

Relaciones entre la salud de los ecosistemas marinos y la seguridad alimentaria: La marea negra del *Prestige* como un caso de estudio

Luis Fernández & Juan Freire

Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal e Ecología, Universidade da Coruña, Campus da Zapateira s/n, E-15071 A Coruña

1. Introducción

Habitualmente a la hora de evaluar la seguridad alimentaria y establecer protocolos de monitorización y control, se establece como punto inicial la llegada de los productos a los mercados para su comercialización. La pesca y marisqueo y, en menor medida, la acuicultura, dependen de procesos naturales de producción sobre los que el hombre tiene escaso o nulo control, pero que se pueden ver afectados por cambios ambientales o procesos contaminantes que pueden afectar a la calidad y seguridad de los productos alimentarios. Estas amenazas han sido bien comprendidas en el caso de peligros agudos, como las mareas rojas. Por el contrario, en el caso de eventos contaminantes con efectos a largo plazo, no se han desarrollado en general respuestas científicas y tecnológicas precisas para su control, ni los sistemas necesarios para dar respuestas inmediatas a situaciones críticas.

La reciente marea negra provocada por el accidente del buque *Prestige* ha puesto de manifiesto las limitaciones con las que contamos a nivel español y europeo para dar respuesta rápida y eficaz a situaciones de potencial crisis alimentaria. Pero al mismo tiempo, y a pesar de la confrontación social y política que esta catástrofe ha supuesto, puede representar una oportunidad de aprendizaje de la que se deberían derivar una serie de herramientas (protocolos de actuación, infraestructuras, recursos humanos, y regulaciones) que permitan afrontar futuras crisis en mejores condiciones.

En primer término, este capítulo analiza brevemente los principales factores ecológicos que pueden afectar a la seguridad alimentaria de los productos procedentes de la pesca, marisqueo y acuicultura extensiva, y que operan antes de su captura y comercialización. En una segunda parte, se analiza el impacto ambiental que la marea negra del *Prestige* ha producido (o producirá en el futuro) sobre los ecosistemas marinos y sus recursos naturales, y las implicaciones que puede tener para la seguridad alimentaria. Se discutirán las actuaciones seguidas hasta el momento, la legislación y regulaciones existentes, realizando un análisis comparativo con otras experiencias internacionales. Como conclusión se plantearán una serie de propuestas que, en opinión de los autores, pueden permitir mejorar respuestas a catástrofes futuras y mejorar la seguridad de los consumidores de productos del mar.

La visión tradicional de la seguridad alimentaria

Tras la Segunda Guerra Mundial, las sociedades occidentales desarrollaron modelos industriales e intensivos de producción de alimentos, que se aplicaron particularmente a la agricultura y ganadería. Estos sistemas de producción, conocidos como “*input-output*”, son estrechamente controlados por el hombre gracias a toda una serie de desarrollos tecnológicos, y han tenido un éxito indiscutible con respecto a sus objetivos iniciales (incrementar la productividad y la producción total) que se manifiestan en el incremento constante de la

producción de alimentos *per capita* a nivel global y en las elevadas eficiencias de producción alcanzadas. De este modo, las sociedades occidentales han superado hace ya mucho tiempo las limitaciones en la producción de alimento para poder abastecer a su población. Incluso, diversas estimaciones indican que, teóricamente, la producción de alimentos actual sería suficiente para abastecer a la población mundial, a pesar de lo cual siguen existiendo problemas de hambre en buena parte del planeta derivados en parte de las barreras comerciales existentes y las limitaciones de los sistemas de distribución. Así, mientras el concepto de seguridad alimentaria sigue asociado en el mundo en desarrollo al abastecimiento mínimo de alimentos, en el mundo desarrollado ha pasado a estar asociado al concepto de calidad (y de hecho hoy en día se emplean a nivel internacional dos términos diferenciados para identificar ambos problemas: “food security” y “food safety”).

Pero el mencionado éxito de los sistemas industriales de producción de alimentos ha conllevado una serie de problemas, que en términos económicos podríamos definir como costes o externalidades (dado que no repercuten directamente sobre el productor), tales como el impacto ambiental (por ejemplo, eutrofización de aguas dulces y costeras; degradación del suelo), y nuevos peligros para la salud (por ejemplo, nuevos compuestos químicos, como los utilizados en el control de plagas, que actúan como contaminantes en los alimentos y pueden afectar a la salud de los consumidores). De hecho, existen numerosas evidencias de una tendencia mundial de incremento de enfermedades asociadas a los alimentos, que en último término son un coste social de este sistema de producción.

Por último, los sistemas industriales de producción de alimentos implican una visión muy específica de la utilidad de la ciencia y la tecnología en la mejora de los procesos productivos. En síntesis, estos modelos asumen que la unión de ciencia y capital permitirá incrementar la producción, lo que, unido a las mejoras de la logística y distribución, constituye la base de la seguridad alimentaria y de la salud de los consumidores. Así, tradicionalmente se ha considerado que los controles de seguridad alimentaria deben establecerse desde los mercados iniciales hasta la llegada al consumidor, y se ha prestado mucha menor atención a los procesos productivos previos.

Limitaciones de la visión tradicional de la seguridad alimentaria: el caso de la pesca y acuicultura extensivas

Los sistemas “*input-output*” no son aplicables a actividades como la pesca y marisqueo, en las que el hombre actúa como recolector y no como productor. Así, la pesca se puede considerar en realidad como la última actividad de caza comercial que persiste en nuestros días. En el caso de la acuicultura deberíamos diferenciar dos modelos de producción. En primer lugar tenemos los sistemas intensivos realizados habitualmente en instalaciones localizadas en tierra, basados en un control exhaustivo de todo el proceso y en la introducción artificial de alimento y otros productos, que sería muy próximo a la agricultura y ganadería industriales. Por el contrario, existe una modalidad de acuicultura extensiva de gran importancia (pensemos en nuestro entorno en las bateas de mejillón o granjas de peces, como el salmón, y en otros ámbitos geográficos el cultivo de camarón en manglares) que se realiza en el mar y utiliza, en mayor o menor medida, la producción natural de los ecosistemas marinos como base de la alimentación de las especies cultivadas. Esta acuicultura extensiva comparte muchas de las características productivas de la pesca, en particular el hombre tiene un control escaso de los procesos productivos, y ambos presentan problemas similares en cuanto a sus implicaciones en la seguridad alimentaria.

Además, el control de la calidad y seguridad de los productos de la pesca tras su llegada a los mercados iniciales cuenta con dos serias limitaciones que habitualmente son obviadas:

- Estimaciones recientes de la FAO indican que a nivel mundial la pesca ilegal y no registrada supone un 30% de las capturas mundiales. Esto supone que, al menos un tercio de la producción mundial no está sujeta a los controles establecidos para la pesca legal, por lo que, independientemente de la eficacia de estos controles, una parte de los alimentos procedentes del mar escapan a esta vigilancia. Dadas las dificultades existentes para la estimación de la importancia de la pesca ilegal, no existen datos oficiales en España, pero algunas estimaciones bastante razonables indican que posiblemente este valor del 30% sea también de aplicación en nuestro entorno o incluso pueda ser superado.
- Las redes de distribución de los productos pesqueros son en España extremadamente complejas, en especial en la pesca artesanal costera. Así, es habitual que entre el pescador o mariscador y el consumidor final existan 5 o 6 intermediarios, y cada uno de ellos significa habitualmente un tramo de transporte con unas condiciones de conservación específicas y que pueden ser variables a lo largo de la cadena. Esta característica determina una elevada dificultad en la trazabilidad del producto y el control de su conservación durante el proceso de comercialización. De hecho, la trazabilidad de los productos pesqueros, aunque legalmente sea un tema ya ordenado, en la práctica está lejos de ser una realidad.

Las dificultades que conlleva la aplicación del modelo industrial de producción, y en particular el control de la seguridad alimentaria entendida como calidad, nos indica que, hoy en día, y una vez superados los problemas de abastecimiento, necesitamos nuevos modelos de producción de alimentos. Este requerimiento es especialmente relevante en el caso de la pesca y acuicultura extensiva que no se acomodan al control de la producción por el hombre al que estamos acostumbrados en otros ámbitos. Así, dos grandes líneas deberían guiar este cambio de paradigma:

- Los ecosistemas son sistemas complejos, compuestos por numerosos componentes bióticos y abióticos que interactúan entre ellos constituyendo una densa red de interacciones con respuestas en muchos casos no lineales. Por tanto, y derivado de sus características intrínsecas, el comportamiento de los ecosistemas es de muy difícil predicción, y difícilmente se puede reducir aunque se incremente significativamente el esfuerzo de investigación, por lo que más que establecer un control exhaustivo de los procesos de interés para el hombre debemos abordar programas de gestión y monitorización que nos permitan evaluar en continuo la dinámica de los sistemas naturales y tomar decisiones.
- El hombre es una parte integrante de los ecosistemas (no un agente externo) y por tanto sus acciones conllevan cambios ecológicos, pero a su vez los cambios ambientales (alteraciones en la “salud de los ecosistemas”) afectan al hombre y a su relación con los ecosistemas (y en particular a través de los alimentos que obtenemos de su explotación).

2. Impacto ambiental de la marea negra del *Prestige*: bases ecológicas para la comprensión de los efectos sobre la seguridad alimentaria

La catástrofe del *Prestige* nos proporciona una oportunidad para evaluar la eficacia de los actuales sistemas de control de la seguridad alimentaria para los productos de la pesca y de los sistemas de monitorización de la salud de los ecosistemas en que se basan las actividades extractivas. Para ello es fundamental realizar un diagnóstico detallado de los potenciales

impactos ambientales de esta marea negra sobre los ecosistemas marinos y sus recursos pesqueros y marisqueros, para posteriormente poder evaluar los efectos sobre la seguridad alimentaria.

Como se pondrá de manifiesto en este capítulo, los efectos ecológicos potenciales de una marea negra se extienden en el tiempo y sólo pueden ser valorados íntegramente en el medio o largo plazo. Por tanto, en estos momentos no es posible realizar una evaluación global de los daños causados, pero si un análisis de los datos obtenidos hasta el momento y elaborar una serie de hipótesis sobre su desarrollo futuro utilizando el conocimiento científico existente sobre mareas negras y sus efectos sobre los ecosistemas marinos. Freire et al. (2003) y Labarta et al. (2003) analizan en detalle el impacto ecológico y ambiental de la catástrofe del *Prestige* profundizando en los aspectos que aquí se resumen.

Las mareas negras son eventos puntuales pero agudos de contaminación, y como tales generan efectos a corto plazo, muy evidentes y en ocasiones espectaculares, y a medio y largo plazo, menos aparentes pero en muchas ocasiones más importantes desde el punto de vista ecológico y económico. Estos procesos a medio y largo plazo son particularmente relevantes para la seguridad alimentaria. Por otra parte, los efectos ecológicos de las mareas negras son muy variables, y se hace necesario comprender los detalles técnicos para evaluar las consecuencias de catástrofes de este tipo.

Dos aspectos básicos para poder comprender la naturaleza y evolución del impacto ecológico son la escala geográfica del vertido y el tipo de hábitats afectados, y la composición química y la evolución temporal en el mar del producto derramado. Una vez analizados estos aspectos es posible plantear hipótesis sobre la tipología de los organismos que podrán estar potencialmente más afectados y las razones de los daños ocasionados. En este capítulo prestaremos especial atención a los impactos sobre los recursos pesqueros y marisqueros que pueden desencadenar efectos sobre la seguridad alimentaria. Así, no se tratarán los daños sobre las pesquerías (motivados por los descensos de capturas, cierres cautelares o cambios comerciales asociados), excepto cuando puedan tener una relación directa con la calidad de los productos pesqueros. Una vez realizado un diagnóstico preliminar de la catástrofe del *Prestige* describiremos los sistemas de monitorización existentes, comparando las experiencias previas, por ejemplo en Francia, con lo que se está haciendo a día de hoy en Galicia.

Tipos de hábitat afectados y persistencia de la contaminación

La historia del naufragio del *Prestige* y de la llegada de fuel a nuestras costas es bien conocida. El trayecto del barco del 13 al 19 de noviembre provocó una dispersión importante del vertido que afectó especialmente a toda la Costa da Morte. El petrolero terminó hundiéndose a unos 3800 m cerca de la planicie abisal y siguió vertiendo, amenazando potencialmente a una enorme área marina. Fruto de las sucesivas mareas negras, todo el litoral atlántico gallego se vio afectado. Los efectos iniciales fueron especialmente importantes en la Costa da Morte y en las Islas Atlánticas, que actuaron de pantalla sobre las Rías Baixas, donde el impacto se limitó a la zona externa. Los vertidos que se generaron durante y después del hundimiento provocaron nuevas mareas que alcanzaron una zona que abarca fundamentalmente desde el sur de Galicia a la costa atlántica francesa y tanto la zona costera como la plataforma continental.

Los efectos ecológicos de un vertido de hidrocarburos varían, entre otros factores, en función del tipo de hábitat afectado. Tres circunstancias van a determinar la llegada del vertido a diferentes hábitats:

1. Trayectoria del vertido antes de depositarse definitivamente sobre el sustrato o antes de ser recuperado, lo cual depende a su vez de las condiciones climatológicas y oceanográficas.
2. El comportamiento del fuel en el mar; lo que se conoce como proceso de envejecimiento, incluyendo la evaporación, solubilización y fotooxidación (que incrementa la toxicidad) y los cambios de densidad y viscosidad.
3. Tipos de costa a los que llegan los vertidos.

En el caso del *Prestige*, el trayecto del barco y la localización de la zona de hundimiento han determinado que prácticamente todos los hábitats marinos hayan estado y aún se encuentren en peligro potencial. Podemos intentar hacer una primera clasificación del nivel de afectación (muchos de los argumentos para esta clasificación los iremos analizando posteriormente, y contienen una cierta dosis de especulación por el breve tiempo transcurrido). Si establecemos una escala cualitativa con tres niveles de impacto 1) escaso o nulo, 2) moderado y 3) alto, todo el sistema pelágico (columna de agua) se situaría en nuestra opinión en el primer nivel, por las características físico-químicas del fuel, con impactos puntuales sólo en las zonas donde las manchas se localizaron transitoriamente en la columna de agua. El sistema bentónico (los fondos marinos) de la plataforma continental (desde aproximadamente 50-100 m a unos 500 m) se ha visto afectado moderadamente, pues si bien el fuel ha llegado a sus fondos, su gran extensión (y en relación con ello, la menor abundancia relativa y la mayor dispersión de los organismos bentónicos) ha difuminado en parte los efectos.

Muy probablemente, y los primeros resultados así lo atestiguan, los efectos ecológicos fundamentales se sitúan en la zona costera. El ecosistema marino lo podemos dividir siguiendo el criterio del tipo de sustrato en dos tipos, rocoso o arenoso, en los que los hidrocarburos vertidos presentan comportamientos muy diferentes. Por otra parte, la zona costera la podemos dividir en intermareal e infralitoral y, al contrario que en otras catástrofes, en el caso del *Prestige* ambos han sido muy afectados.

Centrémonos ahora en el comportamiento de las zonas rocosas intermareales afectadas que no han sido objeto de limpieza (IPIECA, 1995, 2000). En las zonas expuestas (con elevada intensidad de oleaje) el fuel en el momento del impacto alcanza la zona superior (e incluso la zona adlitoral terrestre) y también se acumula en la zona de impacto mayor del oleaje. Posteriormente, se produce un lavado continuo que va despegando el fuel a lo largo de las semanas y meses iniciales y retornándolo de nuevo a la columna de agua.

En costas protegidas, el impacto puede ser mucho mayor, dado que el fuel queda atrapado entre las rocas, por ejemplo en zonas de cantos, e incluso penetra en los estratos inferiores. Este producto puede ir migrando lentamente a través del sustrato hasta volver a la zona submareal o se solubiliza parcialmente (compuestos de bajo peso molecular, etc.), y constituye un foco de contaminación prolongado.

El tiempo de residencia del fuel en sustratos rocosos es muy variable y depende del tipo de costa (grado de exposición), desde zonas muy expuestas a playas de cantos muy protegidas. Las evidencias existentes de estudios de diversas mareas negras, señalan que los tiempos de permanencia pueden llegar a ser muy prolongados, hasta >10 años en zonas protegidas, y que existe una gran variabilidad (entre 1 y 12 años para costas aparentemente similares).

Se considera que las zonas expuestas pueden recuperarse en general en menos de 2 años (volviendo a la estructura de las comunidades bióticas y niveles de abundancia y biomasa similares a las condiciones previas), pero en zonas protegidas se ha observado en ocasiones que transcurridos más de 10 años la recuperación aún no ha sido total.

Las zonas sedimentarias intermareales e infralitorales muy protegidas, son el lugar natural de acumulación final de todos los materiales que se encuentran en deriva en el mar, y el fuel no es una excepción. En zonas de sedimento grueso, arenas, en que la exposición hidrodinámica es alta, la porosidad de sustrato es elevada, con lo que el fuel puede penetrar rápidamente y depositarse en profundidad formando capas continuas. De esta forma, su permanencia en zonas de actividad biológica (restringida a las capas superiores, en general 10-20 cm) puede ser baja pero con una elevada biodisponibilidad inicial, al menos de la fracción soluble. En áreas fangosas, que son zonas de acumulación natural por su escasa porosidad, la penetración se produce fundamentalmente a través de estructuras biogénicas (tubos y perforaciones debidas a animales). El fuel queda prácticamente inmovilizado, permaneciendo periodos prolongados, pero con escasa biodisponibilidad de la fracción soluble. Sin embargo, puede entrar en la cadena trófica a través de organismos que lo ingieren directamente con el sedimento (organismos detritívoros o sedimentívoros), y este proceso puede ser especialmente relevante en casos como el fuel del *Prestige* con un porcentaje muy alto de compuestos pesados y poco solubles.

Composición química y envejecimiento del fuel

El fuel del *Prestige* es una mezcla compleja de hidrocarburos, en la que pueden ir añadidos otros elementos como metales pesados. La composición química del fuel del *Prestige* ha ido modificándose en función de su tiempo de permanencia en el mar (recién vertido vs. en emulsión o ya envejecido) (Centre de Documentation, de Recherche et des Expérimentations sur les Pollutions Accidentelles des Eaux CEDRE; resultados disponibles en <http://www.le-cedre.fr/>; Informe Técnico CSIC 01). Los hidrocarburos presentes pueden clasificarse en cuatro grandes grupos: saturados (alrededor del 50%), resinas y asfaltenos (alrededor del 15-25%), e hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) (que representaban un 25% inicialmente y un 50% en el caso del fuel envejecido). Estos últimos son especialmente relevantes desde el punto de vista de la contaminación por su toxicidad para los organismos y el hombre. En el caso de los HAPs, llama la atención la escasa variabilidad de su composición con el envejecimiento, aunque se observa un incremento en la proporción de compuestos más pesados y por tanto menos volátiles y solubles. Se estima entre un 2 y un 5% de evaporación de HAPs en las dos semanas iniciales. Comparándolo con otras mareas negras, la composición es similar aunque en el *Erika* la proporción de HAPs fuese mayor.

El fuel también contenía otros contaminantes como metales pesados. Por ejemplo, datos de análisis realizados por el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (Informe Técnico CSIC 02) y por el *Institut Française de la Mer* (IFREMER) (<http://www.ifremer.fr/envlit/prestige/index.htm>), indican valores altos de níquel y vanadio (entre aquellos potencialmente más tóxicos) y mucho menores de otros. Se conocen mucho menos los efectos tóxicos de estos compuestos, o su comportamiento en el mar, y los datos proporcionados por IFREMER del caso del *Erika* indican niveles elevados sólo en el corto plazo (1-2 meses), tanto en el medio como en los organismos. Centraremos el resto de nuestra atención en los hidrocarburos aromáticos.

Tomando como referencia la composición en HAPs del fuel del *Prestige*, la parte que realmente puede ser preocupante desde el punto de vista tóxico, dentro de los aproximadamente 40 compuestos identificados en este caso debemos distinguir aquellos de bajo peso molecular, con 2 o 3 anillos de benceno (el componente básico de estos hidrocarburos), y de alto peso molecular, con 4 a 6 anillos. El incremento de peso molecular supone una disminución importante de la volatilidad y solubilidad, que a su vez son determinantes para comprender su persistencia y vías de toxicidad. Así, los compuestos de bajo peso molecular presentan una elevada biodisponibilidad a corto plazo al volatilizarse o solubilizarse rápidamente, pero desaparecen rápidamente del medio. Por el contrario, los de elevado peso molecular, aunque sufren una movilización mucho más lenta (y por tanto no generan efectos agudos) son mucho más persistentes, por lo que pueden permanecer en los fondos (especialmente en los sedimentos) en periodos muy prolongados. Estos compuestos persistentes, si se dan las condiciones adecuadas, pueden ir introduciéndose lentamente en las redes tróficas y ser la causa de la toxicidad a largo plazo de vertidos de hidrocarburos.

Dentro de los HAPs, el benzo(a)pireno se considera el compuesto de mayor toxicidad, al menos para el hombre, y se han desarrollado métodos de estandarización de la composición química de hidrocarburos en términos de equivalencia en toxicidad. Para ello se establecen equivalencias entre la toxicidad del benzo(a)pireno y de otros hidrocarburos, y se estima la toxicidad total en equivalentes de este compuestos. Medida de este modo, la toxicidad del *Prestige* es de 45.8 mg/kg (equivalente a un vertido con esta cantidad de benzo(a)pireno, en el que éste fuese el único compuesto tóxico), muy inferior a la del *Erika* que alcanzó valores de 88.7 mg/kg (<http://www.ifremer.fr/envlit/prestige/index.htm>).

En función de la composición química y los procesos físicos y químicos de envejecimiento, se puede predecir que la parte pesada del fuel podrá permanecer en los sedimentos durante años. El caso del *Exxon Valdez* nos proporciona un buen ejemplo de la persistencia de hidrocarburos en los ecosistemas a medio y largo plazo, dado que se llevó a cabo una monitorización muy detallada a largo plazo, en estudios realizados en sedimentos (Shigenaka, 1997). En resumen, los HAPs de bajo peso molecular desaparecieron totalmente del medio en 2-3 años, mientras que los de elevado peso molecular aún permanecían en los sedimentos 4 años después del vertido.

Impacto sobre los organismos marinos y recursos pesqueros y marisqueros

El nivel de contaminación provocada por el vertido del *Prestige* presenta una alta variabilidad espacial, tanto en la dimensión vertical del ecosistema marino (con niveles bajos de hidrocarburos en la columna de agua y mayores en los fondos), como horizontalmente, incrementándose la concentración en zonas costeras. De este modo, los organismos pelágicos (tanto el plancton como necton, incluyendo diversos peces pelágicos de interés comercial, sardina, caballa, jurel,...) presumiblemente se verán escasamente afectados de modo directo. Aún así, no debemos obviar que las manchas de fuel en su trayectoria pueden haber modificado el comportamiento de los animales móviles (nectónicos) provocando cambios en los patrones de distribución, lo cual podría repercutir gravemente en la capturabilidad de la pesquería.

El principal impacto se va a producir en las comunidades bentónicas (en contacto con los fondos marinos) y demersales (con relación con el fondo pero cierta movilidad vertical en el sistema pelágico). El nivel de impacto va a depender, fundamentalmente, de la concentración final que el vertido alcance en los distintos hábitats. En el caso de los fondos de plataforma

continental (aprox. 50 m a 200 m) y talud (>200 m de profundidad), aunque se ha registrado una presencia importante de fuel (tanto en sedimentos, medida mediante métodos analíticos, como en fondos, medida por su presencia en aparejos de pesca) (IEO 2003b; Sánchez; 2003; Sánchez et al., 2003; Villamar, 2003), la concentración final debe ser inferior a la de las zonas costeras afectadas. Los fondos de plataforma, de este modo, aunque pueden tener impactos locales altos, sufrirían probablemente un impacto global medio o bajo. Con respecto a los recursos comerciales, prácticamente todas las especies de interés (peces como merluza, rape, gallo, ..; cefalópodos como pulpo blanco o potas), presentan una elevada movilidad y es posible que respondan a impactos locales, mediante cambios en su distribución. Sólo en el caso de la cigala, con una movilidad muy inferior, y con dependencia del sedimento muy elevada, se podría esperar un mayor impacto.

Dentro de la zona costera, los impactos potenciales van a ser mucho más elevados, tanto por la elevada cantidad de vertido que a llegado a la costa, como por la extensión de la zona afectada (tramos de costa y afectación de la zona intermareal e infralitoral). Del mismo modo que se comentó anteriormente, el nivel de afectación va a depender del hábitat y de la movilidad de los organismos, por lo que posiblemente los organismos móviles (con recursos como peces: rodaballo, lubina, faneca, congrio, ..., cefalópodos: pulpo y sepia, o crustáceos decápodos: centolla, nécora, camarón, ..., que son explotados por la flota de bajura o artesanal), tendrán niveles intermedios (posiblemente mayores en los crustáceos por su menor movilidad), y las comunidades bióticas sésiles y sedentarias sufrirán el mayor impacto. Es destacable que dentro de este tipo de comunidades se encuadran los recursos marisqueros, que habitan tanto sustratos rocosos en la zona intermareal (como el percebe y la semilla de mejillón), y submareal (erizo y oreja de mar), como fondos sedimentarios (bivalvos: almejas, navaja, longueirón, berberecho, ..).

Modos de afectación de los organismos

Básicamente, los vertidos de hidrocarburos originan diferentes problemas fisiológicos y bioquímicos en los organismos afectados, que van a tener consecuencias sobre su viabilidad y éxito reproductivo, y pueden provocar alteraciones genéticas. Todos estos procesos determinan cambios en la eficacia biológica de los organismos afectados, y por lo tanto generan respuestas demográficas (cambios en el tamaño y crecimiento poblacional). Los cambios a nivel poblacional, junto con las modificaciones del hábitat, van a generar cambios en las interacciones ecológicas entre los diferentes componentes de los ecosistemas.

Podríamos clasificar los efectos directos sobre los organismos en tres grandes grupos:

1. Efectos directos letales: motivados por la impregnación del fuel o la sofocación, que pueden causar una mortalidad directa al impedir la respiración o modificar la resistencia térmica (como sucede por ejemplo en el caso de las aves). Estos efectos son físicos y se deben al contacto directo del fuel con los organismos, sin necesidad, en muchos casos, de que se produzca la ingestión de los contaminantes.
2. Efectos directos subletales: motivados por el contacto directo (fundamentalmente a nivel tisular, tras la ingestión de los hidrocarburos) de los contaminantes con el organismo, sin que se provoque la muerte del mismo, pero sí alteraciones genéticas, bioquímicas o fisiológicas que pueden reducir su viabilidad y eficacia biológica. Aquí se encuentran los principales efectos tóxicos de los hidrocarburos, en particular de los HAPs, que aunque menos evidentes inicialmente, son mucho más importantes con el paso del tiempo. Como veremos, la bioacumulación de contaminantes puede

determinar efectos subletales de considerable relevancia, aún en organismos que aparentemente no se encuentran en contacto con el vertido.

3. Efectos indirectos: perturbaciones a los ecosistemas. Las alteraciones de la biología de los organismos y sus consecuencias demográficas, en último término, desembocarán en cambios en la estructura de las comunidades ecológicas y, por lo tanto, en una alteración de la red de las interacciones existentes. Entre los principales procesos afectados, nos encontraríamos con las alteraciones del hábitat, cambios en las relaciones entre predadores y presas, entre competidores, alteraciones en los niveles de productividad y, por último, cambios en las redes tróficas. Este último aspecto será analizado a continuación con más detalle, pues consideramos que puede ser clave para comprender el impacto ecológico a medio y largo plazo.

Existen numerosos ejemplos de efectos subletales debidos a la toxicidad de hidrocarburos basados principalmente en estudios experimentales. En resumen, estos estudios demuestran una mayor afectación de embriones, larvas y juveniles que se manifiesta en tres aspectos básicos de su biología:

1. Reducción del éxito de eclosión de huevos,
2. Reducción de la supervivencia larvaria cuando los adultos han estado expuestos durante la maduración gonadal, y
3. Anormalidades morfológicas de las larvas (que limitan su viabilidad)

Todos estos procesos deberían determinar, en último término, una reducción del esfuerzo y éxito reproductivo de las poblaciones afectadas y por lo tanto, a medio y largo plazo, disminuir el tamaño poblacional. La reducción del tamaño poblacional, al margen de su repercusión socioeconómica, puede suponer importantes consecuencias a nivel biológico y ecológico, ya que lleva implícita una reducción de la variabilidad genética de la población.

Redes tróficas y procesos de bioacumulación

Dadas las características de la marea negra del *Prestige*, podemos plantear como hipótesis de trabajo que los principales impactos se van a producir a medio y largo plazo, y en la mayor parte de los organismos (y sobre todo aquellos de interés comercial) los contaminantes se van a introducir con la alimentación. Por tanto es especialmente importante comprender la estructura de las redes tróficas de los ecosistemas afectados, los procesos de transferencia de contaminantes entre compartimentos y las transformaciones que estos compuestos sufren a lo largo de este proceso.

Una red trófica representa la trama de interacciones tróficas entre compartimentos dentro de un ecosistema; estos compartimentos son en su gran mayoría especies (en ocasiones agrupadas en entidades taxonómicas o funcionales superiores) pero también otras fuentes no vivas de materia orgánica (por ejemplo, materia en suspensión o detritus en sedimentos). Las interacciones suponen la existencia de una relación predador-presa (entendida en sentido amplio, incluyendo el caso de los herbívoros o de los detritívoros). Las redes tróficas reciben precisamente ese nombre por las múltiples interacciones existentes entre sus componentes, que determinan en su representación gráfica una malla o red; aún así es posible simplificar su estructura en una cadena trófica organizando los diferentes componentes por niveles tróficos (básicamente detritus, productores primarios, herbívoros, carnívoros de primer orden y de segundo orden), aunque en realidad casi ninguna especie de animal marino puede asignarse estrictamente a un nivel concreto, y en su mayor parte presentan cierto nivel de omnivorismo.

La bioacumulación hace referencia a un hecho aparentemente paradójico que se puede observar en los ecosistemas: los niveles orgánicos de contaminantes se incrementan en general conforme aumenta el nivel trófico, a pesar de que son los niveles tróficos inferiores (productores, detritívoros, herbívoros) los que interactúan directamente con los contaminantes. Para entender esta aparente paradoja debemos tomar en consideración los siguientes factores:

- Los contaminantes bioacumulables son compuestos químicamente hidrófobos, como ya se indicó previamente para el caso de los HAPs. Esta característica hace que, una vez ingeridos, su eliminación metabólica sea muy lenta y dificultosa y tiendan a acumularse en órganos de almacenamiento como son aquellos constituidos por tejidos grasos.
- La capacidad de detoxificación metabólica es variable en diferentes organismos, y esto hace que su potencial de bioacumulación sea distinto. La detoxificación constituye un proceso metabólico, por el cual un organismo transforma las moléculas contaminantes en nuevos compuestos que ya pueden ser metabolizados o eliminados más fácilmente. Así, por ejemplo, los bivalvos presentan una escasa o nula capacidad de detoxificación y por tanto un elevado potencial de bioacumulación. Por el contrario los peces sí cuentan con la maquinaria metabólica necesaria para el proceso de detoxificación y por lo tanto su potencial de bioacumulación es mucho más bajo. Pero al mismo tiempo es este proceso de detoxificación el que puede generar consecuencias tóxicas para el organismo, de modo que son los compuestos resultantes de la metabolización de las moléculas originales de HAPs las que producen efectos tóxicos a nivel fisiológico y/o genético. No debemos olvidar que en el caso de los humanos, también contamos con una alta capacidad de detoxificación y por esta misma razón los HAPs son potencialmente tóxicos para nuestro organismo. Es importante tener en cuenta esta cuestión, dado que el hecho de poder detoxificar los contaminantes ingeridos no significa una falta de daños biológicos, si no más bien todo lo contrario. Por otra parte, se debe tener en cuenta que la capacidad de detoxificación no solo es variable a nivel interespecífico, sino también a nivel intraespecífico, e incluso individual. En este sentido, estudios realizados en laboratorio demuestran que la capacidad de detoxificación metabólica de HAPs para un mismo organismo varía con diversos factores, como el número de compuestos tóxicos que coinciden simultáneamente en el organismo (ya sean distintos HAPs, o combinaciones de éstos con otro tipo de moléculas tóxicas), o su concentración en el ambiente.
- La duración del ciclo vital es determinante del potencial de bioacumulación, dado que a mayor esperanza de vida mayor es la exposición a contaminantes a través de la dieta. En general los organismos de gran tamaño y alto nivel trófico suelen presentar esperanzas de vida mayores que los organismos pequeños y de bajo nivel trófico, por lo que su potencial de bioacumulación es mayor.

En resumen, si consideramos en conjunto todos los factores anteriores, son los organismos grandes y de elevado nivel trófico (predadores) los candidatos a presentar mayores niveles de bioacumulación (siempre que su capacidad de detoxificación sea limitada o el grado de exposición muy alto).

En el caso de los ecosistemas marinos, la red trófica de un área geográfica determinada presenta una estructura basada en dos grandes compartimentos conectados parcialmente entre sí. El sistema pelágico, constituido por todos los organismos y materia orgánica localizados en la columna de agua, depende directamente de la producción primaria generada a nivel planctónico. Parte de esta producción se exporta al sistema bentónico, mediante la

sedimentación de organismos planctónicos y materia orgánica particulada que no son consumidos *in situ* en la columna de agua. Además, el sistema bentónico situado en zonas fóticas (zonas poco profundas donde la luz penetra hasta el fondo), cuenta con producción primaria debida a las plantas (micro y macroalgas bentónicas y fanerógamas) que se desarrollan en estos hábitats. Ambos sistemas, pelágico y bentónico, a partir de los productores primarios y la transferencia de materia orgánica procedente de otros hábitats, desarrollan complejas redes tróficas conectadas entre sí por la transferencia entre plancton y bentos comentada anteriormente y por organismos que pueden utilizar recursos de ambos sistemas (los organismos demersales, por ejemplo, son animales móviles que aunque presentan cierta relación con el fondo se desplazan en la columna de agua y pueden actuar también como predadores de organismos pelágicos profundos).

Una primera pregunta clave para entender las rutas de incorporación de HAPs en las redes tróficas es la identificación de la vía de entrada, presentándose dos posibilidades: a través del plancton a nivel pelágico o a través de la materia orgánica sedimentaria en el bentos. Las evidencias existentes hasta el momento (por ejemplo, los datos presentados en los informes técnicos del IEO; IEO, 2003a), indican que los niveles de hidrocarburos en la columna de agua son relativamente bajos a lo largo de toda la plataforma continental gallega. Así, en muestreos realizados en diciembre de 2002, en pleno desarrollo de la marea negra cuando enormes manchas de fuel se dispersaban por toda la costa, muestran valores elevados sólo en localidades muy concretas (al sur de la Ría de Vigo o en alguna estación de Costa da Morte), pero en ningún caso superaban los límites máximos aceptables (300 $\mu\text{g/l}$) propuestos por la Agencia de Protección Medioambiental de Estados Unidos (*Environmental Protection Agency*; EPA, 1986). Si sólo empleáramos estos datos la situación sería de práctica normalidad, lo cual no concuerda en absoluto con lo observado en Diciembre de 2002. Pero si analizamos los datos proporcionados por el IEO sobre niveles de HAPs en sedimentos (mediante análisis químicos) y presencia de fuel en fondos (cartografiado mediante pescas con artes de arrastre) (Sánchez, 2003; Sánchez et al., 2003), nos encontramos con niveles muy elevados de contaminantes en los fondos sedimentarios de gran parte de la plataforma continental gallega, y especialmente en toda la Costa da Morte (desde Caión al norte de la Ría de Muros e Noia) y en ciertas localidades situadas en la boca de las Rías Baixas. Asimismo, datos obtenidos por los autores indican patrones similares en los sedimentos de la zona costera (datos no publicados).

Estos datos preliminares parecen corroborar que los hidrocarburos del *Prestige* se acumulan principalmente en el sedimento, y que la red trófica bentónica sería la vía de entrada preferente de contaminantes en las comunidades bióticas. Por otra parte, el análisis de la composición química del fuel y de su comportamiento en el medio, nos lleva a las mismas conclusiones, tal como se discutió previamente. Esta situación contrasta con la correspondiente a la marea negra provocada por el *Aegaen Sea*, en la que el crudo se quemó, evaporó o se disolvió en buena medida rápidamente (Ros Vicent, 2003), por lo que la proporción que llegó al sedimento seguramente fue muy inferior. A pesar de lo anterior, no debemos olvidar que la marea negra del *Prestige* presenta una escala espacial mucho mayor de lo habitual por lo que el fuel ha sido vertido en masas de agua superficiales oceánicas y, en sus desplazamientos hasta llegar a la costa y dada la gran profundidad existente en muchas de las zonas afectadas, han transcurrido largos periodos con contaminantes situados en la columna de agua afectando directamente al sistema pelágico.

Una vez que el fuel, o parte de sus componentes o productos derivados, llegan al sedimento se van a producir toda una serie de procesos físico-químicos que van a determinar su

biodisponibilidad. Es especialmente importante conocer su distribución vertical (dentro del sedimento), dado que la actividad biótica se restringe a las capas superiores, y los procesos de resuspensión que pueden ocurrir ligados a la hidrodinámica de la zona. Esta es una de las grandes incógnitas que permanecen por resolver en el caso del *Prestige*; pero en cualquier caso una parte de los hidrocarburos se situará en capas superficiales sedimentarias, en donde existe una diversa comunidad animal dominada por organismos, en general de pequeño tamaño corporal (<1 cm), que se alimentan de los detritus o materia orgánica particulada que se deposita sobre el fondo o se encuentra asociada a las partículas inorgánicas sedimentarias. Dentro de estos organismos se encuentran moluscos, poliquetos, anfípodos y muchos otros grupos animales, y en conjunto constituyen la base de la red trófica bentónica. En las zonas fóticas, que se sitúan por encima de aprox. 20 m de profundidad, los productores primarios constituyen otra pieza fundamental de la base de la red trófica.

Además de esta fauna detritívora, los sedimentos albergan abundantes comunidades bacterianas que degradan la materia orgánica, y algunas especies pueden degradar parcialmente contaminantes orgánicos como los hidrocarburos. Esta vía trófica es mucho menos conocida pero algunas evidencias demuestran que puede ser cuantitativamente muy importante. En cualquier caso, estas bacterias constituyen en realidad también una fuente de alimento de los animales detritívoros que las ingieren con las partículas orgánicas. Algunos estudios demuestran que en realidad la principal fuente de materia orgánica de estos animales son las bacterias y no las partículas orgánicas *per se*. Independientemente de esto, la vía de entrada de contaminantes es similar, pero puede sufrir o no degradación bacteriana antes de entrar en los niveles inferiores de la red trófica.

Hasta el momento hemos analizado con cierto detalle la estructura de los niveles tróficos basales y la dinámica de los contaminantes en estos compartimentos. Pero, en relación con el proceso de bioacumulación, es también muy relevante conocer la estructura de los niveles superiores para poder comprender los patrones de transferencia. Por desgracia, el conocimiento actual de las redes tróficas de los ecosistemas costeros del Atlántico ibérico es muy fragmentaria y no permite realizar predicciones detalladas sobre la dinámica de los contaminantes.

En el caso de la plataforma continental, el conocimiento existente de las relaciones tróficas es más completo, y de hecho investigadores del IEO han publicado recientemente el primer modelo trófico correspondiente a la plataforma cantábrica (que en gran medida puede ser trasladable al caso de la costa atlántica gallega) (Sánchez & Olaso, en prensa). La red trófica de la plataforma se puede caracterizar por tres vías de flujo de materia y energía: una subred pelágica que se basa en la producción primaria fitoplanctónica y que en su extremo superior presenta predadores como atunes, peces pelágicos (sardina, jurel, caballa) o calamares. La subred bentónica se inicia con los detritus sedimentarios (procedentes de la "lluvia" de partículas desde el sistema pelágico) y finaliza en diversas especies de peces (gallos, rapas, etc), crustáceos (como la cigala) y cefalópodos (como el pulpo blanco). Existe una subred intermedia, que podríamos denominar demersal, constituida por organismos que consumen en parte presas asociadas al sistema pelágico y en parte alimento del sistema bentónico; la merluza constituye la especie más característica de este subsistema. Se puede plantear la hipótesis de que, si el fúel entra en la red trófica por el sedimento, serán los organismos bentónicos, y en menor medida demersales, los que podrán sufrir procesos de bioacumulación (por supuesto modulados por la duración de su ciclo vital, su capacidad de detoxificación y su contenido lipídico).

Se empieza a disponer de datos iniciales sobre la distribución y abundancia de HAPs en organismos marinos (datos no publicados correspondientes a muestras obtenidas por los autores entre Enero y Marzo de 2003). Estos resultados muestran niveles elevados de contaminantes en animales sésiles o sedentarios costeros (bivalvos, percebe, erizo) de las áreas geográficas afectadas; estos animales se sitúan en la base de la red trófica y presentan escasa capacidad de degradación metabólica por lo que deberían ser los primeros afectados. En el caso de los organismos de niveles tróficos superiores (en gran parte predadores), como peces, crustáceos decápodos o moluscos cefalópodos, los niveles de afectación son inferiores a los de los organismo sedentarios, pero aún así alcanzan valores elevados en la zona afectada. En estos organismos, los niveles de contaminantes son especialmente altos en glándulas digestivas (como el hígado en peces o hepatopáncreas en crustáceos) lo que muestra que los HAPs están entrando en las redes tróficas, independientemente de que debido a la capacidad de detoxificación (por ejemplo en el caso de los peces) y al escaso tiempo transcurrido desde el inicio de la marea negra, los niveles musculares, en general, sean inferiores (se han observado casos de peces elevados niveles de HAPs en tejido muscular, llegando a ser incluso más altos que en el hígado). Los resultados correspondientes a peces y cefalópodos procedentes de la plataforma continental, muestran patrones similares a los de las zonas costeras, aunque los niveles de contaminantes son inferiores, lo cual concuerda con la idea avanzada de que el grado de impacto en la plataforma continental es inferior que el correspondiente a los ecosistemas costeros.

Es previsible, en función de la teoría ecológica y los datos empíricos existentes, que los niveles de contaminantes se incrementen en predadores en los próximos años, siempre que la exposición a HAPs permanezca en el tiempo. La bioacumulación debería ser especialmente importante en organismos costeros y en aquellos que dependan de rutas tróficas que parten del sedimento.

Cierres de zonas y ceses de actividad pesquera y marisquera

Al contrario de lo que ha sucedido con otros aspectos de la gestión de la catástrofe, la administración pública con competencias en la gestión de recursos marinos (XUGA en aguas interiores y Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación en aguas exteriores, básicamente la plataforma continental) reaccionaron rápidamente en lo que respecta al establecimiento de prohibiciones de pesca y marisqueo en las zonas afectadas. Así, entre el 16 de Noviembre y principios de Diciembre, se decretó gradualmente el cese de la actividad pesquera y marisquera a largo de toda la costa entre Cedeira y A Guarda, desde el intermareal hasta las 12 millas de la costa. A pesar de esta rápida reacción, llama la atención que las aguas situadas a más de 12 millas de la costa no se cerraran a la actividad extractiva, por lo que la pesquería de arrastre continuó trabajando ininterrumpidamente, a pesar de las numerosas evidencias de que los fondos estaban afectados.

Este tipo de cierres son, con frecuencia, medidas cautelares tomadas por la administración por muy diversas causas: paros biológicos, descensos bruscos en las capturas, procesos de contaminación, etc. En el caso que nos atañe, está claro que la causa que motivó el cese de las actividades extractivas, fue la posible contaminación de los organismos unido a los posibles efectos del fuel sobre las artes de pesca. A partir de Febrero (con el butrón y trasmallo en el interior de las Rías Baixas) se inició el proceso de apertura de zonas a la pesca, de forma gradual por artes y zonas de pesca, de modo que finalmente a principios de Octubre de 2003 todas las pesquerías y explotaciones marisqueras estaban ya abiertas de nuevo a la actividad extractiva.

En el caso del *Erika* la administración francesa decretó también el cierre temporal de muchas zonas a la actividad extractiva, en particular la explotación de bivalvos en zonas costeras (los recursos fundamentales económicamente en la zona afectada) (IFREMER, 2002). En concreto, en lo que respecta a las zonas de producción de bivalvos afectadas por el vertido, el cierre de las mismas tuvo lugar en el plazo aproximado de entre 15 y 30 días desde el inicio del vertido, efectuándose una apertura gradual de las mismas en función de los niveles de afectación; por ejemplo, zonas de Finistère permanecieron tan sólo 2 meses cerradas, mientras que zonas de la región del Loire-Atlantique o de Vendée no fueron abiertas hasta un año y medio después del vertido. Obviamente la decisión de reapertura está basada en consideraciones científicas pero no deja de tener un componente político fundamental, por lo que las diferencias en los plazos de cierre de actividad entre ambas mareas negras (previsiblemente 7-8 meses en las zonas más afectadas de Galicia y 18 meses en Francia) deben ser interpretadas desde una perspectiva política y social.

Redes de monitorización

La catástrofe del *Prestige* ha puesto de manifiesto la ausencia de planes de contingencia, o al menos de la capacidad de implementación efectiva de planes de este tipo. Estos planes, tal como se ha discutido ampliamente en estos meses, se refieren habitualmente a las fases iniciales de la crisis y a problemas técnicos o de gestión de recursos humanos y materiales para labores de limpieza y control de la contaminación. Se ha prestado mucha menor atención a la necesidad de que estos planes de contingencia incluyan la evaluación científica del impacto ambiental, tanto en lo que se refiere a las cuestiones teóricas y técnicas relacionadas con el diseño de las evaluaciones como a la organización de los recursos humanos y materiales existentes. Este último aspecto será discutido en la sección final, pero aquí trataremos de extraer algunos elementos útiles para ese objetivo realizando un análisis comparativo de las experiencias existentes.

La evaluación del impacto ecológico de un vertido de hidrocarburos requiere la obtención de información de tres tipos de procesos relacionados entre sí: niveles de contaminantes en organismos y matrices ambientales (agua, sustratos rocosos y sedimentos), los efectos toxicológicos de los contaminantes en los organismos (mediante estudios experimentales, realización de bioensayos o análisis de presencia de biomarcadores), y por último el análisis de las consecuencias a nivel poblacional, de comunidad y ecosistema. Existe una amplia literatura teórica sobre los diseños de este tipo de sistemas de monitorización, pero es mucho más escasa la experiencia en nuestro entorno acerca de la implementación de sistemas de este tipo. Debemos tener en cuenta que la información que se obtenga mediante estas evaluaciones debe ser clave en la gestión de la crisis y en la toma de decisiones; en la siguiente sección discutiremos alguno de estos temas en relación con un problema clave en una marea negra como es el de la seguridad alimentaria.

A continuación vamos a analizar con detalle dos casos concretos que nos pueden aportar información importante, como son el caso de la red de monitorización del medio marino que el IFREMER mantiene en Francia desde 1994 (Réseaux National d'Observation de la qualité du milieu marin, <http://www.ifremer.fr/envlit/surveillance/rno.htm>) y que fue utilizada en la gestión de la crisis del *Erika*, y la red del Centro de Control da Calidade do Medio Mariño que la Xunta de Galicia ha puesto en marcha desde 1992 y que ha sido central para la gestión de la crisis del *Prestige* por parte de la administración autonómica (<http://www.cmm->

prestige.cesga.es/). De modo complementario utilizaremos información referida a las mareas negras del *Exxon Valdez* y *Aegean Sea*.

EL IFREMER mantiene desde 1994 una extensa red de monitorización del medio marino mediante 67 estaciones de muestreo localizadas a lo largo de toda la costa atlántica y mediterránea francesa. En esta red realizan evaluaciones periódicas de los niveles de los contaminantes más habituales en zonas costeras, incluyendo desde un principio los HAPs. A parte de estudios en matrices ambientales, esta red utiliza dos organismos bioindicadores o biomonitores, como son la ostra y el mejillón, como monitores de los niveles de contaminantes. La selección de estos organismos se basa en su abundancia y ubicuidad (especialmente el mejillón), su alta capacidad de bioacumulación (por sus elevadas tasas de ingestión de alimento y elevado contenido lipídico), y su carácter filtrador (por lo que la materia orgánica ingerida es representativa de la existente en los ambientes costeros con sus características químicas). La existencia de esta red se reveló fundamental para la comprensión del impacto de la marea negra del *Erika* (que afectó a zonas incluidas dentro de la red) y la toma de decisiones en la gestión de la crisis. La información proporcionada permitió conocer los niveles basales (pre-vertido) de los contaminantes (HAPs y metales pesados), la extensión del área afectada, y la evolución temporal de los niveles de HAPs en organismos. Esta información, unida a una serie de recomendaciones sobre niveles de riesgo aceptables por razones de seguridad alimentaria, fue determinante en la decisión de cierres y aperturas de zonas y recursos para la explotación comercial.

Tras el accidente del *Erika*, los niveles de los principales HAPs tóxicos para humanos (6 compuestos recomendados por la Organización Mundial de la Salud, OMS; ver sección sobre seguridad alimentaria) permanecieron elevados en bivalvos (mejillón y ostra) durante al menos un año, alcanzando en las zonas afectadas niveles superiores al límite de seguridad recomendado. La intensidad de muestreos y análisis disminuyó bruscamente después del primer año lo que impide la evaluación de las tendencias posteriores. En el caso de los crustáceos decápodos, la tendencia fue similar a la obtenida para moluscos bivalvos, pero con valores absolutos inferiores; de hecho el porcentaje de muestras con valores superiores al límite de seguridad fue mucho más bajo. En el caso de los peces, sólo se detectaron niveles muy elevados esporádicamente en el primer año (la reducción del esfuerzo de monitorización al cabo de un año impidió contrastar si el proceso de bioacumulación sucede a largo plazo o simplemente no ocurre).

Esta red de monitorización también permitió obtener información sobre otros HAPs, en concreto compuestos derivados sulfurados y alquilados (que como se discutirá posteriormente, aunque no son contemplados en las propuestas europeas de legislación, investigaciones recientes sugieren que pueden presentar una toxicidad muy elevada). Los niveles orgánicos previos al vertido eran prácticamente inapreciables, pero inmediatamente después se incrementaron varios órdenes de magnitud (hasta más de 8000 ug/kg de peso seco de tejido en el caso de los HAPs alquilados y más de 2000 en los sulfurados), mantuvieron valores elevados los dos primeros años, y dos años y medio después aún presentaban niveles superiores a los basales.

Otro resultado muy relevante y posiblemente aplicable a la marea negra del *Prestige* es el registro de eventos de recontaminación que se reflejaron en un segundo incremento en los niveles de contaminantes en bivalvos el otoño siguiente a la marea negra (10 meses después). Este proceso ha sido descrito también en otras mareas negras, y en concreto en el *Aegean Sea* (Ros Vicent, 1996) tanto en los niveles de contaminantes en bivalvos como en la estructura de

las comunidades endofaunales que habitan fondos sedimentarios, y está motivado por la resuspensión de los hidrocarburos depositados en el sedimento debido a al efecto hidrodinámico de los temporales de otoño.

Por último, la red de monitorización francesa permitió establecer las escalas de variabilidad espacial y temporal en los niveles de contaminantes en organismos. Es especialmente relevante indicar que los niveles previos a la marea negra (en condiciones normales) correspondientes a muestreos realizados entre 1994 y 1999 a lo largo de la costa francesa ya eran elevados para bivalvos. En concreto la concentración media para 21 áreas geográficas de 13 HAPs (de los 16 propuestos por la EPA como potencialmente tóxicos, ver sección sobre seguridad alimentaria) era de más de 100 µg/kg de peso seco de tejido, con zonas que alcanzaban 200 µg/kg (como referencia se estableció un límite de seguridad de 200 µg/kg para los 6 compuestos catalogados por la OMS). Estos resultados indican claramente que en zonas costeras situadas en áreas urbanizadas e industriales y con un importante tráfico marítimo los niveles de contaminantes, y en concreto e HAPs, pueden ser ya elevados sin que se haya producido una marea negra.

En el caso del *Exxon Valdez*, aunque no existía una red de monitorización previa, sí se desarrolló inmediatamente tras el vertido y se mantuvo a largo plazo (en algunos aspectos por más de 10 años). A modo de ejemplo, la monitorización mediante mejillón y análisis de sedimentos permitió determinar que los niveles de HAPs se mantenían elevados hasta 4 años después del vertido y que existía una evolución temporal clara dominando inicialmente los HAPs de bajo peso molecular (volátiles y solubles) que desaparecían rápidamente, mientras que a largo plazo los HAPs dominantes eran aquellos de mayor peso molecular y mayor potencial tóxico (Shigenaka, 1997).

En Galicia, la primera evaluación de los niveles orgánicos de HAPs se realizó como consecuencia de la marea negra del *Aegean Sea*. Utilizando mejillones como biomonitores, se observó que los niveles en zonas control (no afectadas por la marea negra y con escasa densidad de población y actividad industrial) eran bajos (menos de 100 µg/kg de peso seco para los 6 HAPs catalogados por la OMS). Por el contrario, en las zonas afectadas tras un pico inicial (3 meses después del vertido) con valores superiores a 1000 µg/kg, los niveles se mantuvieron superiores a 200 µg/kg hasta 3 años después, sin que existan datos posteriores (Porte et al., 2000).

Además de esta experiencia previa, la Xunta de Galicia puso en marcha en 1992 el Centro de Control da Calidade do Medio Mariño (CCCMM, situado en Vilaxoán en la Ría de Arousa). Su objetivo inicial era el control de los eventos de mareas rojas en las zonas costeras gallegas y en concreto en las zonas dedicadas a cultivo o marisqueo de bivalvos. Las mareas rojas son eventos tóxicos motivados por fitoplancton que pueden afectar de modo agudo al hombre al consumir bivalvos. Por esta razón, esta red de monitorización esta centrada en el sistema pelágico, en las zonas de cultivo y marisqueo (pero con una razonable cobertura de todo el litoral gallego) y en el registro de variables oceanográficas, abundancia de fitoplancton y niveles de toxinas en la columna de agua y en bivalvos. Esta red ha funcionado ejemplarmente como sistema de detección temprana de mareas rojas y de toma de decisiones para apertura y cierre de explotaciones, constituyendo hoy en día una herramienta básica para la gestión de los sectores de cultivo de mejillón y marisqueo de bivalvos.

En los últimos años se empezó a contemplar la posibilidad de incluir en la red de monitorización del CCCMM, contaminantes tóxicos para el hombre, pero no HAPs. A raíz

de la marea negra del *Prestige*, este centro ha desarrollado una evaluación de los niveles de hidrocarburos a lo largo de la costa gallega (<http://www.cmmm-prestige.cesga.es/>), que puede ser la base de una futura red estable de monitorización. En cualquier caso, el diseño, implementación y resultados de la red de control de HAPs por parte del CCCMM presenta, bajo nuestro punto de vista y basándonos en la información hecha pública a través de su página web, fallos importantes que comprometen la utilidad de los resultados para la evaluación y gestión de la marea negra. Estos aspectos serán discutidos con detalle en la sección dedicada a la seguridad alimentaria, pero podemos resaltar los siguientes puntos críticos:

- No existen criterios explícitos de selección de especies o número de muestras.
- El esfuerzo de muestreo es intensivo inmediatamente antes de la apertura de la pesca o marisqueo en cada zona, pero aparentemente mucho más bajo o inexistente en periodos anteriores o posteriores.
- Se proporcionan muy pocos datos de zonas afectadas y cerradas a la pesca y marisqueo.
- A nivel analítico, la determinación de HAPs en organismos es compleja y dificultosa, pero no se han aportado detalles de los protocolos seguidos y de los métodos de calibración empleados, lo que impide evaluar la validez de los resultados presentados.

3. Seguridad alimentaria: implicaciones de las mareas negras y análisis del caso del *Prestige*

La experiencia acumulada hasta la fecha sobre las mareas negras que han tenido lugar en diferentes zonas de la geografía mundial pone de manifiesto que una parte importante de los organismos vivos directamente afectados forman parte de los recursos alimentarios que la especie humana viene explotando a lo largo de muchas generaciones para su alimentación. Además de este hecho, que incide claramente en la salubridad de los alimentos que tomamos del mar, otros organismos que forman parte de nuestra cadena alimentaria, se ven igualmente afectados, y pueden finalmente afectar a la calidad de los alimentos de nuestra dieta. Resulta evidente, por tanto, que ante cualquier vertido de hidrocarburos al medio marino, independientemente de su magnitud inicial, se deben realizar estudios sobre su repercusión sobre la calidad y salubridad de los recursos que forman parte de nuestra cadena alimentaria, incluso aunque no sea de forma directa.

Desgraciadamente no existe una vigilancia permanente ante problemas de esta índole, y son los eventos con una gran repercusión ecológica y social, como el acontecido tras el accidente del buque *Prestige*, los que provocan la intervención de las administraciones, que según se desprende de los diferentes casos acontecidos hasta el momento, es muy variable en términos de rigor, eficacia y permanencia. Es evidente que, tras la concentración temporal de sucesivas desgracias ecológicas en el medio marino provocadas por el vertido de hidrocarburos, se ha avanzado en los conocimientos sobre el impacto ecológico y social de las mareas negras, pero no es menos cierto que todavía queda mucho por hacer, tanto en el plano administrativo como científico, lo cual resulta especialmente notorio en el caso de España y Europa donde, en términos comparativos con países como Estados Unidos y Canadá, parece que ante un problema tan complejo como el que acontece tras una marea negra, es suficiente con aplicar recomendaciones en lugar de legislación, y con buscar criterios científicos laxos que contrastan con los aplicados en otros países.

Caracterización científico - técnica del problema

Para tener una idea de la complejidad que conlleva gestionar una marea negra en términos de seguridad alimentaria, debemos tener en cuenta que el fuel del *Prestige* está constituido por una mezcla compleja de hidrocarburos cada uno de los cuales presenta propiedades físico-químicas particulares que determinan diferencias en su comportamiento y distribución en el ambiente y, por consiguiente, en su disponibilidad y potencial tóxico para diversos tipos grupos de organismos vivos. Como ya se ha comentado anteriormente, la fracción de los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) es con mucho la que contiene los compuestos más tóxicos presentes en el fuel del *Prestige*. El elevado potencial tóxico de algunos de estos HAPs, se debe a propiedades físico-químicas, que en definitiva hacen que se trate de compuestos difícilmente metabolizables, en buena medida debido a su escasa o nula solubilidad en agua.

El grado de toxicidad, y de actividad en el tiempo, no varía únicamente entre los distintos hidrocarburos que constituyen el fuel vertido por el *Prestige*, sino que incluso un mismo compuesto puede tener efectos variables dependiendo del tipo de organismo afectado. En relación con ello, las diferentes especies presentes en el mar que forman parte de la cadena trófica humana, pueden verse afectados en distinta medida, ya no solo por las diferencia existentes en el grado de exposición al contaminante y, por tanto, en la probabilidad de contaminación, sino también por la capacidad individual que presentan para la eliminar los compuestos tóxicos del organismo. Este es, por tanto, un aspecto muy importante a tener en cuenta en términos de seguridad alimentaria, ya que el peligro potencial de los diferentes productos del mar vendrá en buena parte determinado por su capacidad de desintoxicación. En este sentido, se deben tener en cuenta las interacciones que se pueden producir cuando se presentan distintos compuestos tóxicos simultáneamente en un organismo, ya sean HAPs u otros, ya que pueden hacer variar su potencial toxicidad individual.

La capacidad de detoxificación de los organismos depende fundamentalmente de la actividad de una serie de enzimas que constituyen los denominados sistemas MFO (“*mixed-function oxidases*”). Estos sistemas enzimáticos son los responsables de la biotransformación de los PAHs y otros compuestos exógenos (xenobióticos o compuestos extraños tales como PCBs, pesticidas, etc.), así como de sustancias orgánicas endógenas (ej. esteroides y hormonas). Los sistemas enzimáticos MFO están fundamentalmente localizados en el hígado de vertebrados o el hepatopáncreas de invertebrados, aunque también se han encontrado en otros órganos de ambos grupos.

La detoxificación de los HAPs no es un proceso sencillo, ya que antes de la transformación de estos compuestos en otros no tóxicos por medio de varias reacciones enzimáticas y no enzimáticas para su posterior excreción, los productos intermedios que surgen durante dicha transformación molecular pueden tener efectos citotóxicos, y llegar incluso a tener efectos carcinogénicos y/o mutagénicos para el propio organismo. De hecho, el potencial carcinogénicos de los HAPs para el consumo humano es debido a que los productos resultantes de su oxidación que se forman durante la primera etapa de su metabolismo en nuestro organismo son altamente reactivos (ATSDR, 1995; Hellou, 1996).

La presencia de este sistema enzimático se ha demostrado experimentalmente en distintas especies de peces e invertebrados, pero a la vista de la información existente es claro que se necesita un mayor esfuerzo de las administraciones para incrementar este tipo de estudios. En general, los peces y algunos crustáceos poseen sistemas enzimáticos MFO capaces de

transformar muchos HAPs en compuestos solubles en agua (Meador *et al.*, 1995) y, por consiguiente, pueden eliminarlos del organismo. No obstante, existen diferencias interespecíficas en la rapidez y eficacia de estos mecanismos de detoxificación, especialmente entre especies de vertebrados e invertebrados. La actividad enzimática es menor en invertebrados que en vertebrados y, por consiguiente, la inducción de la misma se producirá a niveles de contaminación más elevados en el caso de los invertebrados (Marsh *et al.*, 1992).

Los peces, que poseen sistemas MFO similares a los de mamíferos, y son capaces de metabolizar de manera rápida y eficaz los HAPs excretando los metabolitos resultantes como bilis (Varanasi *et al.*, 1989), tienden a bioacumular pocos HAPs en sus tejidos (Lawrence and Weber, 1984), y por consiguiente presentan un riesgo menor para la salud humana. Por el contrario, existen organismos que son incapaces de metabolizar los HAPs o que presentan una capacidad limitada para hacerlo, ya sea por la propia variabilidad del sistema MFO entre diferentes especies, o debido a un alto grado de contaminación ambiental que hace que el balance entre la cantidad de HAPs incorporados al organismo y la capacidad de biotransformación de éste sea negativo. En estos casos, diferentes tipos de organismos marinos, como los moluscos bivalvos (especialmente los de hábitos filtradores), podrán acumular los PAHs (sobre todo los de mayor peso molecular) en sus tejidos, pudiendo permanecer en ellos durante largos periodos de tiempo. A modo de ejemplo, tras el vertido del “Sea Empress” los mejillones intermareales permanecieron contaminados hasta 19 meses (Law *et al.*, 1999). El carácter hidrofóbico (o liposoluble) de los HAPs provoca que una vez incorporados al organismo tiendan a acumularse especialmente en aquellos tejidos con mayor contenido en grasas.

El grado de ingestión, ya sea directamente a partir del agua, del sedimento, o del alimento, y el grado de acumulación de HAPs en los organismos, y por tanto, el potencial peligro que representan estos recursos para la seguridad alimentaria en humanos dependerá de diversos factores:

- propiedades físicas y químicas de los PAHs (peso molecular, etc.).
- variables ambientales (materia en suspensión, materia orgánica disuelta, disponibilidad, temperatura, presencia de otros contaminantes, biodegradación, etc.).
- factores biológicos (metabolismo de los PAHs y tasas de depuración, nivel trófico y estrategias de alimentación del organismo, contenido en grasa del tejido, estado del ciclo vital, etc.) (McElroy *et al.*, 1989). En relación el metabolismo de los hidrocarburos policíclicos aromáticos, cuando el grado de ingestión de HAPs es elevado debido a una exposición crónica a hidrocarburos presentes en el agua y en el sedimento, la capacidad del organismo para eliminar estos compuestos puede verse reducida.

La capacidad para metabolizar HAPs que presentan los diferentes organismos marinos se revela como una característica importante para la seguridad alimentaria, especialmente si tenemos en cuenta que algunos de estos compuestos son potencialmente carcinogénicos para la especie humana. No obstante lo anterior, la toxicidad potencial de los recursos marinos no solo depende de su contenido en HAPs, y la ubicación de los mismos en el organismo, sino que está también influenciada por el tipo de uso o consumo del que es objeto en las distintas culturas humanas.

Existen factores sociales, de naturaleza cultural o de cualquier otra índole, que determinan la existencia de variabilidad entre poblaciones en el modo de consumo de los distintos recursos

marinos. Dos de estos factores que deben considerarse por su influencia directa en cuestiones de seguridad alimentaria son, por una parte, la frecuencia de consumo de productos del mar en general, y de cada tipo de recurso en particular, y también, el modo en que estos recursos son consumidos, en relación fundamentalmente a si se consumen enteros a algún tejido en particular. Cuando se consumen los organismos enteros, tal y como sucede con pequeños invertebrados como los moluscos bivalvos, el riesgo de contaminación es mayor ya que se incluyen los tejidos donde se acumulan preferentemente los HAPs, fundamentalmente el tejido hepático, e incluso el contenido de su tubo digestivo, en el que dependiendo del tipo de alimentación se pueden encontrar estos compuestos sin metabolizar, es decir, tal cual se encuentran en el ambiente externo.

Definición de riesgos

Dado que el fuel vertido por el buque *Prestige* está constituido por una mezcla compleja de hidrocarburos, y cada uno de ellos presenta distinto potencial tóxico en función de sus características físicas y químicas, resulta muy complicado determinar las consecuencias de su consumo individual. No obstante, los estudios realizados sobre los efectos de los HAPs sobre la salud humana, ya sea a nivel individual o por la acción conjunta de varios de ellos, demuestran que, en general, el consumo de este tipo de compuestos puede producir eventos de toxicidad aguda, con efectos inmediatos sobre el organismo, o crónica, que se manifiestan a medio o largo plazo, y que en ambos casos pueden llegar a tener efectos letales, al menos en algún sector de la población (Sax, 1979).

La toxicidad crónica de los HAPs, causada fundamentalmente por la ingestión de compuestos de alto peso molecular, puede dar lugar a diversos efectos, tanto carcinogénicos como no carcinogénicos. Dentro de estos últimos se han documentado eventos de genotoxicidad, alteraciones en el desarrollo embrionario, inmunosupresión, y también se han obtenido indicios de la aparición de efectos cardiovasculares como consecuencia de la intoxicación por HAPs. En cualquier caso, la mayor parte de los estudios realizados se han centrado en los efectos carcinogénicos de los HAPs, y como consecuencia, el cáncer se ha convertido en la referencia a la hora de evaluar el riesgo potencial de estos compuestos para la salud humana.

La relación entre el consumo de los HAPs y sus efectos patológicos sobre el organismo no es simple, sino que depende de diversos factores que configuran un determinado perfil de consumo. Estos factores son los que se utilizan para establecer los criterios que determinan la salubridad de los alimentos.

Criterios para la seguridad alimentaria

Es evidente que el conocimiento de la variabilidad de toda una serie de factores, como los analizados anteriormente, que informan sobre la probabilidad que los recursos alimentarios del mar estén contaminados es importante en términos de seguridad alimentaria, sobre todo cuando, como en el caso de la catástrofe del *Prestige*, intervienen en un número elevado y la complejidad del problema originado es de gran magnitud. En estos casos, en los que abarcar la totalidad del problema de seguridad alimentaria resulta imposible, es fundamental poder incrementar los esfuerzos analíticos y de control en general en aquellas zonas o aquellos recursos que por sus características sean potencialmente más susceptibles de estar contaminados.

No obstante lo anterior, lo que resulta definitivo en términos de seguridad alimentaria es conocer cuales son límites que se deben establecer para determinar la aptitud del alimento para el consumo humano, y los criterios utilizados para ello. En este sentido el mayor esfuerzo realizado, con gran número de estudios desarrollados, y que ha producido importantes avances, ha tenido lugar tras el vertido protagonizado por el *Exxon Valdez* en Alaska. En 1990, tras este vertido, la U.S. Food and Drug Administration (USFDA) elaboró un protocolo para la evaluación de riesgo y una serie de recomendaciones sobre la salubridad de los recursos alimentarios de la zona afectada en relación con los niveles de HAPS en sus tejidos (Bolger *et al.*, 1996; Bolger and Carrington, 1999). Los criterios fundamentales de este protocolo, que ha sido utilizado tras otros vertidos de hidrocarburos en Estados Unidos, y constituye actualmente una referencia internacional sobre el potencial tóxico de los HAPs, son los siguientes:

- En primer lugar, cuando tiene lugar un proceso de contaminación de gran alcance, como ha sido el vertido realizado por el *Prestige*, tarde o temprano han de tomarse decisiones sobre la recuperación de la actividad normal en la zona afectada. En nuestro caso, estas decisiones afectan directamente al inicio de la pesca y el marisqueo y, como consecuencia, al consumo de las especies sometidas a explotación. En este sentido, resulta imposible desde distintas perspectivas (económica, social, política, etc.) retomar dicha actividad garantizando el 100% de la normalidad en términos de seguridad alimentaria o, dicho de otro modo, es necesario asumir cierto riesgo.

El factor que contempla esta idea dentro del protocolo desarrollado por la USFDA es el denominado *nivel aceptable de riesgo*, y se define como el máximo nivel de riesgo carcinogénico a lo largo de la vida considerado como aceptable por los expertos en la materia ("*risk managers*"). El nivel de riesgo aceptable que se utiliza típicamente en los cálculos de riesgo carcinogénico es de $1 \cdot 10^{-6}$, lo cual implica que el consumo de un tejido con una determinada concentración de HAPs, que se consume con una frecuencia y durante un periodo de exposición al agente tóxico definidos, no debería producir un riesgo de cáncer a lo largo de la vida superior a 1:1000.000.

- La amenaza que supone un vertido tóxico para una población no se distribuye homogéneamente sobre ella, sino que afectará de manera particular, con diferente intensidad, a distintos grupos de individuos. En este sentido, otro factor que se ha incluido en el protocolo de la USFDA es el *peso corporal* del consumidor final, ya que influye directamente en los efectos patológicos que puede producir un compuesto tóxico ingerido en una dosis determinada, y con una frecuencia y un periodo de consumo definidos. En este sentido, existen determinados sectores de una población, como los niños, que están especialmente expuestos a los efectos tóxicos de los HAPs (o cualquier otro agente contaminante), y con los que se deberían extremar las precauciones. En general, para los adultos de la población estadounidense se suele utilizar un peso corporal medio entre 60-70 kg. No obstante, y dado que los límites de consumo permitidos para una determinada concentración de HAPs está linealmente correlacionado con el peso corporal, el protocolo desarrollado permite utilizar cualquier otro valor medio si es que la población estudiada así lo requiere.

- Dado que las diferentes especies presentan diferencias en su longevidad, los cálculos para el riesgo carcinogénico de un agente tóxico deben de ser corregidos en relación con este factor. En otras palabras, se tiene en cuenta la *duración media de la vida humana* ya que el riesgo de cáncer no debe evaluarse para un periodo ilimitado. El valor que se viene utilizando normalmente para este factor es de 70 años.

- El *potencial cancerígeno* del compuesto tóxico es otro de los criterios utilizados para la evaluación del riesgo de consumo de alimentos con HAPs. Sobre este criterio, aunque no se dispone de datos toxicológicos suficientes para todos los HAPs que, en principio, podrían resultar de interés para garantizar la salud humana, cabe destacar los estudios realizados sobre uno de estos compuestos, el benzo(a)pireno, que presenta un alto potencial cancerígeno. Los datos toxicológicos disponibles de este hidrocarburo son mucho mejores que los existentes para el resto de los HAPs, y es por ello que se utiliza como compuesto de referencia para estimar el potencial tóxico (cancerígeno) de otros hidrocarburos aromáticos policíclicos de interés.

Los valores que se manejan para determinar el potencial cancerígeno de los HAPs proceden de datos sobre la respuesta del organismo ante distintas dosis de benzo(a)pireno, obtenidos a partir de estudios epidemiológicos en humanos y de estudios de toxicidad animal (USEPA, 2000). El método utilizado para estimar el potencial cancerígeno del hidrocarburo se basa en las características de la curva que se obtiene al confrontar los pares de datos dosis-respuesta, particularmente en su parte inicial, correspondiente a las dosis más bajas del agente tóxico. De este modo se consigue que el método proporciona una estima conservadora sobre el potencial riesgo de cáncer del benzo(a)pireno. En este sentido, aunque normalmente en los estudios dosis-respuesta se utilizan altas dosis del contaminante, y sería necesario extrapolar estos datos para dosis menores que puedan ajustarse más a la realidad, el método aplicado implica que el riesgo cancerígeno real puede ser significativamente menor. La USEPA suele utilizar un factor de potencial cancerígeno de 7.3 por mg/kg·día para calcular los límites de consumo mensual.

- La *duración de la exposición* también incide directamente en el riesgo de consumo de alimentos con HAPs, ya que hace referencia al intervalo de tiempo durante el cual un organismo está expuesto al agente contaminante, es decir, consume alimentos contaminados procedentes de la zona afectada por el vertido. Evidentemente, el valor que puede ser atribuido a este factor dependerá de las características del vertido (composición química, cantidad de contaminante, etc.), que determinarán el tiempo de permanencia en el ambiente, y de las características de los recursos de la zona en cuestión (probabilidad de incorporación del contaminante, capacidad para excretarlo, etc.). Como consecuencia, los valores utilizados hasta la fecha para diferentes eventos de contaminación marina son muy variables (entre 2 y 70 años).

- Además de la duración del periodo de consumo de alimentos contaminados, se debe tener en cuenta la *tasa de consumo* durante el mismo. Este factor se define como la cantidad de alimento (expresada en gramos) que consume un individuo por día. Normalmente, se utiliza una estrategia conservadora para calcular la tasa de consumo individual, utilizando para ello datos correspondientes a un consumidor medio o alto de alimentos del mar. Independientemente de ello, es claro que la variabilidad interpoblacional en la tasa de consumo de pescado y marisco ha de ser muy alta, y por tanto, y de la misma forma que sucede con la duración de la exposición a la contaminación, este factor deberá ser calculado con especial cautela. A modo de referencia, para la población estadounidense se utiliza un valor medio de 7.5 g / persona·día. Para llegar a este valor se asume que un consumidor medio ingiere 227 g / mes de alimentos procedentes del mar. Es evidente que para muchas poblaciones de Galicia, igual que para algunas poblaciones de Estados Unidos (Fall, 1999; Scott *et al.*, 1992), este dato sería ampliamente superado. A modo de ejemplo, estudios

realizados sobre comunidades nativas de Alaska proporcionaron estimas de consumo de 164 g / persona·día (89 g de salmón, 52 g de otros peces, 21 g de crustáceos, 2 g de bivalvos).

Situación actual en España y la comunidad internacional

La legislación existente sobre límites de seguridad de los HAPs en alimentos, y en particular en pescado y marisco, es muy variable y muy escasa en el ámbito europeo, mientras que en otros países, fundamentalmente Estados Unidos y Canadá, se ha avanzado notablemente tanto en materia de prevención como en la confección de planes de gestión de mareas negras, incluyendo aspectos relativos a la seguridad alimentaria.

La escasa información sobre gestión de mareas negras en Europa y, en relación con ello, la insuficiente legislación existente sobre los límites de HAPs permitidos en alimento, dificulta la correcta valoración de los resultados analíticos que se puedan obtener y somete a la población europea a una situación de incertidumbre en términos de seguridad alimentaria. En el caso del medio marino, la legislación es escasa, no por la falta de peligro potencial, si no por que los eventos de contaminación aguda son escasos (normalmente asociados a mareas negras), aunque no por ello poco importantes.

Las principales referencias sobre legislación destinada al control de la cantidad de HAPs en alimentos, tanto a nivel nacional como internacional son las siguientes:

- En algunos países existe una normativa que limita el nivel máximo recomendado de **benzo(a)pireno** a 1ug/kg, especialmente en productos **ahumados**.
- La **U.S. Environmental Protection Agency** (Agencia de Protección Medioambiental de EEUU) (**USEPA**) ha catalogado 16 compuestos como potencialmente tóxicos (muchos de ellos carcinogénicos). No establece límites máximos, pero se considera internacionalmente como una referencia válida sobre el potencial tóxico de los HAPs.
- A raíz del desastre del *Erika*, la **Agencia Francesa de Seguridad Alimentaria** (AFSSA) estableció unos valores de referencia para determinar la aptitud para el consumo de productos pesqueros y marisqueros. En concreto, estableció dos tipos de delimitaciones:
 - Catalogó 6 compuestos (que también se incluyen en la normativa sobre el aceite), a partir de recomendaciones de la **Organización Mundial de la Salud** (OMS), y estableció como límites valores de 200 ug/kg en moluscos bivalvos, 40 ug/kg en crustáceos y cefalópodos y 20 ug/kg en peces.
 - Para los 16 compuestos catalogados por la USEPA estableció un límite de 500 ug/kg en moluscos bivalvos y 50 ug/kg en peces.
 - Para el caso del Prestige, la AFSSA ha modificado parcialmente los criterios anteriores, incrementando el límite a 200 ug/kg de los 6 compuestos de la OMS para cefalópodos y crustáceos y estableciendo 500 ug/kg para los compuestos de la USEPA y estos mismos organismos.
- Posteriormente, la UE inició trabajos para establecer una normativa al respecto, que seguía básicamente las recomendaciones francesas.
- En el caso español, sólo existe una referencia legislativa referida al **aceite de orujo de oliva**. El **Ministerio de Sanidad y Consumo** (BOE 26 Julio 2001) ha catalogado una serie de 8 HAPs para determinar la aptitud para el consumo de aceite de orujo de oliva. Se

establece un límite máximo de 2 ug/kg de aceite para cada compuesto individual y 5 ug/kg de aceite para el total de compuestos. Esta es la única legislación nacional existente sobre límites de HAPs en alimentos, y supone el reconocimiento oficial por parte de la administración española de su potencial toxicidad.

- La **Xunta de Galicia** (tal como se señala en la web <http://www.ccm-m-prestige.cesga.es/>) informa que, siguiendo criterios de la OMS, **Agencia Española de Seguridad Alimentaria** (AESA) y otras instituciones, se han establecido unos límites para el caso del *Prestige* que coinciden con los que ha manejado la UE y los que recomienda actualmente la AFSSA:
 - Para el total de los 6 compuestos de la OMS citados anteriormente, en el caso de moluscos se propone un límite máximo de 200ug/kg de peso seco y de 20 ug/kg de peso seco para peces. En la actualización de la web de 9 de Abril de 2003, se amplía el criterio de 200 ug/kg a crustáceos, equinodermos y cefalópodos. Esta propuesta no ha aparecido en legislación oficial hasta el momento. La Xunta de Galicia está utilizando este criterio en sus evaluaciones.
- Por último, existen evidencias claras del potencial tóxico de los **derivados alquilados de los HAPs** así como de aquellos sulfurados (que contienen **azufre**), aunque no existen valores guía para este tipo de compuestos. Aún así, estudios recientes sugieren que su toxicidad en algunos casos puede ser similar o incluso superior a la del benzo(a)pireno.

Las recomendaciones de la Xunta de Galicia, AESA y AFSSA para el establecimiento de valores guía o límites de seguridad alimentaria en niveles de HAPs en recursos pesqueros presenta ciertas ambigüedades:

- En ocasiones se presentan valores guía (sin establecer una relación específica con los límites máximos dentro de los que se permite la comercialización del producto), mientras que en otros se denominan límites de seguridad (apareciendo como criterio directo de obligado cumplimiento para la apertura / cierre de la explotación).
- No describen la metodología analítica a emplear, información que resulta imprescindible para poder valorar los resultados obtenidos. De hecho el BOE referido al aceite de orujo de oliva describe con gran detalle las cuestiones analíticas.
- Los límites se refieren a la parte comestible (aunque en muchas ocasiones este hecho no se indica), pero no explicitan si los valores límite se refieren a tejidos concretos o al animal completo (cuestión importante pues en animales grandes, como la mayoría de peces, crustáceos y cefalópodos, dado que la analítica debe realizarse separadamente para cada tejido, cada uno de ellos tiene tasas de acumulación diferentes, y en muchos de ellos se consumen otros tejidos además del muscular).
- No justifican por que los límites máximos difieren en peces, moluscos y crustáceos, cuando los efectos para la salud humana deberían ser equivalentes. Sólo la AFSSA expone algunos argumentos, que realmente sólo justifican las diferencias en los niveles de acumulación en organismos, pero no por qué los efectos sobre la salud humana difieren entre grupos.
- No explican las bases de la estimación del límite, excepto en el caso de la AFSSA, que debe estar basado en estimaciones de la frecuencia de consumo por la población de esos productos y el peso corporal medio. Sin embargo, recientemente la Unión Europea (Diciembre 2002) ha publicado información sobre esta cuestión. A modo de

ejemplo, la Food and Drug Administration de Estados Unidos (FDA) americana si ha publicado protocolos de cálculo detallados.

Parece, a la vista de la escasa legislación y de las recomendaciones establecidas que no solo no se tienen en cuenta buena parte de dichos factores, sino que se incluyen otros que obedecen a cuestiones o intereses contrapuestos con los objetivos de la seguridad alimentaria.

La seguridad alimentaria y la catástrofe del *Prestige*

A la hora de evaluar el impacto del vertido del *Prestige* sobre la aptitud para el consumo de los recursos pesqueros y marisqueros de Galicia, no podemos olvidarnos de lo ya expuesto anteriormente sobre los criterios que se han de seguir para establecer los límites máximos permitidos para el consumo de determinados HAPs en nuestro organismo. Si bien el uso de criterios racionales para establecer los límites de seguridad alimentaria respecto a la ingesta de compuestos potencialmente tóxicos resulta obvio, a nuestro juicio esto no ha sucedido ni sucede actualmente en Galicia a raíz del desastre del *Prestige*, ni tampoco en España y en Europa después de los vertidos de hidrocarburos al mar producidos en los últimos años.

Solamente desde la experiencia adquirida tras un largo e intenso trabajo realizado en un contexto libre de cualquier tipo de influencias que no sean las estrictamente derivadas de cuestiones de índole científica es fácil darse cuenta de la falta de rigor existente en materia de seguridad alimentaria tras un vertido de hidrocarburos al mar. Una prueba muy clara de ello es la interpretación diametralmente opuesta de los resultados analíticos que surge cuando se aplican las diferentes recomendaciones o normas, según el caso, existentes en la actualidad en el marco autonómico, nacional, y europeo. Las discrepancias en la interpretación de los resultados sobre la aptitud para el consumo humano de productos del mar contaminados por HAPs, todavía son más acusadas, cuando se comparan las recomendaciones europeas con las que se manejan en otros países, como Estados Unidos y Canadá, que a raíz de su experiencia en mareas negras han realizado numerosos estudios sobre las consecuencias provocadas por vertidos de hidrocarburos en el mar.

Como ya se ha comentado anteriormente en España solamente existe una normativa legal sobre los límites máximos admitidos de HAPs para el consumo humano (BOE 26 Julio 2001). Dicha normativa se refiere al consumo de aceite de orujo de oliva y afecta a ocho compuestos, seis de los cuales son los que maneja la Xunta de Galicia, algunas agencias europeas de seguridad alimentaria, como la AESA (Agencia Española de Seguridad Alimentaria) y la AFSSA (Agencia Francesa de Seguridad Alimentaria), y la Organización Mundial de la Salud (OMS).

Cuando, teniendo en cuenta dicha normativa, se analizan los resultados obtenidos por el Grupo de Biología y Pesquerías de Recursos Marinos de la Universidad de A Coruña sobre el grado de contaminación por HAPs de las muestras de un elevado número de recursos pesqueros y marisqueros como consecuencia de la marea negra ocasionada por el accidente del *Prestige* (datos no publicados), se obtiene una imagen diferente de la que surge al aplicar los criterios que sigue la Xunta, la AESA y la AFSSA, y que hasta el momento solo tienen el rango de recomendaciones. Tomando como referencia los límites de obligado cumplimiento que aparecen en el BOE de 26 de Julio de 2001 sobre el consumo de 8 HAPs potencialmente tóxicos, en la mayoría de los recursos marisqueros analizados a finales del invierno y principios de la primavera de 2002 las muestras con niveles prohibidos de HAPs superan el 95%, mientras que aplicando las recomendaciones de la Xunta de Galicia, la AESA, o la

AFSSA, en la mayoría de los recursos o especies estudiadas no se supera el 20% de resultados positivos.

En el caso de los recursos pesqueros, la situación es similar, incrementándose el porcentaje de resultados positivos al aplicar los únicos criterios legales existentes (BOE), especialmente en el caso de los crustáceos y los cefalópodos. En ambos casos, en la mayoría de las especies estudiadas se pasa de resultados totalmente negativos (0% de las muestras analizadas) cuando se aplican las recomendaciones de la Xunta de Galicia, a porcentajes de muestras contaminadas en torno al 50 o 60% al considerar la normativa del BOE, como sucede en la centolla, la nécora, el pulpo o la sepia.

En los peces, las diferencias observadas cuando se utilizan las recomendaciones de la Xunta, AESA y AFSSA, frente a las normas de obligado cumplimiento del BOE, la interpretación de los resultados, si bien refleja diferencias en el mismo sentido que las ya comentadas para diferentes grupos de invertebrados, éstas no son tan acusadas. La explicación de esta reducción en la discrepancia entre criterios cuando se analizan los resultados del contenido de HAPs en tejidos de peces, se debe a que en estos organismos los límites de seguridad alimentaria recomendados por la Xunta de Galicia, la AESA, y la AFSSA son mucho menores que para otro tipo de organismos, como es el caso de diferentes grupos de invertebrados pertenecientes a los moluscos, crustáceos y equinodermos. Esta es una cuestión clave, y claramente discrepante entre algunos países europeos, como Francia y España, y otros países como Estados Unidos y Canadá, ya que estos últimos no hacen distinciones entre tipos de organismos o recursos alimentarios, sino que establecen límites máximos de consumo de tejidos contaminados por distintos tipos de HAPs tóxicos, en función de su concentración en el tejido en cuestión.

Los países como Estados Unidos y Canadá, que han invertido gran cantidad de recursos y acumulan una mayor experiencia en todo tipo de estudios sobre las repercusiones de las mareas negras en el medio marino, y sus consecuencias sobre la población, manejan límites de seguridad alimentaria inferiores a los que se están utilizando en el caso del *Prestige*, lo cual es todavía más sorprendente si se tiene en cuenta que dichos límites se establecen con respecto a una población que consume productos del mar en cantidad y frecuencia considerablemente más bajas que en España y, sobre todo en Galicia. No obstante, las limitaciones que establece el BOE sobre contenido en HAPs del aceite de orujo de oliva son tan rigurosas, o incluso, más que las empleadas en estos países. Cuando se aplican los valores exigidos en dicho BOE a las muestras de pescado y marisco afectadas por el *Prestige*, el porcentaje no apto para el consumo es en muchos casos superior al resultante de aplicar los valores que se manejan en Norteamérica. Si, como acabamos de explicar, los únicos límites establecidos oficialmente en España sobre el consumo de HAPs en alimentos son, cuando menos, tan rigurosos como los empleados en países más avanzados tecnológicamente, y con numerosos estudios sobre los efectos de las mareas negras sobre los alimentos, y si estos límites redundan en una mayor garantía de seguridad alimentaria para la población, la pregunta que surge de manera inmediata es: ¿Por qué razón no se ha aplicado una adaptación de dicha normativa en vez de utilizar unas recomendaciones mucho más flexibles y, por tanto, potencialmente más peligrosas para la salud humana?

En nuestra opinión, resulta evidente la necesidad urgente de realizar un trabajo serio sobre seguridad alimentaria en relación con la repercusión de las mareas negras que, como ya ha quedado patente en distintas ocasiones, suponen un peligro potencial para nuestras costas. Para ello, se deben establecer criterios muy claros y racionales que se puedan adaptar a las

características de los distintos tipos de comunidades de diferentes localidades, dejando al margen cualquier influencia de índole política o socioeconómica. Dichos criterios han de referirse a cuestiones relacionadas con el nivel de riesgo que se quiere asumir para la población; la estructura poblacional en términos de peso medio de los individuos que la integran; la duración media de su vida; el potencial tóxico sobre el organismo humano de diferentes compuestos, ya sea de forma individual o colectiva; la duración esperada de la exposición al vertido por parte de la población, y su frecuencia media de consumo de productos potencialmente contaminables.

4. Bibliografía

Bolger, M., S. H. Henry, and C. D. Carrington, 1996. Hazard and risk assessment of crude oil contaminants in subsistence seafood samples from Prince William Sound. *American Fisheries Symposium 18* :837-843.

Bolger, M. and C. Carrington, 1999. Hazard and risk assessment of crude oil in subsistence seafood samples from Prince William Sound: lessons learned from the *Exxon Valdez* . In L. Jay Field et al.(eds.).*Evaluating and Communicating Subsistence Seafood Safety in a Cross-Cultural Context: Lessons Learned from the Exxon Valdez Oil Spill*. Pensacola: Society of Environmental Toxicology and Chemistry. pp.195-204.

EPA (1986). Quality criteria for water. EPA 440/5-86-001.

Fall, J.A., 1999. Changes in subsistence uses of fish and wildlife resources following the Exxon Valdez oil spill. In: L. Jay Field et al.(eds). *Evaluating and Communicating Subsistence Seafood Safety in a Cross-Cultural Context: Lessons Learned from the Exxon Valdez Oil Spill* .Pensacola: Society of Environmental Toxicology and Chemistry. pp.51-104.

Freire J, L Fernández, E González-Gurriarán & R Muiño (2003). Impacto ambiental da marea negra do Prestige: efectos sobre os ecosistemas mariños e os recursos pesqueiros. Papel da comunidade científica na resposta á crise. En, ¿Qué foi do Prestige?. Balance ecolóxico e social sobre as causas e efectos do afundimento do Prestige. J. Cabrera & A García-Allut (eds.). Ed. Sotelo Blanco.

Informe Técnico CSIC '*Prestige*' Número 01. Caracterización del vertido y evolución preliminar en el medio. <http://csicprestige.iim.csic.es/>

Informe Técnico CSIC '*Prestige*' Número 02. Presencia de metales pesados en la zona de hundimiento del petrolero Prestige y composición de metales y complejantes del fuel emulsionado de la costa. <http://csicprestige.iim.csic.es/>

IEO (2003a). Informe nº 1. Contenido de hidrocarburos en la columna de agua. Disponible en http://www.ieo.es/Prestige/IEO_Prestige_intro.html/.

IEO (2003b). Informe nº 2. Contenido de hidrocarburos en el sedimento. http://www.ieo.es/Prestige/IEO_Prestige_intro.html/

IFREMER (2002). Surveillance du milieu marin. Travaux du Réseaux National d'Observation de la qualité du milieu marin. Edition 2002. <http://www.ifremer.fr/envlit/surveillance/rnopublis.htm/>

IPIECA (Internacional Petroleum Industry Environmental Conservation Association) (1995). Biological impacts of oil pollution: rocky shores. IPIECA Report Series 7. <http://www.ipieca.org/>

IPIECA (2000). Biological impacts of oil pollution: sedimentary shores. IPIECA Report Series 9. <http://www.ipieca.org/>

Labarta U (coordinador), J Albaigés, JM Bayona, E Fernández Suárez, J Freire & F Vilas (2003). El Prestige en los mares de Galicia. Una visión desde la ciencia. En, La huella del Prestige. Ed. La Voz de Galicia.

Law, R.J. and J. Hellou. 1999. Contamination of fish and shellfish following oil spill incidents. *Environmental Geoscience* 6:90-98.

Law, R.J. , C.A. Kelly, K.L. Graham, R.J. Woodhead, P.E.J. Dyrinda, and E.A. Dyrinda, 1997. Hydrocarbons and PAHs in fish and shellfish from southwest Wales following the *Sea Empress* oil spill in 1996. In *Proceedings 1997 International Oil Spill Conference* , Fort Lauderdale, Florida, April 7-10,1997,pp.205-211.

Lawrence, J.F. and D.F. Weber, 1984. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in some Canadian commercial fish, shellfish, and meat product by liquid chromatography with confirmation by capillary gas chromatography-mass spectrometry. *J. Agric. Food Chem.* 32: 789-794 (Cited from Eisler, 1987).

Marsh, J.W. ,J.K. Chipman, and D.R.Livingstone, 1992.Activation of xenobiotics to reactive and mutagenic products by the marine invertebrates *Mytilus edulis* , *Carcinus maenus* , and *Asterias rubens*. *Aquatic Toxicology* 22:115-128.

McElroy, A.E., J.W. Farrington, and J.M. Teal, 1989. Bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. *In: U. Varanasi (ed.) Metabolism of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment.* p. 1-39.

Meador, J.P., R. Stein, and U. Varanasi, 1995. Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by marine organisms. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 143:79-165.

Porte C., X. Biosca, D. Pastor, M. Solé & J. Albaigés (2000). The *Aegean Sea* oil spill. 2. Temporal study of the hydrocarbons accumulation in bivalves. *Environmental Science and Technology* 35:5067-5075.

Ros Vicent J. (ed.). (1996). Seguimiento de la contaminación producida por el accidente del buque *Aegean Sea*. Ministerio de Medio Ambiente.

Sánchez F. (2003). Informe nº 14. Presencia de fuel en el fondo de la plataforma de Galicia y mar Cantábrico. Situación en primavera de 2003. http://www.ieo.es/Prestige/IEO_Prestige_intro.html/

Sánchez F. & I. Olaso (en prensa). Ecological Modelling

Sánchez F., A. Punzón & A. Serrano (2003). Informe nº 9. Presencia y cuantificación de fuel en el fondo de la plataforma del mar Cantábrico. http://www.ieo.es/Prestige/IEO_Prestige_intro.html/

Sax, N.I., 1979. Dangerous properties of Industrial Materials. Fifth Edition. New York, N.Y. Van Nostrand Rheinhold. p. 331, 843.

Scott, C.L., A.W. Paige, G. Jennings, and L.Brown,1992. Community profile database catalog. Technical Paper 104. Juneau:Alaska Department of Fish and Game, Division of Subsistence.

Shigenaka G. (ed.) (1997). Integrating physical and biological studies of recovery from *Exxon Valdez* oil spill. NOAA Technical Memorandum NOS ORCA 114. NOAA Disponible en la web de National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), Office of Response and Restoration: <http://response.restoration.noaa.gov/>

Varanasi, U., J.E. Stein, M. Nishimoto, 1989. Biotransformation and disposition of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH)in fish. In: U. Varanasi (ed.). *Metabolism of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment*. Boca Raton, Florida: CRC Press. pp. 94-149.

Villamar B. (2003). Informe nº 10. Operatividad de las artes de pesca cerco y línea de mano ante la presencia de fuel ene. Cantábrico. http://www.ieo.es/Prestige/IEO_Prestige_intro.html