

EXTRANJERA

MERCADOS AMBIENTALES APLICADOS A LA CALIDAD DEL AGUA. TRANSMISIÓN DE CUOTAS DE CONTAMINACIÓN ENTRE VERTIDOS DIRECTOS Y DIFUSOS EN EL DERECHO AMERICANO

ANDRÉS MOLINA GIMÉNEZ
Profesor Titular de Derecho Administrativo
Universidad de Alicante

I. INTRODUCCIÓN.—II. EL CONTROL DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS EN LOS ESTADOS UNIDOS: 1. *Los vertidos directos*. 2. *Control de las fuentes de contaminación difusa, con especial referencia a la agricultura*.—III. LOS MERCADOS DE CONTAMINACIÓN EN LA LEGISLACIÓN NORTEAMERICANA DE AGUAS: 1. *Orígenes y desarrollo de la estrategia de la Agencia federal de protección ambiental (EPA) para impulsar los mercados ambientales en el ámbito del agua*. 2. *Modelos de mercado*: A) *One-time offset agreements*. B) *Trading programs*. 3. *Limitaciones y condicionantes*.—IV. ESTUDIO DE CASOS SINGULARES: 1. *Long Island Sound Project*. 2. *Chesapeake Bay*. 3. *California Grassland Areas Program y Greater Miami Watershed Trading Pilot Program*.—V. EVALUACIÓN DEL MODELO EN LOS ESTADOS UNIDOS.—VI. EXPERIENCIAS EN LA UNIÓN EUROPEA.—VII. EL MARCO LEGISLATIVO ESPAÑOL ANTE LAS ESTRATEGIAS DE MERCADO APLICADAS A LA CALIDAD DEL AGUA.—VIII. CONCLUSIONES.

RESUMEN

Los mercados de cuotas de contaminación relacionados con vertidos directos o difusos son una fórmula de reasignación de derechos y obligaciones de vertido que persigue una distribución más eficiente de las cargas ambientales. Quienes pueden mejorar la calidad del efluente con menor coste, superando sus obligaciones legales, generan créditos transmisibles a quienes están en situación inversa. Estos mercados son apoyados por la OCDE y su implantación es creciente en diversos países. Se estudia el caso americano y su potencial aplicación en nuestro ordenamiento jurídico.

Palabras clave: agua; calidad; mercados; nitratos; vertidos.

ABSTRACT

Water pollution markets concerning point sources and non-point sources are instruments to reallocate efficiently discharge obligations. Those who are in a better position so to improve the quality of their discharges over its legal duties are allowed to obtain tradable credits and sell them to others in

opposite position. Water quality trading is supported by OECD and is becoming a relevant strategy in many countries. This article addresses the American case as well as the eventual introduction of such markets in our legal system.

Key words: water; quality; trading; nitrates; discharges.

I. INTRODUCCIÓN

Los acuerdos ambientales son fórmulas alternativas a la aplicación de los instrumentos tradicionales de intervención administrativa, que han experimentado un cierto auge en los últimos años¹. En el ámbito de la calidad del agua, la acción concertada ha sido propuesta en España para especificar límites cuantitativos y cualitativos en la composición de efluentes, o redefinir condiciones en autorizaciones de vertido. Se pretende con ello flexibilizar el actual régimen de control de vertidos².

Profundizando en esta línea, proponemos reflexionar sobre mecanismos hasta ahora heterodoxos en este terreno, de incipiente desarrollo y poco comentados en nuestro país, consistentes en la cesión temporal de derechos de vertido, a imagen y semejanza de lo que se viene realizando con los derechos de emisión de contaminantes a la atmósfera.

La cesión de derechos de vertido pretende corregir la aplicación indiscriminada de idénticas exigencias de calidad a sujetos con diferente situación de partida, dado que los costes de depuración pueden variar considerablemente en función del sector y tipo de actividad³. La alternativa que se plantea es permitir a quienes resulta más costoso alcanzar los niveles ambientales requeridos adquirir cuotas a terceros en si-

¹ Este artículo fue redactado en White Plains, Nueva York, durante la estancia de investigación realizada en Pace University School of Law entre febrero y agosto de 2012. Contó con la financiación del proyecto de investigación del Ministerio de Ciencia e Innovación (actualmente Ministerio de Economía y Competitividad) «Calidad de los acuíferos e impacto de fuentes agrarias», con número de referencia DER2011-27765.

² Véase Lucía CASADO (2004), *Los vertidos en aguas continentales. Las técnicas de intervención administrativa*, Comares, Granada, pág. 314.

³ En el control de vertidos son dos los elementos básicos a evaluar. Por un lado, los parámetros del efluente, comunes para todos los vertedores. Complementariamente, los objetivos de calidad de las masas de agua fijados en la planificación hidrológica. Este criterio permite analizar las condiciones ambientales locales, pero provoca importantes desigualdades entre los agentes contaminadores en cuanto al coste de los sistemas de tratamiento. Véase Antonio FANLO LORAS (1998), «La evolución del Derecho Comunitario Europeo sobre el agua», en Antonio EMBID IRUJO (dir), *El nuevo derecho de aguas: las obras hidráulicas y su financiación*, Civitas, Madrid, págs. 190 y ss.

tuación inversa, quienes consolidan unidades de vertido transmisibles cuando depuran más de lo que la ley requiere. Se trata de alcanzar la calidad pretendida de las masas de agua de la manera más eficiente, minimizando costes y sin necesidad de acudir sistemáticamente a reacciones coercitivas o sancionadoras.

Conviene recordar que existen dos tipos de mercados ambientales. Los «*mercados de derechos de contaminación*», donde se comercia con cuotas de contaminación estructuradas en unidades de peso o volumen, y los «*mercados de servicios ambientales*», destinados a compensar funciones y procesos ambientales beneficiosos en ecosistemas intactos o en buen estado⁴.

El mercado que evaluamos en este trabajo se enmarca en la primera categoría, y la OCDE destaca su interés preferentemente en la agricultura, como solución complementaria a la imposición de tasas por nutrientes, la autorregulación apoyada en subsidios, u otros instrumentos agroambientales como la creación de indicadores de rendimiento ambiental (balances de nitrógeno o fósforo), o pagos directos por implantación de mejoras⁵.

Para generar créditos se realizan operaciones como rotación de cultivos, reducción de fertilizantes, exportación o venta de estiércoles, cultivos de cobertura o la implantación de amortiguadores ambientales, enclaustramientos del ganado, entre otros. La producción de créditos abandonando cultivos o utilizando financiación pública para transformar las explotaciones no es aconsejable.

El modelo permite así involucrar a quienes realizan vertidos difusos poco regulados, que son causantes de buena parte de la contaminación actual de las masas de agua, en un esquema incentivado de cumplimiento de sus obligaciones⁶. Además, con ello los vertedores directos contribuyen a financiar prácticas agrarias responsables⁷.

⁴ Todd K. BENDOR y Martin W. DOYLE (2010), «Planning for Ecosystem Service Markets», *Journal of the American Planning Association*, 76 (76 J. Am. Planning Ass'n), págs. 59 y 60.

⁵ OCDE. Trade and Agriculture Directorate (2012a), *Water Quality and Agriculture: Meeting the Policy Challenge*. Disponible en <http://www.oecd.org/tad/sustainableagriculture/waterqualityandagriculturemeetingthepolicychallenge.htm>. Última visita el 15 de abril de 2013.

⁶ Según la agencia ambiental americana (EPA), «*la contaminación difusa continúa siendo, y así es crecientemente aceptado por el público en general, la mayor y más persistente causa de polución de las aguas en los Estados Unidos*». Véase EPA [FRL-7577-6], «Nonpoint Source Program and Grants. Guidelines for States and Territories» (2003), *Federal Register*, vol. 68, núm. 205, disponible en <http://water.epa.gov/polwaste/nps/cwact.cfm>. Última visita el 15 de abril de 2013. Mientras las fuentes de contaminación directa encuentran una respuesta legislativa y administrativa contundente, el control de las fuentes difusas permanece en un limbo legal. Véase Paul THOMPSON (1989), *Poison runoff. A guide to State and Local control of nonpoint source water pollution*, The Natural Resources Defense Council, Inc., USA, pág. 4. En España, Alberto GARRIDO, Isabel BARDAJÍ y Eva IGLESIAS (2011), «La agricultura de regadío en la PAC del 2020: distinguiendo lo posible de lo deseable», en Antonio EMBID IRUJO (dir.), *Agua y Agricultura*, Civitas, Pamplona, pág. 120, ponen de manifiesto que la reducción

La OCDE destaca cuatro elementos imprescindibles para que los mercados de cuotas de contaminación sean viables en el ámbito del agua, incluyendo tanto fuentes directas como difusas⁸:

a) Fijación previa de límites de emisión de carácter vinculante que todos los participantes en el mercado deben cumplir. Este elemento es esencial en cuanto presupuesto del mercado, puesto que permite saber quiénes pueden transferir cuotas por mejorar los niveles que se les exigen y quienes deben adquirirlas por incumplirlos. Esos estándares de partida, por otra parte, no tienen por qué ser estables, sino que pueden evolucionar periódicamente hacia su mejora.

b) No hay mercado sin ganancias, por lo que sólo habrá demanda si la adquisición de cuotas de contaminación resulta más barata que las inversiones que hubiera que comprometer para alcanzar el estándar. La viabilidad del mercado en términos económicos presenta una clara correlación con los costes de control de la contaminación en las diferentes industrias o usuarios participantes. El regulador deberá facilitar un contexto en el que dicho margen de beneficio sea posible.

c) Las reglas del mercado deben estar claramente establecidas y ser estables en el tiempo. Ello daría seguridad jurídica y garantizaría que las exigencias ambientales se cumplen en todo caso. Las normas no deben suponer grandes costes para los participantes y cargas burocráticas innecesarias.

d) Todo mercado regulado ha de estar controlado por autoridades con capacidad suficiente y eficacia contrastada que encaucen y supervisen los intercambios.

Con estos antecedentes, analizaremos cómo se ha desarrollado esta experiencia en los Estados Unidos, por ser un modelo con cierto éxito aunque con una aplicación todavía modesta⁹, y valoraremos su poten-

de los impactos ambientales del regadío es en la actualidad un aspecto relegado a un segundo nivel en las prioridades de la política del agua. La concentración de nutrientes no ha sido, ni mucho menos, controlada con la Directiva Nitratos.

⁷ Sobre el particular, Chesapeake Bay Program Scientific & Technical Advisory Committee Mid-Atlantic Water Program (2009), *Evaluation Framework for Water Quality Trading Programs in the Chesapeake Bay Watershed*, pág. 5. Disponible en <http://www.mawaterquality.org/publications/index.html>. Última visita el 15 de abril de 2013.

⁸ OCDE. Trade and Agriculture Directorate. Joint Working Party on Agriculture and the Environment (2012), *Water quality trading in agriculture*, pág. 5. Disponible en <http://www.oecd.org/tad/sustainable-agriculture/waterqualityandagriculturemeetingthepolicychallenge.htm>. Última visita 15 de abril de 2013.

⁹ 2011 fue un año de decrecimiento en el volumen de cesiones en los Estados Unidos. Se contabilizaron transferencias por un valor de 7,7 millones de dólares, lo que supone una importante bajada teniendo en cuenta que en 2008 ascendieron a 10,6 millones. Son, en

cial aplicación en nuestro ordenamiento jurídico. Antes debemos apuntar cómo se regula el control de la calidad de las aguas en dicho país, para comprender así cuáles son las claves que sustentan y facilitan la creación de este tipo de mercados.

II. EL CONTROL DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS EN LOS ESTADOS UNIDOS

1. *Los vertidos directos*

En los Estados Unidos, la legislación federal que controla la calidad de las aguas desde 1972 —*Clean Water Act* (CWA)— distingue entre los vertidos de fuentes concretas (*point sources*) y los de fuentes difusas (*nonpoint sources*).

Los primeros quedan sujetos a un régimen de estricta intervención que impone la obtención previa de una autorización de vertido (NPDES)¹⁰. El artículo 301 de la Ley claramente prohíbe cualquier descarga de contaminantes salvo que haya sido expresamente autorizada por la Agencia ambiental americana (EPA).

Este permiso, que otorgan normalmente los Estados por delegación de EPA, combina el análisis paramétrico del efluente, el principio *best available technology* (BAT) y una estimación de la capacidad de la cuenca para asumir contaminantes en función de su uso característico¹¹. Atendiendo a las circunstancias de cada masa de agua y sus usos potenciales, incluidos los ambientales, los niveles cualitativos pueden ser incrementados a la luz de mejoras tecnológicas¹².

Las fuentes de contaminación difusa están sin embargo excluidas de cualquier sistema de intervención o control federal, y específicamente del ámbito de aplicación del NPDES¹³. La única excepción son los pun-

todo caso, cantidades modestas, si bien la evolución negativa no es atribuible al fracaso del modelo, sino a la desaceleración y crisis económica. Véase Genevieve BENNETT, Nathaniel CARROLL y Katherine HAMILTON (2012), *Charting New Waters: State of Watershed Payments 2012*, Forest Trends, Washington, DC, pág. 2. Disponible en http://www.ecosystemmarketplace.com/pages/dynamic/resources.library.page.php?page_id=9544§ion=our_publications&eod=1. Última visita el 15 de abril de 2013.

¹⁰ El acrónimo corresponde a *National Pollutant Discharge Elimination System*, y es el instrumento equivalente a nuestra autorización de vertido.

¹¹ Sección 402 CWA.

¹² Kurt STEPHENSON, Leonard SHABMAN y Leon L. GEYERA (1999), «Toward an effective watershed-based effluent allowance trading system: identifying the statutory and regulatory barriers to implementation», *Environmental Lawyer*, American Bar Association, June, págs. 791-797.

¹³ Los vertidos en aguas subterráneas están fuera del ámbito de la legislación federal, lo que no sólo incluye las fuentes difusas, sino descargas directas como el *fracking* (inyección profunda de agua y productos químicos para explotación de hidrocarburos). Véase Dann TARLOCK (2011), *Law of water rights and resources*, Environmental Law Series, Thomson Reuters West, pág. 50.

tos de concentración de explotaciones de ganado industrial (*Concentrated Animal Feeding Operations: CAFOs*)¹⁴, que representan una pequeña parte de los efluentes derivados de la actividad agrícola y ganadera, y se consideran fuentes de vertidos directos y localizados¹⁵. Todo lo demás queda bajo el control casi exclusivo de los Estados.

La legislación americana presenta otra carencia importante en la medida en que margina a las aguas subterráneas, cuya atención en la CWA es mínima e incidental. Esto se debe a que el título competencial federal, fundado en principios constitucionales que pretenden salvaguardar la libertad del comercio entre los Estados (*commerce clause*)¹⁶, pivota en torno al concepto de «aguas navegables»¹⁷. La jurisprudencia ha venido interpretando que la garantía del comercio se sustenta en una regulación común de los sistemas acuáticos superficiales, despreciando los subterráneos. Algunas sentencias recientes en sentido contrario no han conseguido cambiar la perspectiva¹⁸.

¹⁴ En la legislación americana, los CAFOs son considerados vertidos directos porque la explotación agrícola asociada a la ganadera pasa a considerarse un punto concreto de vertido (*point source*). Véase Jeff L. TODD (1996), «Environmental law: The Clean Water Act, understanding when a concentrated animal feeding operation should obtain an NPDES permit», *Oklahoma Law Review*, 49 (49 Okla. L. Rev.), págs. 500 y ss.

¹⁵ CAFOs son responsables sólo de una mínima parte de la contaminación difusa de fuentes agrícolas. De acuerdo con Bruce YANDLE y Sean BLACKLOCKE (2003), *Regulating concentrated animal feeding operations: internalization or catelization?*, *Agricultural Policy and the Environment, USA*, pág. 51, los cursos fluviales degradados como consecuencia de estas operaciones sólo constituyen el 1% de todas las aguas superficiales de Estados Unidos.

¹⁶ Si bien el concepto *Commerce Clause* habilita al Congreso de los Estados Unidos a aprobar legislación en materia de aguas, conlleva limitaciones relacionadas con los principios del federalismo y, en consecuencia, del reparto de competencias con los Estados. Por ello, autores como Robin KUNDIS CRAIG (2009), *The Clean Water Act and the Constitution. Legal structure and the public's right to a clean and healthy environment*, 2.ª ed, ELI Press, Washington, pág. 297, han llegado a sugerir una reforma constitucional que permita al Congreso disponer de una mayor autoridad sobre las aguas. En este sentido, precisamente destaca la contaminación por fuentes difusas, uno de los sectores en materia de calidad de aguas que cae fuera de la esfera reguladora federal.

¹⁷ George A. GOULD, Douglas L. GRANT y Gregory S. WEBER (2005), *Cases and materials on Water Law*, 7.ª ed, Thomson-West, págs. 617 y ss., exponen el alcance del concepto *navigable waters* y su progresiva extensión hasta abarcar prácticamente todas las aguas superficiales a excepción de aquellas totalmente desvinculadas de cursos fluviales navegables.

¹⁸ La Corte Suprema de Oregón, en el caso *Umatilla Water-quality Protective Association, Inc. v. Smith Frozen Foods, Inc.*, declaró que las aguas subterráneas, incluso cuando están directamente conectadas con cursos superficiales, no integran el concepto «aguas navegables». La perspectiva opuesta puede verse en el pronunciamiento del Tribunal Supremo norteamericano en el caso *United States vs. Riverside Bayview Homes, Inc.* Véase el comentario sobre estas sentencias de Erika N. HARTLIEP (2001), «Federal and Pacific Northwest State water laws pertaining to dairies», *Loyola of Los Angeles International and Comparative Law Review*, 37 (37 IDLR 681, 2001), págs. 694-698.

2. Control de las fuentes de contaminación difusa, con especial referencia a la agricultura

La agricultura, en términos generales, se ha beneficiado en los países desarrollados de una fuerte externalización de los costes ambientales. La aplicación de fertilizantes, aun cuando constituye una de las piezas fundamentales en la contaminación de las aguas, no está sujeta a controles equivalentes a los que pesan sobre los vertidos directos procedentes de industrias o poblaciones. No suelen requerirse permisos de vertido ni se aplican cánones, tasas u otros tributos, con lo que la aplicación del principio quien contamina paga es prácticamente nula¹⁹.

En Europa el control de los métodos de riego, así como el depósito y tratamiento de residuos animales, ha mejorado sustancialmente con las Directivas Nitratos, Marco y sobre la protección de las aguas subterráneas²⁰; sin embargo, tales instrumentos no llegan a sujetar al agricultor a controles comparables a los que pesan sobre los vertidos industriales ni, mucho menos, les someten a tasa alguna²¹. En los Estados Unidos la situación es todavía más deficiente, ya que la legislación federal de aguas prácticamente no proporciona ninguna medida vinculante para controlar las prácticas agrarias²².

Los artículos 208, 303 (e) y 106 (c) CWA regulan la planificación de las cuencas y atribuyen a los Estados la potestad de aprobar planes

¹⁹ Un estudio en el Reino Unido ha demostrado que en 2007 el coste anual derivado de los daños ambientales causados por la agricultura en las cuencas hidrográficas británicas ascendió a 330 millones de euros, unos 460 millones de dólares. OCDE, *Water Quality and Agriculture: Meeting the Policy Challenge* (2012a).

²⁰ Directiva del Consejo 91/676/CEE, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura; Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de diciembre de 2006, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro; Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, marco sobre el agua.

²¹ En este sentido, Santiago ÁLVAREZ CARREÑO (2011), «Actividad agrícola y contaminación de aguas subterráneas: régimen jurídico», en Antonio EMBID IRUJO (dir.), *Agua y Agricultura*, pág. 274, señala que «la contaminación provocada por la utilización de fertilizantes en agricultura representa, sin duda, uno de los mayores problemas ambientales para el cual se está lejos de encontrar una adecuada solución». Un dato concreto sobre esta problemática, en la demarcación del Ebro, puede verse en Manuel OLMEDAS, «El complejo agroalimentario ante el plan hidrológico del Ebro», en ídem, págs. 372-373, quien señala que «la principal causa del mal estado cualitativo de las masas de agua subterránea en la Demarcación es la contaminación por nitratos de origen agrario, que atañe a las 23 masas en mal estado». Para la demarcación interna catalana, Jordi MOLIST GAZAPÓ y Mireia IGLESIAS CABRERA, «La agricultura en el plan de gestión del distrito de cuenca fluvial de Cataluña», en ídem, págs. 391 y ss., ponen de manifiesto que sobre un total de 39 masas de agua subterránea, 19 tienen un mal estado químico por exceso de nitratos y no alcanzarán los objetivos de la Directiva Marco a corto y medio plazo.

²² Erika N. HARTLIEP (2001: 691).

para controlar tanto las fuentes directas como difusas. Este marco generó importantes expectativas en cuanto al control de las fuentes difusas, e incluso EPA publicó directrices para implantar las mejores prácticas disponibles en la agricultura a través de esos planes. Sin embargo, la falta de un seguimiento eficaz y la ausencia de mecanismos coactivos de intervención por parte de la Agencia federal defraudaron las expectativas²³.

En 1987 se modificó la CWA introduciendo un nuevo artículo 319 que condiciona la obtención de financiación federal al cumplimiento de estándares de calidad en fuentes difusas. Para reforzar la efectividad del precepto, en 2003 EPA aprobó una directriz, revisada en 2013, que obliga a los Estados a identificar las cuencas degradadas preferentemente por estas causas²⁴; una vez identificadas, el Estado debe aprobar un esquema de limitación de vertidos denominado *Total Maximum Daily Load* (TMDL)²⁵. Este instrumento conlleva la aprobación y ejecución de planes y programas específicos de gestión y restauración de cuencas, con la obligación de informar anualmente a EPA de los resultados. De su evaluación positiva depende el libramiento de los fondos comprometidos²⁶.

El problema radica en que la Agencia sigue sin disponer de mecanismos jurídicos vinculantes para imponer al Estado la aplicación de las medidas acordadas, salvo la supresión de las ayudas financieras. La financiación, además, ha sido bastante pobre, lo que ha desincentivado el cumplimiento. Finalmente, la detracción de los fondos raramente se lleva a efecto por sus implicaciones políticas.

En este contexto aparecen los mercados de cuotas como instrumento complementario vinculado a los programas TMDL para contribuir a alcanzar los objetivos ambientales. Los programas proporcionan

²³ Sin un control efectivo de las fuentes difusas no es posible alcanzar los estándares de calidad que pretende la CWA. Véase Ann POWERS (2002-2003), «The current controversy regarding TMDLs: contemporary perspectives, TMDLs and pollutant trading», *Res Communes: Vermont Journal of the Environment*, 4 (4 Res Communes: Vermont's J. Env. 2), pág. 11.

²⁴ EPA (2013), *Nonpoint Source Program and Grants Guidelines for States and Territories* (FRL-7577-6). Disponible en <http://water.epa.gov/polwaste/nps/cwact.cfm>. Última visita el 15 de abril de 2013.

²⁵ La fijación de un programa TMDL (*Total Maximum Discharge Loads*) procede cuando se superan los niveles de contaminación que puede admitir una masa de agua (aguas superficiales).

²⁶ La aplicación de TMDL a fuentes difusas es una cuestión discutible ya que la sección 303 CWA, que contempla esta medida y exige la aprobación de planes de restauración de la cuenca, en ningún momento se refiere a fuentes difusas. Por otra parte, los planes que contempla la sección 319, que sí se refiere específicamente a la contaminación difusa, son de cumplimiento voluntario bajo la única sanción de pérdida de financiación federal. Algunos autores entienden que ambos esquemas de planificación debieran considerarse complementarios y no excluyentes: Oliver A. HOUCK (2002), *The Clean Water Act TMDL Program: Law, Policy and Implementation*, 2.^a ed., Environmental Law Institute, Washington, págs. 60-63.

el marco regulador que facilita el control y buen fin de las transferencias, por lo que la mayor parte de los mercados desarrollados hasta ahora están relacionados con TMDL.

III. LOS MERCADOS DE CONTAMINACIÓN EN LA LEGISLACIÓN NORTEAMERICANA DE AGUAS

1. *Orígenes y desarrollo de la estrategia de la Agencia federal de protección ambiental (EPA) para impulsar los mercados ambientales en el ámbito del agua*

Los mercados ambientales empiezan a discutirse en Estados Unidos en la década de los sesenta. En la doctrina, la referencia más temprana es un trabajo de J. H. DALES publicado en 1968²⁷. Sin embargo, el reconocimiento legislativo tuvo que esperar hasta 1990, cuando la Ley de protección de la atmósfera (*Clean Air Act*) da un protagonismo significativo al intercambio de cuotas de emisión²⁸.

Su aplicación en el ámbito del agua no ha tenido un desarrollo comparable. Más que por razones conceptuales, la concepción localista del agua en dicho país, donde la gestión integral de las cuencas hidrográficas no es un principio determinante, ha dificultado su puesta en práctica. Algunos autores, sin embargo, vienen planteando desde hace años que la mejora de la calidad de las cuencas podría canalizarse con el mercado de manera más flexible y con una mejor relación coste-eficacia²⁹.

El Gobierno federal americano abordó esta cuestión en 1996. EPA elaboró un borrador que apostaba por aplicar en el sector del agua las cesiones de cuotas de contaminación previstas en la legislación de protección de la atmósfera³⁰. El documento recibió una fuerte contestación desde los sectores ambientalistas, que denunciaban que el marco propuesto no aseguraba ni el mantenimiento ni la mejora de la calidad de las cuencas hidrográficas. Además, se oponían a intercambios entre

²⁷ John H. DALES (1968), *Pollution, property & prices*, University of Toronto Press.

²⁸ Robert W. HAHN y Gordon H. HESTER (1989), «Marketable Permits: Lessons for Theory and Practice», *Ecology Law Quarterly*, 16 (16 Ecology L. Q. 361), pág. 366.

²⁹ David LETSON (1992), «Point/Nonpoint Source Pollution Reduction Trading: An Interpretive Survey», *Natural Resources Journal*, 32 (32 Natural Resources J.), págs. 221-222. También, Robert W. MCGEE y Walter BLOCK (1994), «Pollution trading permits as a form of market socialism and the search for a real market solution to environmental pollution», *Fordham Environmental Law Journal*, 6 (6 Fordham Envtl. L. J. 51), págs. 52 y ss.

³⁰ EPA (1996), *Draft Framework for Watershed-Based Trading* (EPA 800-R-96-001). El documento es accesible a través de la página <http://www.epa.gov/nscep/index.html>. Última visita el 15 de abril de 2013.

diferentes cuencas, ante el riesgo de producir graves desequilibrios entre las cuencas cedentes y adquirentes. Los *lobbies* industriales, sin embargo, valoraron el documento como poco ambicioso, excesivamente restrictivo e inflexible³¹.

El borrador de 1996 no llegó a producir ningún documento definitivo, aunque abrió la puerta a que unos años después, en 2003, EPA fijara su política en el informe *Final Water Quality Trading Policy*. La Agencia planteó que este tipo de convenios debían realizarse preferentemente en cuencas sujetas a programas TMDL, sin diferir contaminación a otras cuencas. Los créditos se lograrían solamente cuando el cedente mejore sus niveles actuales de vertido, incentivando con ello la modernización de sus procesos. Los acuerdos quedarían sujetos a un contexto regulador formado al menos por una autorización previa y supervisión posterior, con participación pública. Los métodos de medición de carga contaminante debían quedar legalmente reconocidos y sujetos a evaluación periódica³².

En cuanto al marco legal, el artículo 303 (d) CWA autoriza a quienes disponen de permisos de vertido directo (*point sources*) a ceder cuotas de contaminación. El principal requisito es reducir primero la carga contaminante del efluente por debajo de lo establecido en la autorización de vertido. Aunque el precepto está pensado para transferencias entre vertedores directos, no prohíbe su aplicación a los vertidos difusos³³. Precisamente, EPA destaca que son los *cross-pollutant trading programs* los más interesantes y mercedores de apoyo; es decir, aquellos que permiten intercambiar cuotas entre fuentes difusas y vertidos directos³⁴.

Los programas desarrollados hasta el momento son muy diversos; la mayoría son promovidos por las autoridades de cada Estado con participación de las Agencias federales EPA y USDA³⁵. No obstante, a veces funcionan mercados informales no impulsados por ninguna agencia, sino mediante contactos bilaterales entre entidades interesadas con autorización previa.

³¹ Ann POWERS (1998), «Reducing Nitrogen Pollution on Long Island Sound: Is There a Place for Pollutant Trading?», *Columbia Journal of Environmental Law*, 23 (23 Colum. J. Envtl. L.), pág. 8.

³² EPA. Office of Water (2003), *Final Water Quality Trading Policy*. Documento disponible en <http://water.epa.gov/type/watersheds/trading/finalpolicy2003.cfm>. Última visita el 15 de abril de 2013.

³³ John W. JOHNSON (2009), *United States Water Law, an Introduction*, CRC Press, Nueva York, pág. 79.

³⁴ EPA, *Final Water Quality Trading Policy* (2003).

³⁵ El acrónimo corresponde a la Agencia federal norteamericana encargada de regular la actividad agrícola: *United States Department of Agriculture*.

Conviene reflejar que este tipo de mercados se han desarrollado también para la protección de los humedales. Aunque el artículo 311 CWA prohíbe el relleno de zonas húmedas con materiales sólidos, es relativamente frecuente que se autoricen desarrollos urbanos, agrarios o industriales en zonas previamente anegadas (art. 404 CWA). Entre las condiciones que pueden imponerse a quien solicita rellenar una zona húmeda está el establecimiento de compensaciones económicas, y el mercado de cuotas está contemplado como posible vía compensatoria. Desde los años ochenta, EPA y USACE³⁶ impulsaron un fondo (*mitigation banking system*) que permite adquirir créditos (*mitigation credits*) para compensar la previsible afección medioambiental³⁷.

2. Modelos de mercado

Los mercados de cuotas de contaminación del agua admiten dos modalidades principales.

A) *One-time offset agreements*

Esta fórmula permite que, de manera bilateral, empresas con autorización de vertido que tienen dificultades para alcanzar los estándares exigidos puedan compensar la diferencia adquiriendo cuotas de contaminación de terceros, fuentes directas o difusas, incluidas explotaciones agrícolas; éstas compensarán el exceso de contaminación del adquirente con reducciones equivalentes. La base jurídica se encuentra en el comentado artículo 303 (d) de CWA³⁸.

³⁶ El acrónimo corresponde a la Agencia federal norteamericana dedicada a impulsar obras públicas de interés estratégico nacional: *United States Army Corps of Engineers*.

³⁷ La autorización de desarrollos urbanos o industriales que afectan a humedales, e incluso a su colmatación, queda condicionada a la previa o simultánea compensación destinada a la creación, restauración, mejora o preservación de otros humedales (*mitigation banks*). Sobre el particular, Philip WOMBLE y Martin W. DOYLE (2012), «The geography of trading ecosystem services: a case study of wetland and stream compensatory mitigation markets», *Harvard Environmental Law Review*, 36 (36 Harv. Envtl. L. Rev. 229). También, Paul HOUGH y Morgan ROBERTSON (2009), «Mitigation Under Section 404 of the Clean Water Act: Where It Comes From, What It Means», *Wetlands Ecology and Management*, 17 (17 Wetlands Ecology & Mgmt. 15), págs. 15-33, así como J. B. RUHL (2010), «Stacking and Bundling and Bears, Oh My!», en *National Wetlands Newsletter*, Environmental Law Institute, Washington, DC, págs. 24-25, y J. B. RUHL y R. JUGE GREGG (2001) «Integrating ecosystem services into environmental law: a case study of wetlands mitigation banking», *Stanford Environmental Law Journal*, 20 (20 Stan. Envtl. L. J. 365), págs. 368-372.

³⁸ OCDE, *Water quality trading in agriculture* (2012b: 14).

La Agencia reguladora competente debe autorizar cada una de estas operaciones y velar por que el resultado final de la masa de agua sea más favorable tras las cesiones realizadas.

B) *Trading programs*

Mientras el modelo anterior surge como respuesta a problemáticas específicas de empresas con dificultades para cumplir con los niveles fijados en su autorización de vertido, aquí nos encontramos con programas integrales para fomentar intercambios entre múltiples agentes; el objetivo último es mejorar el estado ambiental de las masas de agua con una reasignación más eficiente de los esfuerzos y costes.

El modelo, a diferencia del anterior, no está contemplado expresamente en la CWA, aunque es particularmente útil para mejorar la gestión ambiental de ecosistemas complejos. Hasta el momento, los programas admitidos por EPA han presentado dos modalidades: a) programas estatales de ámbito global; b) programas estatales centrados en cuencas hidrográficas concretas. En ambos casos se configuran como instrumentos complementarios a otras medidas incluidas en los programas TMDL.

Podemos distinguir a su vez entre mercados abiertos y cerrados. Mientras en los mercados cerrados los agentes y las fórmulas de intercambio quedan claramente especificados en el programa, los mercados abiertos tienen un carácter menos regulado y no presentan límites en cuanto a las unidades de vertido que pueden ser intercambiadas o incorporadas a un banco público. Una vez documentada la reducción de emisiones, el crédito queda registrado y es transferible; la única barrera de entrada para ambas partes, cedente y cesionario, es el cumplimiento de los requisitos impuestos por el marco regulador aplicable. En algunos casos se admite incluso que el adquirente sea un nuevo agente contaminante que no operaba en la zona.

Los mercados cerrados son mucho más comunes; la Agencia reguladora establece un límite máximo de contaminación en la cuenca. Una vez fijado el objetivo base, se asigna a cada agente vertedor un número específico de unidades de vertido. Cuando éstos reducen las descargas o mejoran su calidad generan créditos que pueden ser cedidos, o bien reservados en banco público para su uso en el futuro. Ningún agente que no forme parte del programa puede participar en los intercambios³⁹.

³⁹ Ann POWERS (1998: 151-153).

Hasta el momento se han desarrollado en los Estados Unidos un total de 58 programas con notable éxito ambiental. Algunos cuentan con ayudas financieras federales, aunque en otros casos no se ha recibido financiación pública alguna. Los programas implican tanto a fuentes directas como difusas⁴⁰.

Se han concretado diferentes modelos de regulación. En primer término, mercados autorregulados en los que se constituye una cooperativa o asociación sin fin de lucro como ente gestor bajo supervisión del regulador estatal. Este modelo funciona de manera exitosa en Idaho, en la cuenca *Lower Boise River*. La asociación maneja todo el proceso y vela por el cumplimiento de los estándares ambientales. Pone en contacto a vendedores y compradores y monitoriza las transferencias, dando cuenta de los resultados a la Agencia reguladora estatal⁴¹.

En otros supuestos es la autoridad pública quien autoriza directamente las cesiones caso por caso. Los agentes operan mediante contratos bilaterales por propia iniciativa y bajo supervisión de las agencias competentes del Estado, en el marco y bajo las condiciones del programa estatal⁴². A veces todos los operadores son agentes públicos, como ocurre en *Chesapeake Bay*, modelo que estudiaremos más adelante por su dimensión supraestatal. Finalmente, tendríamos esquemas de intercambio impulsados directamente por la Administración, que promueve las transferencias realizando ofertas públicas de adquisición, y que suele operar como banco de cuotas. Este modelo se desarrolla, a modo de ejemplo, en *Long Island Sound Project*, en Connecticut⁴³.

⁴⁰ <http://water.epa.gov/type/watersheds/trading/tradingmap.cfm>. Última visita el 15 de abril de 2013.

⁴¹ La asociación privada y sin fin de lucro se denomina *Clean Water Cooperative*, y está integrada por los usuarios interesados en participar en el mercado. Véase Idaho Division of Environmental Quality (2000), *Lower Boise River Effluent Trading Demonstration Project: Summary of Participant Recommendations for a Trading Framework*, pág. 9 y apéndice A. Disponible en http://www.deq.idaho.gov/media/489512-boise_river_lower_effluent_report.pdf. Última visita el 15 de abril de 2013.

⁴² Este modelo está activo desde 1985 en *Cherry Creek Basin*, en Colorado, y es un caso de buen funcionamiento de transferencias entre fuentes difusas agrícolas e industriales, en relación con descargas de fósforo. Véase T. Andrew EARLES *et al.* (2008), «Nonpoint Source Phosphorus Trading in the Cherry Creek Reservoir Watershed in Colorado», *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, September-October, págs. 589 y ss.

⁴³ El programa de intercambios de créditos de nitrógeno desarrollado en Connecticut es destacado por EPA por sus excepcionales resultados. Así, puede verse en http://water.epa.gov/lawsregs/lawsguidance/cwa/tmdl/long_island_sound.cfm, donde puede obtenerse más información sobre este modelo. Última visita el 15 de abril de 2013.

3. Limitaciones y condicionantes

La implantación de estos mercados está siendo lenta en los Estados Unidos. A ello contribuye la compleja distribución competencial en aguas y agricultura; además, las medidas de apoyo financiero a los Estados en el marco de los programas TMDL ni han llegado por igual a todas las cuencas ni a todos los Estados. Clarificar el marco regulador, incrementar la cooperación, los apoyos financieros y dar mayor seguridad jurídica y económica a los participantes es imprescindible para un mayor desarrollo⁴⁴.

Desde la óptica del vendedor, la primera dificultad pasa por identificar y cuantificar las unidades de contaminación comercializables. Cuando el cedente es un contaminador difuso, léase una explotación agrícola, esta labor puede ser particularmente compleja, toda vez que las cuotas se derivarán de la implantación de mejoras en los métodos de riego y condiciones generales de la explotación; ningún modelo matemático proporciona datos concluyentes, dado que en los potenciales resultados influyen aspectos muy variables tales como el tipo de cultivo, suelo, escorrentías, condiciones climáticas y precipitaciones en el periodo, ritmos de filtración, etc.⁴⁵.

Por otra parte, es imprescindible una supervisión rigurosa de la explotación para evitar prácticas elusorias de los compromisos asumidos. Debe acreditarse que la reducción de la contaminación en las aguas receptoras es efectiva y real mediante un seguimiento en puntos concretos aguas abajo. Estos análisis son complejos, costosos y pueden no dar una imagen fiel del cumplimiento de las reducciones comprometidas atendiendo precisamente a los factores que se han señalado en el párrafo anterior.

Es necesario, por otra parte, establecer un nivel de partida en la calidad del efluente, sea directo o difuso, de obligado cumplimiento para todos los partícipes; sólo a partir de ese nivel debe ser posible generar cuotas. Si se valoran únicamente los esfuerzos actuales de reducción de carga contaminante sin atender a la situación de partida se penalizaría a quienes ya tengan explotaciones ambientalmente eficientes. Por ello, partiendo de un punto de referencia igual para todos, quienes estén por debajo consolidarán cuotas, y quienes estén por

⁴⁴ Sobre las dificultades técnicas, jurídicas y económicas para la implantación de los mercados de contaminación sobre las aguas, véase Thomas K. RUPPERT (2004), «Water Quality Trading and Agricultural Nonpoint source Pollution: an Analysis of the Effectiveness and Fairness of EPA's Policy on Water Quality Trading», *Villanova Environmental Law Journal*, 15 (15 Vill. Env'tl. L. J. 1), págs. 12 y ss.

⁴⁵ David LETSON (1992: 230-231).

encima sólo las obtendrán si invierten lo suficiente para situarse por debajo.

Desde la perspectiva del eventual comprador de créditos, una importante dificultad es cuantificar los costes e inversiones necesarios para reducir la carga contaminante, lo que no es siempre fácil y varía sustancialmente en cada sector; sólo estarán interesados en adquirir cuotas quienes realmente necesiten inversiones excesivas para atender sus obligaciones. Por ello, el mercado debe propiciar un coste de adquisición inferior al que representaría aplicar las mejoras técnicas necesarias para reducir la carga contaminante y ajustarse a los estándares exigidos⁴⁶.

Al margen de problemas técnicos y financieros, hay que apuntar algunos administrativos y de legalidad.

Las transferencias deben ser autorizadas expresamente, bien como producto de contratos bilaterales o bien como resultado de esquemas integrados de mercado; se ha puesto de manifiesto que una regulación excesiva ha supuesto importantes restricciones al mercado dadas las excesivas cargas burocráticas⁴⁷.

Un buen ejemplo de ello es la falta de flexibilidad en la adaptación de los permisos de vertido ante la implantación de nuevas tecnologías de depuración. Dado que EPA toma como referencia la efectiva implantación de las mejores técnicas disponibles para conceder autorizaciones de vertido, siendo la elección de las mismas teóricamente libre, cualquier cambio en los métodos es objeto de intenso escrutinio. Ello eleva los tiempos de tramitación y crea incertidumbres ante los resultados de la inspección de las nuevas formas de tratamiento.

Estas rigideces se agravan todavía más en relación con la demanda de adquisición. La demanda se ve limitada por la cláusula *anti-backsliding*, según la cual una vez alcanzado un nivel de emisión óptimo no puede autorizarse ningún empeoramiento, siquiera temporal, en su calidad. Con ello se cierra el mercado a quienes circunstancialmente pudieran solicitar una relajación en sus objetivos de emisión a compensar mediante la adquisición de cuotas⁴⁸.

Además, CWA impone a los vertedores un objetivo de «contaminación cero», por lo que EPA incrementa progresivamente las exigencias de calidad del efluente en las revisiones quinquenales de la autorización de vertido. En consecuencia, cualquier mejora en las técnicas aplicadas

⁴⁶ La unidad de contaminación viene referida en kilos, libras o toneladas de sustancia contaminante. Es determinante poder cuantificar estos aspectos y controlar que las reducciones en el efluente del sujeto cedente son reales y efectivas. Véase Ann POWERS (2002-2003: 14-15).

⁴⁷ Kurt STEPHENSON, Leonard SHABMAN y Leon L. GEYERA (1999: 776 y ss.).

⁴⁸ Ídem, págs. 802-803.

se consolidará una vez se actualicen las condiciones. Los créditos generados durante el periodo quedan extinguidos, ya que el interesado ya no superará sus obligaciones de vertido. Como resultado, la implantación de tecnologías novedosas para obtener créditos comercializables puede resultar obstaculizada⁴⁹.

Otro problema son las consecuencias del incumplimiento de las partes que participan en las cesiones, las cuales no están bien determinadas en la legislación americana. Cuando el potencial vendedor de cuotas no alcanza sus compromisos de reducción de contaminantes, o desiste del contrato, la Agencia reguladora puede suspender la eficacia de los acuerdos de cesión, pero el marco relacional resultante entre las partes no queda bien resuelto. Por un lado, se plantea que quien pagó pueda simplemente reclamar la devolución de lo pagado y una compensación por los perjuicios; también, que al comprador se le reconozca un crédito con interés legal, que el vendedor deba saldar mediante la cesión de cuotas de contaminación cuando consiga reducir la carga contaminante. No hay una solución definitiva en este tema, lo que genera incertidumbres que están lastrando la participación en los mercados, ya que las inversiones realizadas no quedan suficientemente aseguradas.

Las limitaciones y condicionantes señalados generan inseguridad jurídica y elevados costes de transacción.

IV. ESTUDIO DE CASOS SINGULARES

1. *Long Island Sound Project*

Analizamos este esquema desarrollado en el Estado de Connecticut como modelo de intercambios entre agentes públicos, impulsado a iniciativa de la Administración estatal, y con precio marcado por el regulador sin dependencia de la oferta y la demanda. No estamos, por tanto, ante un mercado real de cuotas de vertido, sino ante un interesante sistema público de intercambios dirigido a optimizar costes de depuración.

El Congreso del Estado aprobó una Ley en 2001 para formalizar un marco regulador de intercambios de créditos de nitrógeno⁵⁰. El crédito viene dado por la diferencia entre las emisiones anuales de nitróge-

⁴⁹ Ídem, págs. 797 y ss.

⁵⁰ Public Act no. 01-180 (2001 Conn. Legis. Serv. P.A. 01-180) (S.S.B. 1012). Disponible en <http://www.cga.ct.gov/2001/act/Pa/2001PA-00180-R00SB-01012-PA.htm>. Última visita el 15 de abril de 2013.

no permitidas por la Administración y la cantidad efectiva y real emitida⁵¹. El objetivo es reducir las emisiones de este elemento a la bahía el 63,5% en 2014, de acuerdo con el vigente TMDL. En el arranque del sistema participaron 79 agentes, todos ellos públicos (plantas de tratamiento de aguas), aunque se prevé su expansión a fuentes difusas en el futuro⁵².

Cada uno de los participantes obtiene una autorización para formar parte del programa, donde queda reflejado su nivel de descarga anual, métodos de control y protocolos de comunicación de resultados. La autorización fija además niveles crecientes de eficiencia y resultados de emisión, y discrimina en función del impacto ambiental específico atribuible a cada agente conforme al tipo de instalación y actividad, así como su localización con respecto a la bahía (las más lejanas a la bahía impactan menos dado que sus vertidos llegan atenuados). Se realizó, además, una división de zonas de gestión determinando los diferentes grados de hipoxia y coeficientes correctores para cuantificar los créditos⁵³.

La Ley atribuye a la Agencia ambiental del Estado la supervisión del sistema. El modelo es cerrado: sólo participan las entidades autorizadas cuyas emisiones se dirigen a la bahía. El valor del crédito queda fijado por el regulador con periodicidad anual y se transmite mediante contratos de compra-venta entre la Agencia y los participantes⁵⁴. De he-

⁵¹ En el primer año en que operó el sistema (2003), el regulador fijó el precio unitario del crédito de nitrógeno en 1,65 dólares. En el segundo año (2004), el precio ascendió a 2,14 dólares. La importante diferencia se debe a las diferentes condiciones climáticas, que pueden favorecer o dificultar la remoción de nutrientes en las plantas de tratamiento. El esquema es muy dinámico. Véase Hanna L. BREETZ *et al.* (2004), *Water Quality Trading and Offset Initiatives in the U.S.A. Comprehensive Survey*, Dartmouth College, Hanover, New Hampshire, pág. 86. Disponible en <http://www.dep.state.fl.us/water/watersheds/docs/ptpac/DartmouthCompTradingSurvey.pdf>. Última visita el 15 de abril de 2013.

⁵² Hasta ahora, el regulador estatal ha opuesto fundamentalmente obstáculos financieros y operativos para incluir en el esquema a las fuentes de contaminación difusa. Véase The Connecticut Department of Environmental Protection. Bureau of Water Protection and Land Reuse (2010), *Connecticut's Nitrogen Credit Exchange - An Incentive-based Water Quality Trading Program*. Disponible en http://www.ct.gov/dep/cwp/view.asp?a=2719&q=325572&depNav_GID=1635. Última visita el 15 de abril de 2013. En el informe se indica que incorporar al programa tanto vertidos indirectos de aguas pluviales como nutrientes procedentes de fuentes agrarias sólo sería viable sobre la base de un programa de incentivos, ya que un mercado libre fracasaría en ese campo.

⁵³ Existen numerosas incertidumbres científicas, especialmente a la hora de cuantificar la equivalencia entre las descargas de vertidos directos y las de fuentes difusas. Feng FANG y K. William EASTER (2003), *Pollution Trading to Offset New Pollutant Loadings. A Case Study in the Minnesota River Basin*, American Agricultural Economics Association, Annual Meeting, Montreal, Canadá, pág. 7. Disponible en <http://www.envtn.org/Publications.html>. Última visita el 15 de abril de 2013.

⁵⁴ Desde 2002, las plantas deben presentar informe sobre la calidad de sus emisiones de nitrógeno con periodicidad mensual. El regulador realiza al menos una inspección directa en cada planta al año, evaluando así los mecanismos de operación y supervisión. Véase Hanna L. BREETZ (2004: 84).

cho, el sistema se asemeja a los bancos del agua creados en California, de manera que el regulador adquiere los créditos para luego venderlos a quienes los necesitan para equilibrar sus obligaciones. Si existen créditos sobrantes, el regulador los asume operando como banco de cuotas, lo que proporciona seguridad jurídica a quienes invierten con la expectativa de generar cuotas⁵⁵.

El programa supone un acercamiento novedoso. Para empezar, enfoca únicamente un tipo de agente contaminante precisamente por ser el más nocivo en la zona que se pretende mejorar. La actividad se realiza en un sistema cerrado y bajo la intervención de una única autoridad reguladora, tomando como referencia la gestión integral de una cuenca hidrográfica concreta. Además, todo ello se realiza en el marco de la legalidad federal y, por tanto, bajo un programa TMDL que garantiza la financiación del Gobierno federal⁵⁶.

2. *Chesapeake Bay*

La bahía Chesapeake es el mayor estuario de los Estados Unidos y, además, uno de los más ricos en biodiversidad. Es, además, el final de una gigantesca cuenca hidrográfica integrada en el territorio de varios Estados, lo que complica su gestión (Maryland y Virginia directamente, por integrar en su territorio la bahía, y Pennsylvania, parte de Delaware, Nueva York, West Virginia y el Distrito de Columbia, cuyas aguas contribuyen a la cuenca)⁵⁷.

La bahía está fuertemente afectada por una sobreexposición a nutrientes, nitratos y fosfatos preferentemente, que provocan hipoxia en numerosas áreas. A diferencia del caso anterior, en el que la mayor parte de nitratos proviene de plantas de agua residual urbana, las fuentes de contaminación son aquí muy diversas. Entre todas, las fuentes agrarias son las que realizan un mayor aporte de nutrientes (40% del nitrógeno y 50% del fósforo), lo que ha dificultado las acciones de control ya que, como se ha señalado anteriormente, este tipo de contaminación está excluida de la CWA⁵⁸.

En 1983, Maryland, Virginia, Pennsylvania, el Distrito de Columbia, EPA y la entidad supraestatal de cooperación *Interstate Chesapeake Bay Commission* firmaron el primer acuerdo para restaurar la bahía. En

⁵⁵ Sobre el particular, The Connecticut Department of Environmental Protection. Bureau of Water Protection and Land Reuse, *Connecticut's Nitrogen Credit Exchange - An Incentive-based Water Quality Trading Program* (2010).

⁵⁶ Ann POWERS (2002-2003: 26-37).

⁵⁷ Ann POWERS (1998: 137 y ss.).

⁵⁸ Ann POWERS (2002-2003: 38-48).

1987 el compromiso fue mejorado para incluir una reducción del 40% de nitrógeno y fósforo, y en 1992 se estableció un plazo para materializar tales objetivos: el año 2000. Para ello se aprobaron diferentes planes de reducción de nutrientes en vertidos directos y difusos a desarrollar por las agencias ambientales estatales, gobiernos locales y ciudadanos⁵⁹.

Los planes lograron mejorar los resultados, pero no alcanzaron los objetivos previstos en 2000. De hecho, ese mismo año se firmó el último acuerdo de colaboración con un nuevo plazo: 2010, y un marco legislativo más estricto⁶⁰. Ante la falta de resultados concluyentes, en mayo de 2009 el presidente Obama aprobó una orden ejecutiva dirigida a EPA y otras seis agencias federales instando a aprobar un nuevo plan de restauración y protección ambiental de la bahía⁶¹. Ese mismo mes, el Gobierno federal ordenaba implantar de inmediato 92 TMDLs en las masas de agua más afectadas, así como actuaciones de restauración, conservación, participación pública, investigación científica y, en lo que aquí interesa, mercados ambientales⁶².

Los mercados están pensados para complementar al resto de estrategias incluidas en la planificación y parten de tres criterios principales: a) deben contribuir a alcanzar el objetivo de reducción del 40%; b) las transferencias sólo serán posibles en el marco de cada curso fluvial o subcuenca; c) cada transferencia debe ser objeto de autorización expresa⁶³.

El Estado más proactivo ha sido Pennsylvania, que en 2005 puso en marcha el denominado *Pennsylvania Nutrient Credit Trading Program*. El programa se extiende a todo tipo de fuentes de contaminación por nitratos, directas o difusas, con participantes públicos y privados⁶⁴.

⁵⁹ Roy A. HOAGLAND y Jan MUELLER (2011), «Legal initiatives driving clean up of Chesapeake bay», *Maryland Bar Journal*, January/February, Feature: Threats to the Environment, págs. 13-15.

⁶⁰ Tras el acuerdo Chesapeake 2000, el Congreso de los Estados Unidos aprobó en 2000 la *Estuaries and Clean Water Act* (106 P.L. 457), que a su vez incluye la denominada *Chesapeake Bay Restoration Act* (33 U.S.C.s 1267). Su finalidad es ampliar la colaboración entre los distintos Estados, agencias y gobiernos locales para restaurar y proteger la bahía y alcanzar los objetivos establecidos en el *Chesapeake Bay Agreement*.

⁶¹ Executive Order no. 13508, de 12 de mayo de 2009.

⁶² Roy A. HOAGLAND y Jan MUELLER (2011: 15 y ss.).

⁶³ Virginia admite dos modalidades: transferencias impulsadas por *Virginia Nutrient Credit Exchange Association*, entidad privada autorizada por el Estado, y contratos bilaterales donde las partes se comprometen a cumplir los límites de emisión ante el regulador estatal, así como realizar informes anuales de seguimiento. EPA (2007), *Case Study 13 - Chesapeake Bay Watershed, Virginia: Watershed-based General Permit for Nutrient Discharges and Nutrient Trading*. Disponible en <http://cfpub1.epa.gov/npdes/wqbasedpermitting/wspermitting.cfm>. Última visita el 15 de abril de 2013.

⁶⁴ Según OCDE, *Water quality trading in agriculture* (2012b: 18), hasta 2010 sólo se produjeron ocho contratos, de tres a diez años de duración, y todos ellos con participación de explotaciones agrarias. Desde 2010, el Estado ha organizado varias subastas para adquirir y adjudicar cuotas por un periodo de tres años.

Maryland también merece comentario, ya que aborda la reducción de la carga contaminante en vertidos directos de plantas depuradoras públicas, derivando parte del nutriente producido a riegos previo tratamiento del efluente. En cuanto a los vertidos difusos, impone coeficientes correctores penalizando la generación de créditos por las incertidumbres sobre los resultados reales de las mejoras implantadas⁶⁵.

3. *California Grassland Areas Program y Greater Miami Watershed Trading Pilot Program*

California Grassland Areas Program se desarrolló en una región agrícola del oeste del valle de San Joaquín, en California. Pese a que duró unos pocos años, es un caso de interés por varias razones. Primero, porque implica transferencias entre fuentes difusas, concretamente entre distritos de riego. En segundo lugar, porque el contaminante que se pretende controlar es el selenio (el tipo de suelo regado es muy rico en este elemento, lo que provoca su lavado con el riego). Además, en este programa se lograron medir las emisiones de todos los distritos de riego con bastante exactitud, gracias a un sistema de drenaje que conducía las aguas lixiviadas a embalses reguladores para su posterior bombeo al canal.

Durante dos años se realizaron 39 transferencias; los contratos se suscribieron entre los propios distritos de riego, compensando a aquellos que reducían sus regadíos. Los créditos fueron fijados por una asociación que integra a los siete distritos (*Grassland Area Farmers, GAF*) y asignados a cada uno de ellos. Es por ello un interesante modelo de autorregulación bajo supervisión de la Agencia estatal⁶⁶.

Greater Miami es una cuenca hidrográfica con más de 10.000 km² situada en el sudeste de Ohio. La agricultura es la principal actividad generadora de contaminación por nitratos, aunque existen varias estaciones depuradoras de aguas residuales de localidades medianas. En 2005 se constituyó el programa, impulsado por una Agencia reguladora estatal.

⁶⁵ En Maryland, para compensar una cuota o unidad de vertido directo son necesarias al menos dos unidades de reducción de nitratos en la explotación agraria o ganadera. James C. HANSON y K. E. McCONNELL (2008), «Simulated Trading for Maryland's Nitrogen Loadings in the Chesapeake Bay», *Agricultural and Resource Economics Review*, 37/2, págs. 224-225, señalan que la ratio de transferencia debería ser 1 a 1 sin penalización alguna. Mark S. KIESER y Feng FANG (2005), *Water Quality Trading in the United States, An Overview*, disponible en http://www.ecosystemmarketplace.com/pages/dynamic/article.page.php?page_id=3954§ion=newsletters&eod=1, exponen que esta misma limitación opera en otros mercados, como en *Minnesota River Basin Program* (última visita el 15 de abril de 2013).

⁶⁶ OCDE, *Water quality trading in agriculture* (2012b: pág. 15).

En la operativa normal, la Agencia adquiere cuotas a los *Soil and Water Conservation Districts* (un tipo de comunidad de usuarios) generadas por agricultores que previamente han implantado las mejores técnicas disponibles en sus explotaciones. Las cuotas se transmiten a agentes contaminantes directos, fundamentalmente plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas.

La característica más destacada de este modelo es que, junto a subastas convencionales donde la Administración tiene la iniciativa para adquirir cuotas y luego venderlas al mejor postor, son posibles las subastas inversas. Es el propio comprador quien expone su intención de comprar el producto (en este caso las cuotas) y fija el precio que está dispuesto a pagar, de modo que la oferta debe ajustarse a la demanda; los vendedores partirán de ese precio y buscarán ofertar precios todavía más competitivos para obtener el contrato⁶⁷.

V. EVALUACIÓN DEL MODELO EN LOS ESTADOS UNIDOS

En 2008, EPA realizó un estudio sobre la implantación y funcionamiento de estos mercados en los Estados Unidos. Se identificaron los siguientes condicionantes:

- Obstáculos normativos. La legislación de aguas americana no regula suficientemente este tipo de intercambios y ciertas normas, como las que prohíben incrementar la contaminación de las masas de agua o volver a niveles anteriores (*antidegradation and antibacksliding*), así como las normas de participación pública o las que regulan la autorización de vertido, dificultan su aplicación.
- Excesivas cargas burocráticas. Los mercados parecen viables y sostenibles sólo en presencia de una baja intervención, ya que de lo contrario se generan cargas incompatibles con un mercado flexible. En la mayoría de los mercados actuales la regulación ha resultado excesiva, a juicio de EPA.
- En la mayor parte de los casos se ha visto necesaria la presencia de un agente que impulse el mercado. Agencias públicas o entidades privadas colaboradoras (asociaciones, cooperativas o distritos de riego) tienen un importante papel para guiar a los participantes y proporcionar seguridad jurídica en los intercambios. Los modelos de mayor éxito cuentan con esta participación.

⁶⁷ Sobre este modelo, véase http://www.miamiconservancy.org/water/quality_credit.asp. Última visita el 15 de abril de 2013.

- Circunstancias económicas, hidrológicas y geográficas a menudo limitan estos mercados. Por ello, la Administración debe evaluar los riesgos y potencialidades antes de poner en marcha o autorizar un esquema de intercambios. Algunos modelos han fracasado precisamente por una estimación inadecuada de tales factores.

Tomando como referencia este análisis, EPA realizó las siguientes recomendaciones:

- Los mercados de cuotas de contaminación deben considerarse como una modalidad ordinaria más de gestión de la calidad de las aguas.
- Deben promoverse cambios normativos e institucionales para conformar un modelo regulador que pueda soportar adecuadamente estos mercados.
- Los mercados sólo deberán ser puestos en marcha cuando todas las circunstancias económicas y físicas lo aconsejen.
- Resulta esencial la implicación de la Agencia federal agrícola (USDA) para regular de manera coordinada estas prácticas e implicar a las fuentes difusas de contaminación. Junto a ella, EPA y las agencias ambientales estatales deben regular las transferencias con la finalidad de controlar sus efectos ambientales. La autorregulación mediante entidades colaboradoras merece también ser tenida en cuenta⁶⁸.

No cabe duda de que el mercado anima a las empresas a ser más eficientes porque así pueden obtener recursos en el mercado de emisiones o porque, al ser más eficientes, deben adquirir menos cuotas de contaminación para cumplir los objetivos legales. El coste marginal de implementar estándares ambientales depende de la empresa o el sector de que se trate. Si operadores con diferentes costes ambientales marginales acuden al mercado para cumplir la ley con menor coste, se puede alcanzar una reducción global más eficiente de la contaminación⁶⁹. Además, el mercado puede generar economías de escala e incrementar la determinación para cumplir los objetivos ambientales. También puede incentivar la innovación y la implantación de nuevas tecnologías⁷⁰.

⁶⁸ EPA (2006), *Water Quality Trading Evaluation. Final Report*, págs. 4-1 y 4-2. Disponible en <http://www.epa.gov/evaluate/reports/index.htm>. Último acceso a la página el 15 de abril de 2013.

⁶⁹ Richard T. WOODWARD y Ronald A. KAISER (2002), «Market structures for U.S. water quality trading», *Review of Agricultural Economics*, vol. 24, núm. 2, pág. 380.

⁷⁰ Thomas K. RUPPERT (2004: 5).

Los mercados ambientales presentan, sin embargo, algunos reparos. La dificultad de monitorizar y cuantificar la efectiva reducción de carga contaminante para generar cuotas podría elevar la contaminación en la cuenca; la falta de conocimientos y tecnologías efectivas a coste razonable en ámbitos como la agricultura, o la diversidad de factores que contribuyen a la calidad de las cuencas (tipos de suelo, factores climáticos, factores geográficos), son complejos de evaluar⁷¹. Puede señalarse, además, que este tipo de mercados son más fáciles de articular cuando conciernen exclusivamente a agentes de vertidos directos (con permisos de emisión, efluentes claramente identificados y regulados, etc.), aunque son, si cabe, más interesantes cuando incluyen fuentes difusas⁷².

La traslación de la polución entre cuencas es otro de los riesgos, aunque los mercados desarrollados hasta el momento en los Estados Unidos no han contemplado transferencias intercuenas siguiendo las directrices de EPA⁷³.

VI. EXPERIENCIAS EN LA UNIÓN EUROPEA

Los mercados ambientales de derechos de contaminación sobre el agua son excepcionales en Europa. No obstante, existe una experiencia interesante que funcionó durante varios ejercicios en los Países Bajos. El modelo pretendía controlar el incremento exponencial de la contaminación del suelo y de las aguas subterráneas experimentado a partir de los años sesenta, con motivo de la explotación ganadera intensiva y la generación de estiércol para uso agrícola.

En 1987 se fijaron cuotas máximas de producción de estiércol intentando cuantificar y limitar el derecho a generar este producto. El sistema no resultó eficaz debido a la heterogeneidad de las explotaciones ganaderas, con lo que en 1994 se optó por estructurar un mercado de cuotas como posible solución. Dado que el país cuenta con áreas con escaso volumen de utilización del producto, se permitió que los agricultores situados en dichas áreas incrementaran el uso de fertilizantes compensando reducciones equivalentes en explotaciones situadas en zo-

⁷¹ Estudios recientes demuestran que esta solución no es generalizable dado que no resulta eficiente en todas las cuencas. Sin embargo, no hay que desestimar de raíz esta posibilidad, ya que al menos en un cuarto de las cuencas potenciales el mercado de cuotas puede dar resultados satisfactorios. Christopher C. OBROPTA y Gregory M. RUSCIANO (2006), «Addressing Total Phosphorus Impairments With Water Quality Trading», *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 42, Issue 5, págs. 1297-1306.

⁷² Chesapeake Bay Program Scientific & Technical Advisory Committee Mid-Atlantic Water Program, *Evaluation Framework for Water Quality Trading Programs in the Chesapeake Bay Watershed* (2009: 5).

⁷³ Ann POWERS (1998: 137, 196 y 214-215).

nas saturadas. Entre 1994 y 1998 funcionó este mercado hasta que fue sustituido por un modelo basado en la imposición de tasas a la sobreproducción de estiércoles, quedando así finiquitado. Sin embargo, en opinión del TJCEE, tal imposición incumplía la Directiva Nitratos, por lo que en 2006 tuvo que volverse al sistema de imposición de límites máximos⁷⁴.

El mercado holandés tuvo escaso recorrido por varias causas. En primer término, por las trabas administrativas, ya que cada transferencia debía ser aprobada por la Administración bajo condiciones estrictas. Los ganaderos que pretendían adquirir cuotas debían certificar que disponían de un plan de reducción de estiércoles para un periodo de dos años. Numerosas propuestas, alrededor del 40%, eran rechazadas por insuficiencias en los planes. Por otra parte, la asignación de cuotas se realizó con estimaciones basadas en el número de ganado existente, a partir de informaciones dadas por los propios granjeros, y con datos sobre capacidades máximas de la explotación (no el número real de animales). Se trataba de datos irreales que condujeron a una sobredimensión de cuotas asignadas⁷⁵.

Al margen de esta experiencia, existen unos 15 programas informales activos de pago por servicios ambientales relacionados con la calidad de las aguas, algunos de los cuales conciernen a explotaciones agrícolas y a la reducción voluntaria de nutrientes y pesticidas. En Francia, por ejemplo, la embotelladora *Vittel* compensa a los agricultores con importantes cantidades para que reduzcan sus aportaciones contaminantes en el acuífero. La compañía *Evian*, si bien no paga directamente cantidad alguna a los agricultores, inyecta importantes cantidades en la organización local de usuarios encargada de gestionar los aprovechamientos vinculados al acuífero. Una entidad gestora de dos presas en Francia, por su parte, abona importantes cantidades a agricultores y otros usuarios para implantar métodos de cultivo que favorezcan la reducción de nutrientes, que en definitiva terminan afectando a la calidad del agua embalsada, provocando su eutrofización⁷⁶.

En el Reino Unido el desarrollo de mercados ambientales ha sido todavía mayor, vinculándose a la mejora de espacios protegidos, así como para controlar masas de agua destinadas al consumo humano. Son varios los programas de compensación directa, así como de acceso a ayudas agroambientales, cuyos fondos se dirigen a implantar las mejores

⁷⁴ Véase OCDE, *Water quality trading in agriculture* (2012b: 23).

⁷⁵ Ada WOSSINK (2004), «The Dutch nutrient quota system: past experience and lessons for the future», en el informe de la OCDE, *Tradeable permits, policy evaluation, design and reform*, pág. 112. Disponible en http://www.oecd-ilibrary.org/environment/tradeable-permits_9789264015036-en. Última visita el 15 de abril de 2013.

⁷⁶ Genevieve BENNETT, Nathaniel CARROLL y Katherine HAMILTON (2012: 36).

técnicas disponibles en la agricultura. En Alemania, el Ayuntamiento de Múnich viene desarrollando desde 1991 un programa de colaboración con los agricultores situados en la zona de captación de aguas, para implantar mejores técnicas y transformar explotaciones en agricultura ecológica. Para ello se abonan cantidades por hectárea con el objeto de compensar los mayores costes asociados⁷⁷.

Todos son intentos de desarrollar estrategias con mejor relación coste-beneficio y que dan la bienvenida a soluciones de mejora de la calidad del agua basadas en mecanismos de mercado. La reciente Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones *Plan para salvaguardar los recursos hídricos de Europa*⁷⁸ propone, precisamente, potenciar los mercados de servicios ambientales y un replanteamiento de la gestión del agua con especial atención a los costes con el horizonte 2020⁷⁹.

VII. EL MARCO LEGISLATIVO ESPAÑOL ANTE LAS ESTRATEGIAS DE MERCADO APLICADAS A LA CALIDAD DEL AGUA

De las normas sustantivas de la Ley de Aguas y de la correspondiente normativa comunitaria no se desprenden limitaciones jurídicas insalvables para la implantación de este tipo de estrategias. Su encaje más próximo, al margen de las modificaciones normativas que resultarían pertinentes, lo encontramos en el artículo 100 del TRLA, que otorga la posibilidad a la Administración, en el proceso de adjudicación o modificación de autorizaciones de vertido, de fijar plazos y programas de reducción de la contaminación para la adecuación progresiva de las características del efluente a los límites que la autorización fije.

Además, entre las determinaciones a incluir en los programas de medidas se encuentran los acuerdos negociados en materia de medio ambiente, posibilidad que se contempla en el anexo VI, parte B, iv, de la Directiva Marco del Agua. Ambas son vías que admiten el pacto y permiten flexibilizar el régimen de intervención en materia de vertidos. La incidencia de las cesiones en el régimen de tutela del dominio público hidráulico es, por otra parte, muy inferior a la que presentan las cesiones de derechos de aprovechamiento o los centros de intercambio de de-

⁷⁷ Ídem, pág. 37.

⁷⁸ COM/2012/0673 final.

⁷⁹ Según la Comunicación: «La eutrofización debida a una carga excesiva en nutrientes sigue siendo una importante amenaza para el "buen estado" de las aguas, ya que en alrededor del 30% de las masas de agua de 17 Estados miembros tienen un exceso de nutrientes».

rechos de agua. En los mercados de contaminación no se transfiere ningún derecho sobre el agua, simplemente se ceden temporalmente derechos de contaminación que permiten compensar obligaciones de calidad no satisfechas.

No obstante, existen algunos principios que pueden verse afectados, lo que introduce factores de incertidumbre no presentes en el modelo americano. Uno de los principales obstáculos es la compatibilidad de estos mercados con el principio quien contamina paga. Según este principio, el operador que genera contaminación debe pagar por los costes ambientales que genera en el medio, ecuación que un mercado mal diseñado puede alterar. No obstante, la compra de derechos de contaminación no tiene por qué resultar negativa a estos efectos si se adaptan las tasas de vertido aplicables a las partes.

Otra de las cuestiones a considerar es la rigidez del régimen de la autorización de vertido como elemento potencialmente limitante o incluso impeditivo⁸⁰. Sin embargo, hay que tener en cuenta que estas autorizaciones son discrecionales (incluso en relación con vertidos en aguas subterráneas, aunque aquí haya un menor campo de opción), de tracto sucesivo y actos condicionados modificables⁸¹; la discrecionalidad, delimitada por la planificación hidrológica y la normativa legal y reglamentaria sobre vertidos, protección de aguas subterráneas y control de nitratos, no impide conceptualmente la previsión de transferencias de cuotas de contaminación.

Ahora bien, la exigencia legal de que la depuración sea suficiente y adecuada, que es requisito imprescindible para autorizar el vertido, hace difícil sin cambio legislativo previo que puedan autorizarse actividades que contaminen en mayor medida de lo admisible; aun a cambio de adquirir cuotas de contaminación de terceros en situación inversa. Por ello, la cesión de cuotas precisaría cambios en el estatus legal vigente, debiendo además ser contemplada en la planificación hidrográfica y en los programas de medidas.

Resueltas estas limitaciones, nada impediría a los organismos de cuenca operar como agencias no sólo reguladoras, sino impulsoras de intercambios, mediante la creación de bancos de cuotas con un funcionamiento similar a los actuales centros de intercambio de derechos del agua. En este caso, la Administración actuaría como intermediario adquiriendo cuotas y posteriormente asignándolas a operadores que las

⁸⁰ Acerca de la necesaria flexibilización del régimen de las autorizaciones de vertido, véase Antonio FANLO LORAS (2000), «La protección de la calidad de las aguas en el ordenamiento jurídico español: algunas consideraciones en relación con el régimen de los vertidos», en F. SOSA WAGNER (coord.), *El derecho administrativo en el umbral del siglo XXI. Homenaje al Profesor Dr. D. Ramón Martín Mateo*, Tirant Lo Blanch, Valencia, págs. 3527 y ss.

⁸¹ Sebastián MARTÍN-RETORTILLO (1997), *Derecho de Aguas*, Civitas, Madrid, pág. 349.

precisen para alcanzar sus obligaciones de vertido. Cabe señalar, además, que la extensión del modelo a las fuentes difusas podría contribuir a compensar las limitaciones que conlleva la implantación de los programas y códigos de buenas prácticas agrarias en el sector agrícola⁸².

Estimamos que, de implantarse, esta estrategia debería cumplir al menos los siguientes condicionantes:

- Misma cuenca hidrográfica. Esta circunstancia evita la transmisión de contaminación entre cuencas.
- Delimitación previa de las áreas geográficas en que estas transferencias pudieran operar, así como sus condiciones básicas. Se trata de acreditar la conveniencia de este tipo de soluciones frente a otras o en compatibilidad con otras, atendiendo a las características físicas, ambientales y socioeconómicas de cada zona. Para ello, el instrumento adecuado sería la planificación hidrológica, los programas de medidas y los programas de actuación en zonas vulnerables, que incluyen medidas agronómicas y ambientales específicas. Es, por otra parte, esencial caracterizar los procesos de contaminación difusa para poder evaluar las medidas de control de la fertilización adoptadas⁸³.
- Estricto control administrativo de los contratos (supervisión *ex ante* y *ex post*, silencio administrativo desestimatorio y obligación de presentar informes periódicos suscritos por técnico competente).

En nuestro modelo no se comprendería un mercado que afecta a bienes demaniales, con una estructura autorizatoria estricta (autorizaciones de vertido) y derivada financiera (canon de vertido), sin supervisión previa. Por tanto, el marco de transferencias debería contar con una autorización específica, siendo el silencio negativo, salvo previsión legal en contrario, al implicar la obtención de facultades relacionadas con el dominio público (art. 42 LRJPAC).

Por descontado, la autorización previa no resultaría suficiente. Es necesaria una supervisión continua que permita acreditar que el vendedor de cuotas cumple sus obligaciones y alcanza las reducciones comprometidas.

- Implantación de objetivos de calidad progresivos. El esquema de cesiones autorizado no puede comprometer las condiciones de

⁸² Los instrumentos puramente restrictivos y de intervención no están siendo efectivos, como señalan Jordi MOLIST GAZAPO y Mireia IGLESIAS CABRERA (2011: 409).

⁸³ En este sentido, merece la pena destacar las medidas de caracterización que están en marcha en las cuencas internas de Cataluña. Véase ídem, págs. 402 y ss.

calidad exigidas para las masas de agua por la planificación hidrológica. Al contrario, el saldo global debe ser positivo, contribuyendo a la mejora de la cuenca; por ello, las transferencias no deben impedir que el organismo de cuenca prosiga exigiendo mejoras en la calidad de los efluentes, fijando puntos de partida cada vez más exigentes para poder generar cuotas.

Podría imponerse, además, un programa de mejora para las industrias interesadas en adquirir cuotas, de manera que el mercado no resulte una solución estructural para estas empresas, sino una alternativa temporal que les permita adaptar sus instalaciones para alcanzar los estándares exigidos.

- Participación pública y transparencia. La transparencia debe ser tanto activa (publicación de oficio de los contratos y autorizaciones, preferentemente por vía electrónica; precio, mejoras realizadas y todos los detalles relevantes) como pasiva (facilitando el acceso a la información de cada expediente previa solicitud). En los procedimientos autorizatorios debería garantizarse una exposición pública en todo caso, y fase concursal cuando se realicen ofertas públicas de adquisición de cuotas a iniciativa de la Administración.
- Articulación de un mecanismo para registrar los créditos generados, eventualmente de manera telemática.
- Actualización de las liquidaciones del canon de vertido de las partes.

Todas las exigencias expuestas precisarían una reforma en profundidad de la Ley de Aguas que contemple estas cesiones, así como un adecuado desarrollo reglamentario para la definición de los procedimientos de intercambio y supervisión. Por otra parte, resultaría indispensable reforzar las capacidades administrativas de las confederaciones hidrográficas para garantizar la adecuada monitorización del sistema⁸⁴.

VIII. CONCLUSIONES

El mercado de cuotas de contaminación en el ámbito del agua tiene todavía un desarrollo modesto allí donde se ha implantado. En los Estados Unidos, sin embargo, está dando respuesta en algunas zonas a problemas estructurales sobre los que han fracasado las tradiciona-

⁸⁴ A. FANLO LORAS (2000: 3521) alerta de la escasez de medios de las unidades encargadas de fiscalizar la calidad de las aguas, en contraste con las mayores capacidades de los servicios relacionados con la gestión de obras hidráulicas.

les políticas de intervención. Además, en algunos casos ha permitido articular modelos de colaboración administrativa y privada de gran interés, con buenos resultados ambientales.

Algunas organizaciones internacionales, como la OCDE, apuestan por estas técnicas como mecanismos complementarios entre el conjunto de instrumentos de protección de la calidad de las aguas. Son fórmulas todavía heterodoxas, pero sobre las que parece necesario reflexionar y evaluar sus potencialidades.

Los mercados de cuotas de contaminación nos parecen especialmente interesantes para involucrar de manera más decisiva a determinados agentes en la mejora de la calidad de las masas de agua, sin necesidad de acudir a estímulos públicos; en particular, a las fuentes difusas de contaminación, muchas veces procedentes de la agricultura.

En la medida en que se pueda determinar cuáles son los aportes de nutrientes en el medio hídrico procedentes de fuentes difusas, podría incentivarse la mejora voluntaria de las explotaciones permitiendo generar y cuantificar cuotas de contaminación. La expectativa del mercado favorecería la inversión para capitalizar cuotas susceptibles de comercialización a vertedores directos. Éstos, a su vez, contribuirían a financiar dichos esfuerzos mediante la adquisición de las cuotas, a cambio de una flexibilización no estructural de sus obligaciones de calidad en el efluente.

Por otra parte, los intercambios entre vertedores directos presentan también indudable interés, puesto que permiten una reasignación más eficiente de las cargas ambientales que soportan las empresas y entidades públicas a diferente coste. Téngase en cuenta que los costes para alcanzar los estándares legales de calidad no son homogéneos en cada sector, proceso industrial o empresa.

El mercado, sin embargo, no debe convertirse en una forma para eludir el cumplimiento de las normas contra la contaminación; no se trata, ni mucho menos, de una fórmula para adquirir el derecho a contaminar, sino un mecanismo complementario que puede ayudar a abordar el no resuelto problema de la contaminación difusa, y a reasignar de manera más eficiente y equilibrada obligaciones de calidad. Lógicamente, para ello el sistema debe estar fuertemente regulado y bajo estricta supervisión.

Aunque los obstáculos legales son salvables mediante modificaciones legislativas, hay que incidir en que la eventual implantación de este tipo de mercados exigiría fijar un marco claro, transparente y efectivo de autorización y supervisión *ex ante* y *ex post*, para no producir perjuicios ambientales en las cuencas hidrográficas. El objetivo último debe ser precisamente mejorar la calidad de las masas de agua maxi-

mizando la eficiencia de las actuaciones tendentes a reducir la carga contaminante, implicando a usuarios actualmente poco activos en este sentido (fuentes agrarias), y flexibilizando las obligaciones que afectan a empresas cuyos costes de depuración son muy elevados en comparación con otros sectores.

Cabe insistir una vez más en que no estamos ante soluciones estructurales para la gestión de la calidad de las aguas, sino ante instrumentos alternativos de flexibilización y reasignación no estructural de obligaciones de vertido sobre los que cabe reflexionar; especialmente en un momento en el que la planificación hidrológica, que resultaría determinante para su aplicación, está en proceso de revisión y actualización conforme a las exigencias comunitarias.