Variable	Coefficient	t-Statistic	Prob.
C	0,885409	6,604533	0
Q	-0,000138	-4,137302	0
IPCCO	-0,002955	-2,495162	0,013
IPPPYC	0,003196	2,823287	0,005
PUERTO BERMEO	-0,469921	-2,975295	0,0031
PUERTO DONOSTIA	0,190448	3,053058	0,0024
PUERTO GETARIA	0,072452	2,081663	0,038
PUERTO HONDARRI	-0,07418	-1,368047	0,1721
PUERTO ONDARROA	-0,099883	-3,078721	0,0022
PUERTO PASAJES	-0,095052	-2,104508	0,036
DivVIII B	0,314407	6,907792	0
DivVIII C	0,637038	15,60031	0
T1TPUERTO BERMEO	0,387664	2,431544	0,0155
T1TPUERTO DONOSTIA	-0,195067	-2,911776	0,0038
T1TDivVIII C	-0,10108	-2,968912	0,0032
P(-1)	0,140962	4,560339	0
R-squared	0,806971		
Adjusted R-squared	0,799469		

Donde (Coordenada del precio):

P_t : precio promedio diario de la anchoa intercambiado en origen (entre productores y mayoristas centrales ó en origen).

Q : cantidad promedio diaria de anchoa intercambiada en origen (entre productores y mayoristas centrales ó en origen).

IPCCO: Índice de Precios al Consumo en el País Vasco para la rúbrica de Carne de Ovino.

IPPPYC: Índice de Precios al Consumo en el País Vasco para la rúbrica de Preparados de pescado, Crustáceos y Moluscos.

VARIABLE PUERTO: (En general), precio promedio de anchoa, en primera venta, alcanzado en los puertos.

DivVIII B: precio promedio para anchoa procedente de la división VIIIb.

DivVIII C: precio promedio para anchoa procedente de la división VIIIc.

F1T: variable ficticia (dummy) que recoge el «efecto del Prestige»¹ sobre la ordenada de la estimación. Esta variable se define como sigue:

$$F1T = \begin{cases} -1 & \text{si "t" pertenece al periodo comprendido entre 13/11/02-13/12/03} \\ 0 & \text{si "t" no pertenece al periodo comprendido entre 13/11/02-13/12/03} \end{cases}$$

F1TQ: variable ficticia que recoge el efecto del Prestige sobre la pendiente de la variable Q .

F1TDVIERNES: variable ficticia que recoge el «efecto Prestige» sobre la pendiente de la variable $DVIERNES$.

DVIERNES: variable ficticia que recoge el efecto temporal sobre el precio del día de la semana en que se realiza el desembarco, en particular del viernes.

F1TPUERTO PASAJES: variable ficticia que recoge el «efecto del Prestige» sobre la pendiente de la variable $PUERTO PASAJES$.

F1TDivVIII B: variable ficticia que recoge el «efecto del Prestige» sobre la pendiente de la variable $DIVVIII B$.

F1TDivVIII C: variable ficticia que recoge el «efecto del Prestige»¹ sobre la pendiente de la variable $DIVVIII C$.

T1T: variable ficticia que recoge los efectos temporales de las campañas. Esta variable se define como sigue:

$$T1T = \begin{cases} -1 & \text{si "t" pertenece al periodo de campaña (entre abril y julio aprox.)} \\ 0 & \text{si "t" no pertenece al periodo de campaña} \end{cases}$$

T1TPUERTO BERMEO: variable ficticia que recoge el efecto temporal de la campaña sobre la pendiente de la variable $PUERTO BERMEO$.

T1TPUERTO DONOSTIA: variable ficticia que recoge el efecto temporal de la campaña sobre la pendiente de la variable $PUERTO DONOSTIA$.

T1TDivVIII C: variable ficticia que recoge el efecto temporal de la campaña sobre la pendiente de la variable $DIVVIII C$.

Resultados en el corto plazo: Análisis de cambio estructural

Al objeto de determinar cuál de los dos modelos es estadísticamente significativo es preciso llevar a cabo varios contrastes de cambio estructural. La pregunta a contestar es si a partir de la crisis del *Prestige*, el modelo estadísticamente válido para estimar la función inversa de demanda del precio es el modelo no restringido, frente al restringido.

Para ello, se han implementado los contrastes, de significatividad conjunta, que se exponen:

1.- Test de Chow: Estabilidad del modelo *adversus* ruptura total.

Ho:

$$C(F1t) = C(F1tq) = C(F1tdviernes) = C(F1tPuert Pasajes) = C(F1tDivVIII B) = C(F1tDivVIII C) = 0$$

$$T1T = \begin{cases} -1 & \text{si "t" pertenece al} \\ & \text{periodo de campaña} \\ & \text{(entre abril y julio aprox.)} \\ -0 & \text{si "t" no pertenece al} \\ & \text{periodo de campaña} \end{cases}$$

La Ho se rechaza. El modelo observado no es estable.

2.- Estabilidad de las pendientes suponiendo diferentes interceptos. Ho:

$$C(F1tq) = C(F1tdviernes) = C(F1tPuert Pasajes) = C(F1tDivVI IIB) = C(F1tDivVI IIC) = 0$$

La Ho se rechaza. Los coeficientes no son estables.

3.- Estabilidad del intercepto suponiendo diferentes coeficientes.

Ho:

$$C(F1tq) = 0$$

La Ho se rechaza. No hay estabilidad con respecto al intercepto.

Finalmente, se han implementado contrastes de significatividad individual de las variables sobre el modelo no restringido; siendo la variable significativa más importante de la División VIIIc.

Análisis en el largo plazo

El análisis anteriormente expuesto explica el comportamiento de la función inversa de demanda en el corto plazo, en un entorno temporal suficientemente cercano al derrame del petrolero *Prestige*. En este sentido, el estudio pormenorizado denota que si hay un cambio estructural en el c/p. No obstante, más importante que el corto plazo es el estudio en el largo plazo, para lo cual se ha ampliado la serie histórica contemplada comenzando el estudio en el año 1995 y hasta la actualidad, mediados del año 2005. En la Figura 1 se muestra la evolución de los precios de anchoa desde el año 1995.

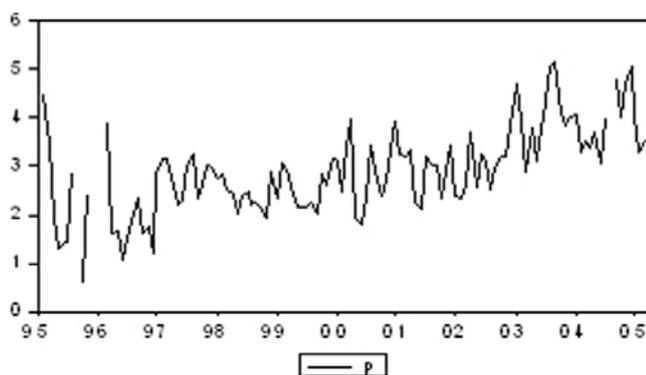


Figura 1. Evolución de los precios de la anchoa en el l/p.

Obsérvese que la evolución de precios desde el año 1995 muestra una clara tendencia positiva.

En este mismo sentido se manifiestan los resultados de la estimación de la función inversa de demanda para el precio en el largo plazo.

Para este análisis del l/p, la función inversa de demanda del precio no se ha estimado a partir de un estudio pormenorizado de los componentes, sino que se ha estimado la función inversa siguiente:

$$p = f(c, q, t, p(-1))$$

Donde toda la notación es conocida, salvo por «t» que representa la tendencia de los precios. La estimación de esta función inversa de demanda muestra que la variable individual asociada al *Prestige*, afectando al intercepto, no es estadísticamente significativa. Dicho efecto queda recogido perfectamente en el componente de tendencia que si bien no era relevante en el c/p, sí lo es en el l/p.

Verdel

De forma similar al estudio desarrollado para la anchoa, se presentan los modelos no restringido y restringido para el verdel (véanse las Tablas 3 y 4)

Tabla 3. Modelo no restringido en el corto plazo del verdel

Variable	Coefficient	t-Statistic	Prob.
C	0,136798	4657678	0
Q	-5,52E-06	-221695	0,0271
FIT	0,071029	1810205	0,0709
IPCCA	-0,000765	-2908658	0,0038
IPCCV	0,002027	3348423	0,0009
IPCOC	-0,002678	-2842476	0,0047
IPCIFYC	0,001226	292583	0,0036
F.Technique 1	0,814954	1434313	0
F. Technique 2	0,148423	2648453	0,0084
TIT	-0,062931	-2417957	0,016
DivVIIIc	0,127898	2834801	0,0048
FITQ	-3,25E-05	-2925931	0,0036
Dmonday	0,05668	2235408	0,0259
FITPort2	-0,149397	-3579952	0,0004
FITPort4	0,191418	2493218	0,013
FITPort7	-0,125135	-2901659	0,0039
FITPort8	0,178521	4909737	0
FITPort9	-0,121574	-3385624	0,0008
FITDivVIIIc	0,354481	412519	0
FITFishing T.1	-0,331619	-3671625	0,0003
FITFishing T.2	-0,147759	-2515988	0,0122
AR(1)	0,142968	1792623	0,0737
AR(5)	-0,124348	-2659928	0,0081
R-squared	0,940241		
Adjusted R-squared	0,937267		

Tabla 4. Modelo restringido a corto plazo del verdel

Variable	Coefficient	t-Statistic	Prob.
C	0,230753	6730074	0
Q	-6,97E-06	-1543044	0,1235
IPCCA	-0,000787	-2978716	0,0031
IPCCV	0,002394	2934902	0,0035
IPCOC	-0,002779	-2750983	0,0062
IPCFYC	0,00096	2304034	0,0217
Fishing Technique 1	0,55013	2401697	0
Fishing Technique 2	0,060941	1504985	0,133
T1T	-0,10274	-3264743	0,0012
DivVIIIc	0,329606	1532641	0
Dmonday	0,087014	3476347	0,0006
AR(1)	0,263942	5811771	0
AR(5)	-0,03827	-0,864924	0,3875
R-squared	0,896821		
Adjusted R-squared	0,894082		

Donde:

Toda la notación es conocida excepto por las variables que se detallan a continuación:

IPCCA, : índice de precios al consumo en el País Vasco para la rúbrica de carne de ave.

IPCCV, : índice de precios al consumo en el País Vasco para la rúbrica de carne de vacuno.

IPCOC, : índice de precios al consumo en el País Vasco para la rúbrica de otras carnes.

IPCFYC, : índice de precios al consumo en el País Vasco para la rúbrica de pescado fresco y congelado.

MODALIDAD1, : precio medio de verdel con arte de cerco.
MODALIDAD2, : precio medio de verdel con aparejo línea de mano.

MODALIDAD3, : precio medio de verdel con arte de enmalle.
MODALIDAD4, : precio medio de verdel con aparejo de palangre.

$$T1T = \begin{cases} 1 & \text{si "t" pertenece} \\ & \text{al período de campaña} \\ & \text{(entre febrero y abril aprox.)} \\ 0 & \text{si "t" no pertenece} \\ & \text{al período de campaña} \end{cases}$$

Resultados en el corto plazo: análisis de cambio estructural.

Se repiten los contrastes de cambio estructural implementados en el caso de la anchoa, obteniéndose los resultados siguientes.

1.- Test de Chow. Estabilidad del modelo *adversus* ruptura total.

Ho:

$$C(F1t) = C(F1tQ) = C(F1tPuert Donostia) = C(F1tPuertH Ondarroa) = C(F1tPuertO Ondarroa) = C(F1tPuert Pasajes) =$$

$$C(F1tPuert Santurtzi) = C(F1t Fishing technique 1) = C(F1t Fishing technique 2) = 0$$

La Ho se rechaza. El modelo observado no es estable.

2.- Estabilidad de las pendientes suponiendo diferentes interceptos. Hipótesis conjunta.

Ho:

$$C(F1tq) = C(F1tdvienes) = C(F1tPuert Pasajes) = C(F1tDivVI Iib) = C(F1tDivVI Ilc) = 0$$

La Ho se rechaza. Los coeficientes no son estables.

3.- Estabilidad del intercepto suponiendo diferentes coeficientes.

Ho:

$$C(F1t) = 0$$

La Ho no se rechaza, parece existir estabilidad en este modelo tras el derrame del vertido.

Por último, se han desarrollado numerosos contrastes de significatividad individual, en contraste a los anteriores contrastes de significatividad conjuntos.

Los principales resultados obtenidos revelan que si bien la variable División VIIIc es una de las variables más estadísticamente significativas, otras también deberían ser consideradas en la estimación de la función inversa de demanda, tales como, la estructura de puertos y las diferentes técnicas de pesca.

Análisis en el largo plazo

En la Figura 2 se muestra la evolución de los precios del verdel desde el año 1995 hasta la actualidad (abril del 2005).

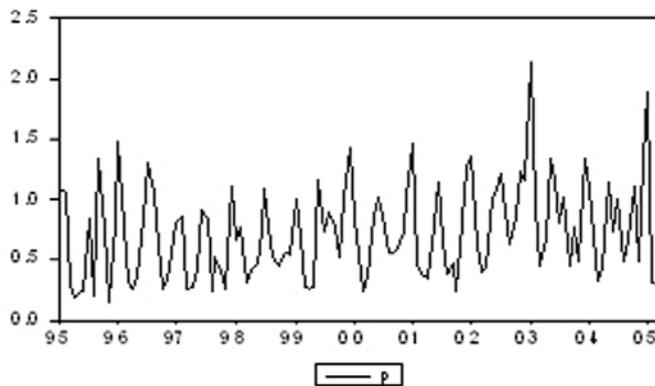


Figura 2. Evolución de los precios del verdel en el l/p.

Se ha comprobado que se trata de una serie histórica que se ha mantenido estacionaria en torno a una media (sin tendencia) durante los últimos 10 años. Ésta característica marca la diferencia con respecto a los precios de la anchoa para los cuales se ha identificado una cierta tendencia significativa.

El análisis de la función inversa de demanda para el período 1995 a 2005 permite constatar que sí se ha producido un cambio estructural en el intercepto en el largo plazo. Dicho cambio se traduce en un ligero incremento de los precios del verdel a partir de la fecha del derrame del vertido (en este sentido se puede afirmar que coincide en el tiempo con este suceso pero no puede demostrarse una relación causa efecto).

La formulación de la función inversa de demanda a largo plazo se expone, a continuación:

Bonito

En las Tablas 5 y 6 se muestran los modelos no restringido y restringido para el bonito.

Tabla 5. Modelo no restringido a corto plazo del bonito.

Variable	Coefficient	t-Statistic	Prob.
C	3.801.695	7.564.543	0
F1T	-2.187 295	-383.468	0,0002
Q	-4,64E-05	-1.878.194	0,0616
IPCCA	-0,006111	-2.377.375	0,0183
IPCCV	0,036029	273.802	0,0067
IPCOC	-0,049954	-3.192.174	0,0016
IPCPFYC	0,017436	3.047.185	0,0026
Port 3	-0,072722	-4.326.578	0
Port 5	-0,062854	-2.619.012	0,0094
Fish. Technique 1	0,234527	3.747.733	0,0002
Fish. Technique 2	0,059805	3.044.831	0,0026
F1TQ	3,92E-05	1.490.674	0,1374
F1tPort 3	0,085936	4.632.318	0
F1t Area 2	0,375352	3.208.686	0,0015
ZONA2	0,139288	2.170.407	0,031
AR(1)	0,278078	3.042.522	0,0026
AR(2)	0,254825	3.186.701	0,0016
AR(4)	0,162801	2.158.146	0,032
R-squared	0,794883		
Adjusted R-squared	0,779454		

Tabla 6. Modelo restringido en el corto plazo del bonito

Variable	Coefficient	t-Statistic	Prob.
C	3.195.946	6.350.312	0
Q	-1,34E-05	-1.274.993	0,2036
IPCCA	-0,0087	-2.390.711	0,0176
IPCCV	0,028368	2.153.995	0,0323
IPCOC	-0,040051	-2.167.043	0,0313
IPCPFYC	0,01794	1.979.349	0,049
Port 3	-0,03938	-26.889	0,0077
Port 5	-0,071606	-2.668.173	0,0082
Fish. Technique1	0,227656	3.584.336	0,0004
Fish. Technique 2	0,078201	3.385.973	0,0008
Area 2	0,221844	3.779.013	0,0002
AR(1)	0,360713	3.056.331	0,0025
AR(2)	0,336125	2.863.548	0,0046
AR(3)	-0,13339	-214.476	0,033
AR(4)	0,14393	1.855.857	0,0648
R-squared	0,750722		
Adjusted R-squared	0,735482		

Toda la notación es conocida, interpretándose en los mismos términos que para los casos estudiados de anchoa y verdel, excepto por las variables que se detallan a continuación:

MODALIDAD1 : precio medio de bonito a cebo vivo.
 MODALIDAD2, : precio medio de bonito a curricán. ZONA1, : Canarias.

ZONA2 : precio medio de bonito de la zona Golfo de Bizkaia Este.

ZONA3 : Golfo de Bizkaia Este. ZONA4, : Mediterráneo.

ZONA5 : San Vicente.

$$T1T = \begin{cases} 1 \text{ si "t" pertenece} \\ \text{al periodo de campaña} \\ \text{(entre junio y septiembre aprox.)} \\ 0 \text{ si "t" no pertenece} \\ \text{al periodo de campaña} \end{cases}$$

Resultados en el corto plazo: análisis de cambio estructural.

Se han implementado los contrastes de hipótesis conjuntas siguientes:

4.- Test de Chow: Estabilidad del modelo *adversus* ruptura total. Hipótesis conjunta.

Ho:

$$C(F1t) = C(F1tq) = C(F1tPuerto 3) = C(F1tzona 2) = 0$$

La Ho, se rechaza. El modelo observado no es estable.

5.- Estabilidad de las pendientes suponiendo diferentes interceptos. Hipótesis conjunta.

Ho:

$$C(F1tq) = C(F1tPuerto 3) = C(F1tzona 2) = 0$$

La Ho, se rechaza. Los coeficientes no son estables.

6.- Estabilidad del intercepto suponiendo diferentes coeficientes.

Ho:

$$C(F1t) = 0$$

La Ho, se rechaza. No hay estabilidad con respecto al intercepto.

A diferencia del resultado observado en los modelos anteriores, la variable más significativa en la estimación de la función inversa de demanda es el intercepto. Para las dos especies restantes, son otras variables distintas al intercepto las más importantes.

Análisis en el largo plazo

La evolución de los precios en el largo plazo se observa en la Figura 3. La función inversa de demanda en el largo plazo se estima de manera significativa a partir de la formulación siguiente:

$$p = f(c, q, t, p(-12))$$

Así pues, tal y como se observa en la expresión anterior ninguna variable asociada a la crisis del *Prestige* resulta estadísticamente significativa en la estimación de la función a largo plazo.

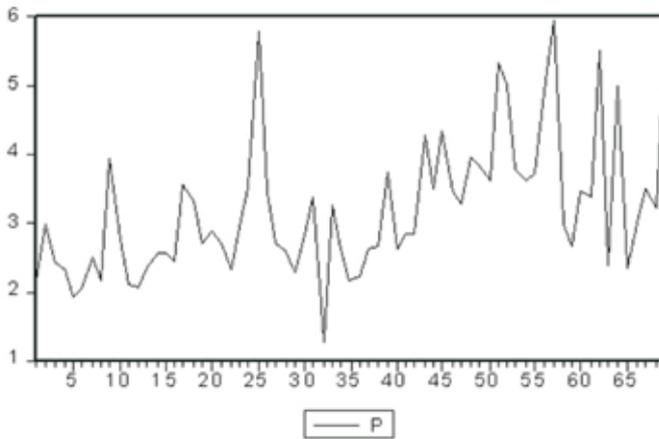


Figura 3. Evolución de los precios del bonito en el l/p.

Conclusiones

- 1.- Este estudio ha especificado la forma funcional de las funciones de oferta y demanda en el mercado. En particular, la función de oferta puede representarse por una línea vertical. Es de destacar que, si bien a corto plazo es posible discernir efectos al alza en los precios de anchoa y verdel, y a la baja en los precios del bonito, estos cambios estructurales no se mantienen en el largo plazo para el caso de los precios de la anchoa y el bonito. No obstante, es preciso mencionar que el cambio estructural asociado a la estimación de la función inversa de demanda del verdel se produce coincidiendo con la fecha del derrame ecológico, pero no puede afirmarse que se deba necesariamente a éste.
- 2.- Este estudio debe completarse en el futuro ya que la serie histórica considerada post-derrame (años 2003, 2004 y 2005) no es suficientemente extensa, como para asegurar la robustez de los resultados derivados hasta la fecha.

Generación de un sistema de información geográfica para la asimilación, gestión y representación de los datos recogidos tras el vertido del *Prestige*

Ibon Galparsoro¹, Irati Legorburu¹ y Guzmán Díez²

Objetivo

El objetivo de esta investigación ha sido la realización del inventario, recopilación, estandarización de los datos y su inclusión en una herramienta tipo Sistema de Información Geográfica (GIS) para su gestión, consulta y visualización.

Material y métodos

Se ha realizado un inventario de los resultados obtenidos para cada una de las variables estudiadas en anchoa y merluza.

Toda la información ha sido estandarizada y formateada con el objeto de poder ser integrada en una base de datos ACCESS de Windows. La inclusión de los resultados en la base de datos permite el fácil acceso, consulta, así como la realización de análisis posteriores.

La relación de las variables de peces consideradas en la creación de la Base de Datos GIS se muestra en la Tabla 1. La base de datos mencionada anteriormente fue integrada en ArcGIS 8.1 de ESRI, junto a información cartográfica y batimétrica.

Esta herramienta ha sido la empleada para generación de dos capas de información geográfica; una para los resultados de la anchoa y otra para los resultados de la merluza. A partir de aquí, se pudo realizar la visualización y preparación de las figuras que se muestran en el informe. Los resultados han sido representados por variables, especie analizada (anchoa y merluza) y años.

Finalmente, tanto la base de datos, como las dos capas de información geográfica han sido integradas en un GIS de distribución libre que permite visualizar y realizar consultas simples sobre la información.

Resultados

En total, se han introducido 1251 fichas relativas a los resultados obtenidos en los análisis de las muestras de anchoa y 553 fichas relativas a los resultados de la merluza. En total han sido realizados 30 mapas en los que se han representado cada uno de los parámetros analizados, por especie y año (Figura 1).

¹ Marine Research Division, AZTI Tecnalia, Herrera Kaia, Portualdea z/g. 20110 Pasaia (Gipuzkoa)

² Marine Research Division, AZTI Tecnalia, Txatxarramendi z/g. 48395 Sukarrieta (Bizkaia).

Email: igalparsoro@azti.es, ilegorburu@azti.es, gdiez@azti.es

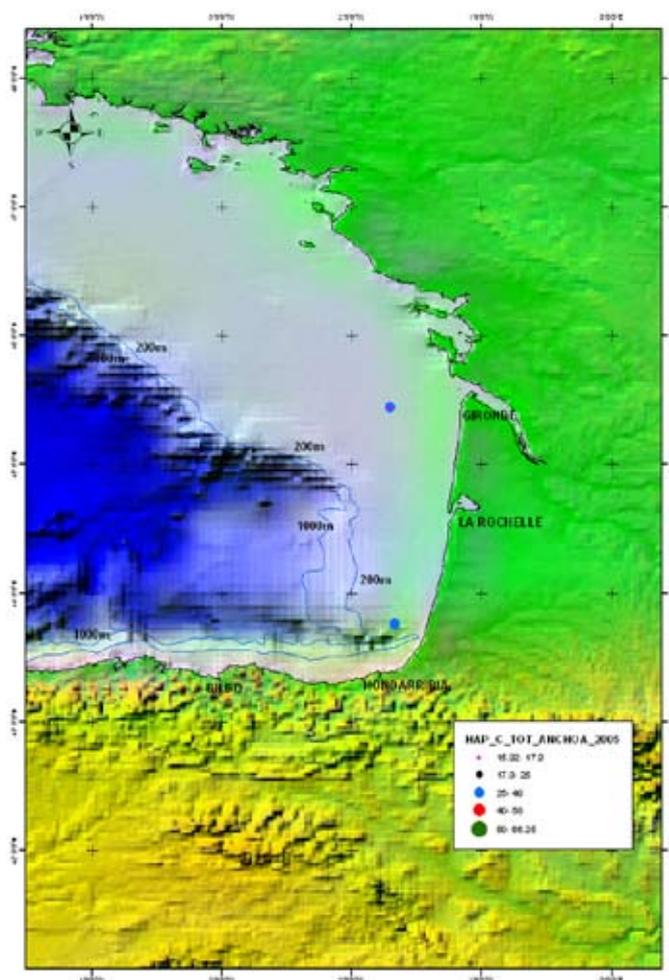


Figura 1. Modelo de mapa interactivo con la representación visual de las posiciones geográficas de los muestreos y la concentración de HAPs en carne de anchoa en el año 2005 en cada punto.

Los mapas, la base de datos y la versión electrónica del informe final del proyecto en formato PDF se han incluido en un soporte de DVD. El formato abierto en GIS permitirá, si se continúan en el futuro con estudios de seguimiento, añadir a la base de datos nueva información de parámetros indicadores de contaminación y visualizarlos en una serie de datos multianual.

Tabla 1. Variables geográficas y analíticas de las muestras de anchoa y merluza incluidas dentro de la Base de Datos GIS.

VARIABLES	CARÁCTER	EXPLICACIÓN
IND_ETIQ	descriptivo	
MUEST_ID	descriptivo	
BARCO	descriptivo	
TIPO_ARTE	descriptivo	
LAT	descriptivo	de la largada
LON	descriptivo	de la largada
HORA_GMT	descriptivo	
FECHA	descriptivo	
Z_MUESTRA	descriptivo	profundidad a la que se ha recogido la muestra, (en negativo)
DATUM	descriptivo	WGS84
HUSO	descriptivo	30 N
TALLA	descriptivo	cm
SEXO	cualitativo	macho, hembra, indeterminado
VIVO_MUERT	cualitativo	especimen vivo o muerto
NOD_MULTIN	cualitativo	presencia o no de nódulos en hígado
PARASITOS	cuantitativo	estimación visual del nº de parásitos nematodos en hígado
ANISAKIS	cualitativo	presencia o no de patología
MICROPARASITOS	cualitativo	presencia o no de patología
MMC	cualitativo	presencia o no de patología (Acumulación de Melano macrófagos)
IRLA	cualitativo	presencia o no de patología (Respuesta inflamatoria con acumulación de linfocitos)
NECROSIS	cualitativo	presencia o no de patología
FOCOS VACUOLADOS	cualitativo	presencia o no de patología
FOCOS EOSINOFILOS	cualitativo	presencia o no de patología
DEGENERACION VACUOLICA	cualitativo	presencia o no de patología
AOX_EROD	cualitativo	número de pool
AOX	cuantitativo	valor de actividad del enzima Palmitoil CoA-oxidasa
EROD_S9	cuantitativo	valor de actividad de la fracción S9 del enzima 7-etoxiresorufin O-deetilasa
EROD_MS	cuantitativo	valor de actividad de la fracción MS del enzima 7-etoxiresorufin O-deetilasa
VVP	cuantitativo	valor de actividad enzimática, proliferación de peroxisomas
LP	cuantitativo	valor de la estabilidad de la membrana lisosómica
G6PDH	cuantitativo	valor de actividad del enzima Glucosa-6-fosfato deshidrogenasa
VTG_MACHOS	cuantitativo	valor de concentración de hormona vitelogenina en machos
VVL	cuantitativo	cuantitativo, valor de la Densidad Volumétrica de lisosomas
SVL	cuantitativo	cuantitativo, valor de la Densidad Superficial de lisosomas
S/VL	cuantitativo	cuantitativo, valor de la relación Superficie/Volumen de lisosomas
NVL	cuantitativo	cuantitativo, valor de la Densidad Numérica de lisosomas
HAP_C_AESA	cuantitativo	valor de concentración del sumatorio de los 6 HAPs en carne de la AESA
HAP_C_EPA	cuantitativo	valor de concentración del sumatorio de los 16 HAPs en carne de la EPA
HAP_C_TOT	cuantitativo	valor de concentración del sumatorio de los 24 HAPs en carne
HAP_C_PROMI	cuantitativo	valor promedio de concentración de los 24 HAPs en carne de cada uno de los individuos
HAP_C_PROMI_MUESTRA	cuantitativo	valor promedio de concentración de los 24 HAPs en el total de la muestra
HAP_H_TOT	cuantitativo	valor de concentración del sumatorio de los 6 HAPs en hígado de la AESA
HAP_H_EPA	cuantitativo	valor de concentración del sumatorio de los 16 HAPs en hígado de la EPA
HAP_H_AESA	cuantitativo	valor de concentración del sumatorio de los 24 HAPs en hígado
EST_MADURA	cualitativo	estadio de maduración
EST_PUESTA	cualitativo	estadio de puesta
PRM_P_A	cuantitativo	valor promedio de la Proporción de Ovocitos Atrésicos
SD_P_A	cuantitativo	desviación estandar de la Proporción de Ovocitos Atrésicos

Resumen de las conclusiones sobre los efectos del vertido en las pesquerías de merluza y anchoa

Guzmán Díez

El estudio de las alteraciones de la producción primaria no parece indicar anomalías en la abundancia del fitoplancton en el periodo posterior al vertido del *Prestige*. El empobrecimiento generalizado de las aguas en fitoplancton durante 2002 y 2003 podría deberse a un agotamiento temprano de nutrientes que pudiera derivarse de unas mezclas invernales pobres o a otros factores que pudiesen inhibir el crecimiento a nivel regional.

Tampoco han sido observados cambios substanciales en la abundancia ni en la diversidad del zooplancton que puedan relacionarse con el vertido al comparar el año post-*Prestige* con los demás. La variabilidad en la biomasa y composición de especies de zooplancton parecen estar más relacionados con factores físicos que por los efectos del vertido, si los hubiera.

No se ha identificado ningún efecto negativo claro del vertido del *Prestige* sobre el desarrollo de los estadios iniciales de la anchoa. El estado de condición y la tasa de crecimiento de las larvas de anchoa han sido similares para los años

2003 y 2004, y muy similares a los encontrados en las larvas durante el año 2000. Las mayores tasas de desarrollo encontradas en el año 2005 se pueden atribuir a las diferentes condiciones ambientales especialmente a las mayores temperaturas del agua en agosto de ese año. En el caso de la composición bioquímica de las larvas, los resultados obtenidos no indicarían un estado de condición inferior de las larvas del año 2003, aunque la ausencia de diferencias significativas pudo deberse en parte al escaso número de larvas que fue posible analizar.

El análisis de los parámetros estereológicos indica que la proporción de ovocitos atrésicos y prevalencia de gónadas con atresia es relativamente baja y muy variable a lo largo de la serie histórica en la anchoa. A partir de la primavera del año 2003, en la que las manchas de fuel podrían haber afectado directamente a los adultos y huevos de ese año, se observa un aumento de la proporción de ovocitos atrésicos, si bien esta tendencia se observa ya desde la primavera del año anterior al vertido. En la merluza parece observarse un patrón definido en la variación interanual de la proporción de ovocitos atrésicos. Hay que mencionar que en esta especie el nivel de atresia está muy influenciado por el estadio gonadal que presenta el individuo y, por lo tanto, al periodo en el que se recogieron las muestras. Por otra parte, y teniendo en cuenta los condicionantes de este parámetro, los análisis estadísticos indican que no se observan diferencias significativas en ninguna de las dos especies, cuando se comparan los datos de la proporción de atresias entre los años anteriores y posteriores al vertido del *Prestige*.

Se han encontrado concentraciones detectables de HAP en carne de las anchoas nacidas en primavera de 2004 y 2005, si bien significativamente menores que los de 2003. De este hecho podría deducirse la presencia de fuel biodisponible del *Prestige* todavía en años posteriores a 2003, o bien a que estos niveles detectados en carne se deben a hidrocarburos de origen desconocido en el Golfo de Bizkaia. Las tendencias observadas en los resultados de la serie histórica de análisis químicos de HAPs de carne de merluza son de difícil interpretación. La capacidad migratoria de los peces y en este caso de la merluza podría explicar las diferencias interanuales encontradas en la concentración de HAPs en carne de las muestras analizadas de esta especie.

Un nexo común de todos estos trabajos ha sido la dificultad de interpretación de los resultados debido en parte a la disponibilidad de series históricas cortas de datos y a la falta de estudios previos de la mayoría de los parámetros estudiados. Como se ha mencionado en la sección de *Introducción a la problemática del vertido del Prestige* la integración y la extrapolación de las conclusiones anteriores es el objetivo previo en un intento final de evaluar el efecto del fuel del *Prestige* a través de estudio del éxito reproductivo en las poblaciones de anchoa y merluza objeto de pesca en el Golfo de Bizkaia.

Los análisis de los datos históricos de los parámetros de fecundidad de la anchoa indican que el stock mantiene, desde 2001, una baja capacidad reproductiva, que se refleja en las bajas estimas de la biomasa de puesta (SSB; Spawning Stock Biomass) y escasos o nulos reclutamientos desde ese año. La tendencia negativa comienza claramente en el año anterior a la llegada de fuel al el Golfo de Bizkaia, por lo tanto descarta que el vertido haya sido el desencadenante del estado actual del stock. Si se exceptúa el análisis de la corta serie histórica de los contenidos en HAPs en carne de anchoa, las conclusiones obtenidas en cada una de las tareas planificadas no indican efectos significativos del vertido del *Prestige* sobre los diferentes niveles tróficos básicos que influyen el ciclo biológico de la merluza y la anchoa (abundancia de clorofila y zooplancton, estado de condición de las larvas de anchoa) o sobre caracteres biológicos a nivel individual (abundancia de atresias).

En merluza, más de acuerdo con las conclusiones descritas anteriormente, el estado del stock norte muestra una situación de explotación sostenible como consecuencia de su alta capacidad reproductiva. No se ha apreciado ningún efecto en los diferentes análisis de los niveles tróficos básicos ni fallo en los parámetros indicativos del éxito reproductivo de este stock. Al contrario, se ha observado una recuperación del stock norte coincidiendo con años posteriores al vertido. La integración de estas observaciones lleva a concluir que el fuel del *Prestige* no ha tenido un efecto apreciable sobre la población de merluza objeto del estudio.

Por otra parte, en el caso de la anchoa, no es descartable la existencia de efectos biológicos del fuel que no hayan sido detectados con las herramientas analíticas utilizadas en este estudio. Estos efectos no detectados podrían haber contribuido al mantenimiento de la tendencia al declive de del stock, bien en solitario o enmascaradas con los efectos de la sobrepesca o por cambios en los parámetros climático-oceanográficos en el Golfo de Bizkaia. Sin embargo, esta hipótesis quedaría sin demostrar a falta de metodologías de análisis más precisas que puedan desarrollarse en el futuro, siempre que sean aplicables a la evaluación de unos efectos lejanos ya 5 años en el tiempo.

