

IMPLICACIONES ECONÓMICAS DE LA NUEVA LEGISLACIÓN EN RESPONSABILIDAD AMBIENTAL

ARMONÍA BORREGO GÓMEZ

PERE RIERA(*)

Departamento de Economía Aplicada
Universidad Autónoma de Barcelona.

El día 30 de Abril de 2007 entró en vigor en España una regulación sobre daños al medio ambiente que sigue la directiva europea de responsabilidad ambiental, que a su vez se basa en la legislación norteamericana. Un breve repaso histórico puede ayudar a poner en contexto la actual legislación y a comprenderla algo mejor.

Tras el accidente del Exxon Valdez en las costas de Alaska en 1989, los tribunales debían decidir sobre sanción a la empresa Exxon en caso de ser declarada culpable. El fiscal propuso que Exxon pagara una multa equivalente al valor del daño causado (Carson *et al.*, 2003), de acuerdo a la estimación realizada con el método de valoración contingente (Mitchell y Carson, 1989). La aplicación de dicho método se acometió mediante una encuesta donde se preguntaba a una muestra representativa de los ciudadanos de los Estados Unidos (no sólo de Alaska) por su disposición a pagar para evitar un daño ambiental parecido. Aunque la media por habitante fuera modesta, la suma total en dólares era muy elevada, teniendo en cuenta que debía multiplicarse la media de la disposición al pago por el número de habitantes. Las partes en litigio llegaron a un acuerdo, por lo que el proceso judicial no culminó en resolución por parte de un jurado. Sin embargo, se abrió el debate de si los métodos de

valoración económica eran aceptables en los tribunales, y en su caso, cuáles de ellos, para valorar daños a los recursos naturales. El Estado de Alaska argumentaba a favor de usarlos, particularmente el método de valoración contingente. La empresa Exxon proponía excluir el uso de este método para cuantificar multas ambientales.

La administración tomó la iniciativa de legislar al respecto para casos posteriores, tras escuchar a las partes. Así, se constituyó un comité de expertos con Kenneth Arrow y Robert Solow (Arrow *et al.*, 1993) en la cabeza para determinar si era adecuado el uso de la valoración contingente para estimar el valor de los daños ambientales. Su conclusión fue afirmativa, siempre que se realizara con un buen nivel de calidad, para lo cual daban una serie de consejos. Al final, la administración primó la compensación física, pero sin abandonar la opción económica. Es decir, si se realizaba un daño a la naturaleza, éste

debía repararse «completamente». Si no era posible su reparación física, o era particularmente problemática, o simplemente se acordaba por las partes implicadas, la reparación económica aparecía como alternativa, y en este caso los métodos de valoración, incluido el de valoración contingente, eran aceptados.

En una primera interpretación, que luego se matizará en la sección de análisis coste-beneficio, reparar «completamente» significa que la sociedad al final sea indiferente entre el daño más su reparación o que no se hubiera provocado dicho daño. Ello conlleva un matiz importante, sobre el que se insiste más adelante en este artículo. Si el daño ambiental ocurre hoy, y se repara completamente dentro de unos años, devolviendo el medio ambiente al nivel de calidad que hubiera tenido de no haber sufrido el daño, queda todavía una pérdida para la sociedad por los años en los que la calidad ambiental era peor. Compensar «completamente» significa compensar también por el daño temporal en esos años, por ejemplo, obteniendo al final un nivel de calidad ambiental algo superior al que se tendría de no haber sufrido el daño. Así la sociedad lograría el nivel de indiferencia deseado. Esta es la base de los análisis de equivalencia que se incorporan como instrumento de trabajo en la regulación norteamericana.

Tras varios años de experiencia en la aplicación de esos análisis de equivalencia en aquel país, principalmente en términos físicos, pero también con aplicaciones económicas, la Comisión Europea se planteó incorporarlos a los países de la Unión mediante una directiva de responsabilidad ambiental. Ésta se aprobó en 2004. Dictaba que en tres años los estados miembros debían trasponer la directiva a su sistema legislativo para que entrara en vigor el 30 de Abril de 2007. El primer caso de aplicación en Europa se dio en España, en la Isla de Gran Canaria (playa de Las Gaviotas) tras la rotura de una conducción de combustible.

La trasposición de la directiva en España se aprobó finalmente en otoño de 2007, aunque con efectos retroactivos a 30 de abril del mismo año. Se trata de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental. Respecto a la directiva europea, la ley española es algo más ambiciosa, expandiendo alguno de sus aspectos. Por ejemplo, la directiva contempla su aplicación en tres supuestos: (a) los daños a las especies y hábitats naturales protegidos; (b) los daños a las aguas; y (c) los daños al suelo cuando supongan un riesgo significativo para la salud humana. La trasposición española introduce un cuarto supuesto, los daños a la ribera del mar y de las rías, que menciona explícitamente. Además, en el primer supuesto no precisa que deban ser

especies o hábitats protegidos y en el último añade a los efectos adversos sobre la salud humana los efectos adversos sobre el medioambiente.

En ambos textos, el europeo y el español, se contempla la llamada responsabilidad objetiva en algunos casos, y la subjetiva en otros. Bajo la primera, una serie de actividades empresariales como la gestión de residuos, emisiones autorizadas, transporte de productos peligrosos o contaminante, entre otras, están sujetas a la reparación del daño, cualquiera que sea su coste, aunque no exista dolo, culpa o negligencia. Para el resto de actividades, se le exige la reparación al responsable del daño cuando medie dolo, culpa o negligencia (responsabilidad subjetiva). A las actividades bajo responsabilidad objetiva (las que deben reparar aún no siendo negligentes) se les exige, además, garantías financieras para poder hacer frente a los potenciales daños.

Dichas garantías pueden tomar la forma de pólizas de seguro, avales bancarios o fondos propios de reserva específicos, y podrían ser de hasta 20 millones de euros. Aunque los detalles, incluida la fecha de aplicación obligatoria, se especificarán en el reglamento que desarrollará la ley, la administración estima en unas 5000 las empresas industriales que deberán proceder a la obtención de garantías financieras, y en muchas más las empresas de transporte de mercancías peligrosas y las empresas agrarias afectadas (pero quedan exentas las empresas públicas y organismos oficiales), con una estimación inicial del coste en primas de unos 100 millones de euros anuales (Márquez, 2006).

En lo que sigue, este artículo describe los análisis de equivalencia, como aportación fundamental de este conjunto legislativo, y los evalúa dentro del marco del análisis coste beneficio. Tras ello, introduce una pequeña reflexión sobre el tratamiento temporal y la creación de bancos de hábitats.

ANÁLISIS DE EQUIVALENCIA †

El análisis de equivalencia es una herramienta de estudio cuantitativo que se basa en equiparar la extensión de daños ambientales y su reparación. Una vez producido un daño al entorno, éste ocasiona pérdidas físicas que suelen requerir de un tiempo razonable para su recuperación. En consecuencia, a menudo existen servicios o recursos naturales afectados que no pueden desempeñar temporalmente sus funciones habituales en toda su magnitud. En términos de análisis de equivalencia éstas representan las pérdidas provisionales que deben recuperarse en equivalencia con medidas de reparación apropiadas. El

uso de los análisis de equivalencia implica, por tanto, estimar la cantidad de reparación requerida para compensar las pérdidas provisionales de servicios o recursos ambientales que han tenido lugar durante la recuperación, es decir, hasta la fecha en que el recurso natural se haya recuperado por completo.

Atendiendo a las unidades de medida, los análisis de equivalencia consideran típicamente dos posibilidades para calcular la magnitud de las medidas de reparación o restauración ambiental equivalentes al daño. Una de ellas es de equivalencia en términos físicos o ecológicos entre las unidades dañadas por el incidente y las unidades que se han de proveer como compensación (árboles, hectáreas de humedal, peces, etc.), mientras que la otra posibilidad es la aplicación del análisis mediante unidades monetarias correspondientes al valor del daño y al valor de los beneficios ambientales que se proporcionan en la compensación.

El análisis en términos no monetarios tiene básicamente dos variantes, la equivalencia recurso-recurso y la equivalencia servicio-servicio. Las equivalencias en términos monetarios toman también dos variantes, la valor-valor y la valor-coste. Dependiendo de la opción adoptada los resultados estarán expresados en distintas unidades de medida. La Ley de Responsabilidad Medioambiental da clara prioridad a las equivalencias no monetarias. Sin embargo, considera también las monetarias, bajo determinadas circunstancias:

«Si no es posible utilizar criterios preferentes de equivalencia recurso-recurso o servicio-servicio, se aplicarán técnicas de valoración alternativas. La autoridad competente podrá prescribir el método para determinar la magnitud de las medidas reparadoras complementarias y compensatorias necesarias. Si es posible valorar los recursos naturales o servicios de recursos naturales perdidos pero no es posible valorar los recursos o servicios de reposición en un plazo o con unos costes razonables, la autoridad competente podrá optar por medidas reparadoras cuyo coste sea equivalente al valor monetario aproximado de los recursos naturales o servicios de recursos naturales perdidos». (Anexo II, 1.2.3, primer párrafo).

En primera instancia, los análisis de equivalencia requieren una evaluación inicial con la descripción del escenario accidental, con referencia al momento en que se produjo o descubrió el daño. Mediante el análisis correspondiente se identifica el daño causado a los recursos afectados. La información resultante debe permitir determinar si las dimensiones del daño son de carácter significativo evaluado en relación con el estado de conservación que tenía al producirse el daño (estado básico). De esta mane-

ra se puede verificar la pertinencia o no de aplicar el análisis de equivalencia.

Entre los datos medibles para la cuantificación de los daños suelen incluirse el número de individuos dañados o bien, la extensión de su zona de presencia; unidades biofísicas afectadas potencialmente; grado de intensidad del deterioro, incluida la duración y reversibilidad de los daños; importancia cultural del servicio o recurso dañado evaluada en el plano local, regional o comunitario; especificación y rareza de la especie o hábitat dañado y su grado de amenaza, entre otros.

Una vez analizados los daños se estudian acciones que permitan restituir el entorno a su estado básico. Pero mientras las medidas reparadoras no se llevan a cabo y hasta que se llega de nuevo al estado básico, se producen temporalmente pérdidas en el nivel de servicios o recursos naturales. Son las llamadas pérdidas provisionales. La estimación de las medidas reparadoras adecuadas para compensar las pérdidas provisionales suele realizarse en dos partes: Primero, se cuantifican los recursos o servicios naturales perdidos provisionalmente debido al impacto ambiental (el débito) expresadas en unidades de servicios o recursos dañados, o en unidades monetarias. Segundo, se determina la cantidad de servicios que deben proveerse (o crédito) para compensar las pérdidas provisionales tomando en cuenta el tiempo desde que ocurrió el incidente hasta la plena restitución del recurso o servicio ambiental.

Para ello a menudo se establece una equivalencia unitaria entre créditos y débitos. Es decir, se estima a cuántas unidades de débito equivale una unidad de crédito. Por ejemplo, a cuántas hectáreas de bosque de pinos equivale una hectárea de bosque de encinas. Una vez establecida la equivalencia unitaria, se procede a «escalar» esa equivalencia para calcular la cantidad total de créditos. Por ejemplo, si durante la cuantificación de los débitos se ha dejado de recibir servicios forestales equivalentes a 1000 hectáreas de pinos y una hectárea de pinos diera el mismo servicio que media de bosque de encinas, se escalaría la estimación de créditos hasta 500 hectáreas de encinas. Una vez identificados los créditos que equivalen a los débitos, se puede proceder a la compensación.

Por lo tanto, en el contexto del análisis de equivalencia el débito representa la cuantificación de los daños provisionales o temporales ocasionados por el impacto ambiental, mientras que el crédito expresa la cantidad de recursos o servicios necesarios para una adecuada compensación que se obtendrá con la restauración. Como la cuantificación de créditos y débitos que se realiza para servicios o recur-

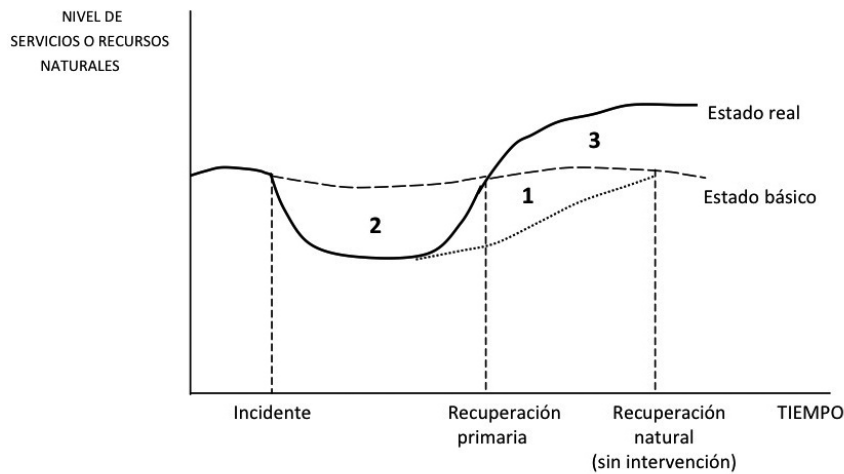


GRÁFICO 1

REPARACIÓN DEL DAÑO AMBIENTAL: RECUPERACIÓN NATURAL (ÁREAS 1 + 2), PÉRDIDAS PROVISIONALES O DÉBITO (ÁREA 2) Y REPARACIÓN COMPENSATORIA (ÁREA 3).

FUENTE:
Elaboración propia

Los recursos naturales corresponden a distintos períodos, debe introducirse un correcto tratamiento temporal. Para ello, se aplica una tasa de descuento al agregar daños y beneficios que acontecen en distintos períodos. Así, el volumen total de créditos y de débitos se suele expresar en términos actualizados. Es práctica habitual en Estados Unidos tomar un valor de 3% para la tasa de descuento real; sin embargo, este valor puede diferir en distintos países.

Así pues, la restauración completa del medioambiente requiere la adopción de al menos dos medidas de reparación: medidas de reparación primaria y medidas compensatorias. Además, puede que se requiera también una reparación complementaria, si la primaria no consigue restablecer el estado básico. El proceso de restauración inicia con la reparación primaria o acelerada, que tiene como objetivo adoptar medidas correctoras razonables que aproximan los recursos naturales dañados a su estado original o básico, es decir, aquel en que se hubiesen hallado los recursos naturales de no haberse producido el daño ambiental. Por ejemplo, con la retirada o eliminación del agente desencadenante del daño, con una reposición o regeneración del recurso afectado o con acciones que permitan evitar la invasión de especies alóctonas.

El estado básico puede determinarse mediante datos históricos existentes, inventarios u otros datos de referencia. En caso de no existir información previa, se suele utilizar información de alguna zona con características similares al área dañada, o se aplica cierta modelización. En el gráfico 1, el estado básico queda representado por la línea aproximadamente horizontal, en parte sólida y en parte a trazos. El incidente hace diferir el estado básico del estado real

de nivel de servicios o recursos naturales. Este último se representa mediante la línea sólida fluctuante. El área 2 muestra la diferencia en servicios ambientales desde el momento del daño al de la recuperación del estado básico gracias a la reparación primaria. En otras palabras, corresponde al débito o pérdida provisional.

En general, las medidas estudiadas en la reparación primaria buscan la restitución acelerada porque a mayor tiempo que el recurso dañado tarda en volver a su estado original, mayores medidas de reparación compensatoria serán requeridas. No obstante puede existir la posibilidad de optar por una recuperación natural, es decir, sin intervención directa en el proceso de recuperación. La línea de puntos en la figura 1 muestra como la recuperación sería más lenta si no se produjera la reparación primaria. La suma de las áreas 1 y 2 corresponde al daño que se tendría a lo largo del tiempo, en caso de no intervenir.

Por otra parte, están las medidas de reparación compensatoria. Éstas corresponden a los créditos en forma de mejoras extras ambientales. Gráficamente corresponde al área 3. Entre los ejemplos de reparación compensatoria podrían mencionarse la aportación de mejoras adicionales a las especies en el mismo lugar, creación de nuevos hábitats en un lugar distinto al afectado que garanticen un aumento de la población existente, o la creación de proyectos preventivos.

En algunos casos, sin embargo, la reparación primaria no da lugar a la restitución del medio ambiente por la naturaleza irreparable, por lo menos parcialmente, del recurso natural, porque no es oportuna la intervención humana en el proceso de recuperación o por cualquier otra razón. En esas ocasio-

nes, se requiere una reparación complementaria que proporcione recursos suficientes para alcanzar el estado básico. De nuevo, la reparación complementaria puede ser *in situ* o en otro lugar. Puede incluso recurrirse a bancos de hábitats, como se explicará más adelante.

Los análisis de equivalencia permiten bastante flexibilidad y distintas variantes en su aplicación, usando distintas unidades físicas, o monetarias, mirando a los recursos naturales o a los servicios de los hábitats, incorporando el descuento temporal, reparando en el mismo sitio o en lugar distinto, siempre que los beneficios obtenidos en la compensación sean aproximadamente igual a las pérdidas en que se ha incurrido después de un incidente ambiental.

ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO ‡

Cabe preguntarse, sin embargo, si los análisis de equivalencia están de acuerdo con los análisis coste-beneficio sociales (ACB) como sugiere (Flores y Thacher, 2002), o si por el contrario no garantizan que el conjunto de la sociedad tenga más ganancias que pérdidas con la aplicación de la ley, como argumenta Riera (2008).

Puede parecer que el análisis de equivalencia busca dejar al conjunto de la sociedad indiferente entre el daño plenamente compensado (reparación primaria, compensatoria y complementaria, en su caso) o que no se produjera el daño. Es decir, que no haya ni ganancia ni pérdida social neta en conjunto. Un examen más detallado, sin embargo, muestra algo distinto.

Supóngase una actividad de transporte de carburante, ya sea por carretera, por viaducto, o cualquier otra forma, en la que se produce un accidente con resultado de daño ambiental. Supóngase también que al aplicar un análisis recurso-recurso, o servicio-servicio, el entorno se restaura en equivalencia. El resultado del análisis coste-beneficio de la reparación sería en este caso positivo, negativo o neutro, dependiendo de si los costes de reparación en los que incurre el operador son menores, iguales o mayores que los beneficios de la restauración. Por ejemplo, si el daño ambiental fuera relativamente menor y el coste de reparar las especies o los hábitats muy grande, sería seguramente de esperar que el valor presente neto de la reparación fuera negativo.

Más interesante es quizás el caso del análisis de equivalencia valor-valor y valor-coste. La comparación en términos de valor-valor es más inmediata. El primer «valor» corresponde a la pérdida social de

utilidad por el daño ambiental (débito), y el segundo a la ganancia por reparación (crédito). De nuevo, si el coste de reparar es menor que la ganancia de bienestar por reparación, el resultado del ACB será positivo, pero en caso contrario será negativo.

En la expresión valor-coste, el «coste» es el de reparar, que se iguala al valor en términos de pérdida de bienestar por el daño. Por ejemplo, si el carburante derramado causa un daño provisional por valor de 100 unidades monetarias, el coste que se le exige invertir al operar en reparación compensatoria bajo la equivalencia valor-coste es también de 100. Que el ACB de la inversión sea positivo, neutro o negativo dependerá de si con esas 100 unidades monetarias se consigue una mejora de bienestar mayor, igual, o menor que la de la pérdida.

El aspecto interesante y distinto de este caso en comparación con los anteriores reside en la naturaleza generalmente no rival de los servicios ambientales, pero rival en los costes de reparación. La agregación del valor en un cambio ambiental no rival es la suma de todos los valores individuales. Supóngase que el servicio ambiental de un espacio natural se valora de media en 1 unidad monetaria por persona. Si los afectados son 100 agentes, la pérdida de este servicio sería de 100, y el coste de restauración sería de 100 en un análisis valor-coste. Supóngase además que la restauración que se obtiene también se valora en 1. El análisis valor-valor coincidiría con el valor-coste. Supóngase ahora que en lugar de afectar a 100 individuos, afectara a 1000, con la misma valoración media. En el análisis valor-valor se seguiría requiriendo una inversión reparadora de 100, pero en términos de valor-coste, el operador debería invertir 1000. En consecuencia, una aproximación valor-coste parece, en general, más alejado de los principios de equivalencia que inspiran las regulaciones de responsabilidad ambiental.

En resumen, no puede asegurarse que el ACB del resultado de un análisis de equivalencia sea en general neutro. A veces podrá ser positivo, y otras negativo.

TRATAMIENTO TEMPORAL ‡

Tal como se ha mencionado, la estimación de las pérdidas provisionales de servicios o recursos naturales ocasionados por un incidente ambiental se realiza por agregación de los daños en cada periodo desde la ocurrencia del impacto hasta que los recursos hayan alcanzado su estado básico. El tiempo necesario para hacerse efectiva la reparación es pues un factor que se toma en cuenta. En términos de la ley española de responsabilidad medioambiental,

CUADRO 1
CÁLCULO DE LAS PÉRDIDAS PROVISIONALES O DÉBITO EN UN CASO SUPUESTO, EXPRESADO
EN HECTÁREAS DE SERVICIO AMBIENTAL NOMINALES Y REALES DEL AÑO 0
CON UNA TASA DE DESCUENTO DEL 3%

Año	Estado básico (ha nominales)	Estado básico (ha reales) (a)	Reparación primaria (ha nominales)	Reparación primaria (ha reales) (b)	Pérdidas provisionales o débito (ha reales) (a-b)
0	30	30.0	0	0.0	30.0
1	30	29.1	5	4.9	24.3
2	30	28.3	10	9.4	18.9
3	30	27.5	15	13.7	13.7
4	30	26.7	20	17.8	8.9
5	30	25.9	25	21.6	4.3
6	30	25.1	30	25.1	0.0
Total	210	192.5	105	92.5	100.0

FUENTE: Elaboración propia.

«Las medidas reparadoras complementarias y compensatorias habrán de concebirse de tal modo que prevean que los recursos naturales y servicios de recursos naturales adicionales obedezcan a las preferencias en el tiempo y a la cronología de las medidas reparadoras. Por ejemplo, cuanto más tiempo se tarde en alcanzar el estado básico, mayores serán las medidas de reparación compensatoria que se lleven a cabo (en igualdad de otras condiciones).» (Anexo II, 1.2.3, segundo párrafo).

La aplicación del descuento en equivalencias valor-valor seguramente no requiere demasiada justificación económica. En general, la sociedad prefiere disfrutar de un buen entorno antes que después y que los daños ocurran más tarde que temprano. Lo mismo con las cantidades monetarias, mejor disponer de ellas pronto. En cambio, desde la perspectiva recurso-recurso o servicio-servicio, podría pensarse que no hay necesidad de descontar el tiempo. ¿Tiene sentido aplicar la impaciencia a los animales o vegetales? El descuento en los análisis de equivalencia en términos no monetarios parece basarse en la percepción social del tiempo, es decir, la percepción de las personas.

Sin embargo, la ley no parece tomar el punto de vista social en determinados aspectos distintos al temporal. Por ejemplo, exige la reparación física sin limitación de coste económico. Es fácil imaginarse un caso extremo en el que la percepción social del daño sea mínima para la sociedad pero extraordinariamente costosa, aunque técnica y ecológicamente factible, de recuperar en términos naturales. Ello está en línea con la discusión provista en la sección anterior.

Sea como sea, se requiere actualizar los daños y los beneficios obtenidos en la compensación, estén expresados en términos monetarios o biofísicos, si acon-

tecen en distintos momentos en el tiempo. Al igual que el análisis coste-beneficio convencional agrega los flujos de costes y beneficios durante la vida del proyecto aplicando una tasa de descuento temporal que actualiza las unidades monetarias, en el mismo sentido la magnitud de las medidas reparadoras en los análisis de equivalencia van corregidas por el factor tiempo aplicando la debida tasa de descuento por período que actualiza las unidades físicas (olmos, truchas, metros lineales de ribera de determinada calidad, etc.).

Así, los análisis de equivalencia pueden cuantificar recursos o servicios en períodos distintos. Normalmente, tanto débitos como créditos se expresan en valores del período inicial. Un caso hipotético puede ser de utilidad para ilustrar el uso de esa mecánica. Considérese la contaminación de 30 hectáreas de un hábitat natural protegido, que anula por completo sus servicios ambientales. El hipotético accidente se produce en el periodo cero, y la consecuente reparación primaria se inicia en el siguiente período. Además, se espera que con dicha reparación el medioambiente recupere su estado básico de servicios después de seis años.

El cuadro 1 presenta el estado básico, que por simplicidad se considera constante a 30 ha de servicio anual, en términos nominales. La recuperación primaria se realiza a un ritmo de 5 ha de servicio nominales por año. La tabla muestra la traducción a hectáreas reales del año cero, con la aplicación de una tasa de descuento del 3 por ciento. La diferencia entre el estado básico y la reparación primaria constituye el cómputo de pérdidas provisionales o débito (100 hectáreas reales de servicios ambientales, en el ejemplo) que deberá compensarse en equivalencia mediante la reparación compensatoria por las mismas 100 hectáreas de servicio en términos reales. Como puede verse,

la aplicación en términos de hectáreas no difiere de la que se aplicaría a unidades monetarias.

BANCOS DE HÁBITATS

A veces, la restauración o reparación no es fácil dada la tecnología disponible y las características del daño ambiental, o es particularmente cara. La práctica en Estados Unidos ha llevado a la posibilidad de utilizar *bancos de hábitats* en estos casos. Los bancos de hábitats funcionan de forma bastante parecida en muchos aspectos a los bancos de derechos de emisiones contaminantes. La idea es que se podrían restaurar, mejorar o construir hábitats de interés ambiental ahora que pudieran usarse más adelante en proyectos de restauración o reparación. Así como el paso del tiempo sin remediar se castiga con una tasa de descuento, estos hábitats se premian con dicha tasa, dado que se disfruta de la mejora anticipadamente.

La iniciativa de proponer el uso de bancos de hábitats surgió de la industria y su estudio de viabilidad generalizada a nivel federal se formalizó en comisiones mixtas entre la industria, la administración norteamericana y otras organizaciones a partir de 2004. Existen ya diversas experiencias de aplicación en Estados Unidos. Al margen de la directiva de responsabilidad ambiental, Alemania tiene un sistema de puntos ambientales (*eco-scores* o *Ökopunkte*) con notables similitudes con los bancos de hábitats (Bruhns, 2007). La directiva europea no menciona la posibilidad de usar dichos bancos, aunque en 2008 la Comisión Europea encargó un estudio para evaluar su introducción. La ley española tampoco los menciona, pero el borrador de reglamento que debe desarrollar la ley sí lo hace, según el borrador de inicios de 2008. El texto es el siguiente.

«Los operadores que desarrollen actividades económicas o profesionales incluidas en el anexo III de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de responsabilidad ambiental podrán utilizar, para materializar las compensaciones por los daños causados al medio ambiente, mecanismos de mercado sobre recursos naturales previamente constituidos. En este sentido, se constituirán Bancos de Hábitats que podrán generar recursos y servicios ambientales a través de proyectos de reparación, mejora o recreación para vender posteriormente los créditos obtenidos a los operadores que los necesiten, siempre que asuman el compromiso ineludible de realizar por su cuenta la recuperación del lugar dañado por el operador al que venden los créditos ambientales.

Los Bancos de Hábitats de capital público podrán ser receptores de las reservas específicas que se

constituyan para cubrir las garantías financieras que deban establecer los operadores.» (Disposición adicional primera).

Si bien puede interpretarse que en el caso español los bancos servirían sólo para reparaciones compensatorias o complementarias fuera del lugar del daño, en otros países su uso se extiende también a la reparación primaria. Además, dichos bancos pueden nutrirse de excesos de restauración en casos donde se hayan aplicado reparaciones en el marco de la ley de responsabilidad ambiental con mayor volumen de créditos que de débitos.

Entre las ventajas más citadas del uso de bancos de hábitats (Stahl *et al.*, 2008) está el que el coste en dinero y tiempo de los procesos de restauración se pueden acortar significativamente si se recurre a los bancos, dado que sólo hay que calcular cuánto debe adquirirse y realizar la compra. Además, permite realizar mejoras ambientales a mayor escala, con los consiguientes ahorros de inversión. Otra ventaja es que permite solucionar casos particularmente difíciles técnicamente o por otras razones. Entre los inconvenientes están los costes de transacción, dado que debe crearse el sistema bancario, con sus registros y administración correspondientes.

CONCLUSIONES

Los análisis de equivalencia que prevé la legislación europea y española en responsabilidad ambiental priman la restauración de daños ambientales en términos físicos, aunque dejan la puerta abierta a la reparación física basada en criterios de equivalencia de bienestar social entre daño y reparación. Es el caso de las equivalencias valor-valor, que se pueden estimar por métodos de valoración contingente, coste de viaje, u otros.

Sin embargo, en general las reparaciones en equivalencia no garantizan una tasa interna de retorno de la inversión suficiente desde la perspectiva del análisis coste-beneficio. Los resultados pueden ser positivos, negativos o neutros. Por ejemplo, si el coste de reparar es mayor que el beneficio que obtiene la sociedad por ello, el valor presente neto de la inversión sería negativo.

Destaca además de la aplicación de los análisis de equivalencia que se prime la reparación física y se introduzca al mismo tiempo el descuento temporal de las unidades físicas.

La ley de responsabilidad ambiental se aplica a determinados operadores haya o no dolo, culpa o negligencia, si bien al resto se les aplica sólo en caso de

ser hallados culpables de tal mala conducta. Su aplicación impone además la obligación de asegurarse garantías financieras, con el correspondiente coste adicional para la industria.

En definitiva, el análisis de equivalencia se muestra muy flexible, pudiendo centrarse en los recursos perdidos, en los servicios de los hábitats dañados, o en el bienestar perdido con el impacto ambiental. La reparación puede realizarse *in situ* o en distinto lugar, con el mismo recurso o hábitat o con recursos y hábitats distintos, aunque esa última posibilidad no suele aplicarse. Incluso pueden acumularse créditos anticipadamente mediante los bancos de hábitats. Pero desde una perspectiva de economía del bienestar no es seguro que sea un instrumento deseable en todos los casos.

(*) Los autores muestran su agradecimiento a la Comisión Europea por el financiamiento obtenido bajo del proyecto europeo REMEDE (<http://www.envliability.eu>) para la redacción de un texto guía sobre cómo aplicar en Europa los análisis de equivalencia, y a los participantes en dicho proyecto por sus enseñanzas.

BIBLIOGRAFÍA †

ARROW, K.; SOLOW, R.; PORTNEY RR.; LEAMER, E.E; RADNER, R; SCHUMAN, H. 1993. «Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation». *Federal Register*, 58 (10): 4601-4614.

BRUHNS, E. 2007. *Bewertungs- und Bilanzierungsmethoden in der Eingriffsregelung – Analyse und Systematisierung von Verfahren und Vorgehensweisen des Bundes und der Länder*. Technische Universität Berlin

CARSON, R.T.; MITCHEL, R.C.; HANEMANN, M.; KOPP, R.; PRESSER, S.; RUUD, P.A. 2003. «Contingent Valuation and loss passive use: Damages from the Exxon Valdez oil spill». *Environmental and Resource Economics*, 25 (3): 257-286.

FLORES, N.E.; THACHER, J. 2002. «Money who needs it? Natural Resource Damage Assessment». *Contemporary Economic Policy*, 20 (2): 171-178.

MÁRQUEZ, R. 2006. «Aproximación económica a la aplicación futura ley de responsabilidad medioambiental». *Ambienta*, noviembre, 22-28.

MITCHELL, R.C.; CARSON, R.T. 1989. «Using Surveys to Value Public Goods: the Contingent Valuation Method». *Resources for the Future*, Washington, D.C.

STAHL, R.G. Jr; GOUGUET, R.; DESANTIS, A.; LIU, J.; AMMANN, M. 2008. «Prospective Environmental Restoration/ Restoration Up Front: A Concept for an Incentive-Based Program to Increase Restoration Planning and Implementation in the United States». *Integrated Environmental Assessment and Management*, 4 (1): 6-14.

RIERA, P. 2008. «Does the equivalency analysis of the European Environmental Liability Directive pass a social cost-benefit analysis test?». *Journal of Forest Economics*, 14: 225-226.