





CALIDAD DEL AGUA

Un enfoque multidisciplinario

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

Dr. José Narro Robles

Rector

Dr. Sergio Alcocer Martínez de Castro

Secretario General

Mtro. Juan José Pérez Castañeda

Secretario Administrativo

Dra. Estela Morales Campos

Coordinadora de Humanidades

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES ECONÓMICAS

Dra. Verónica Villarespe Reyes

Directora

Mtro. Gustavo López Pardo

Secretario Académico

Mtro. Rafael Bouchain Galicia

Secretario Técnico

Lic. Roberto Guerra Milligan

Jefe del Departamento de Ediciones

CALIDAD DEL AGUA

Un enfoque multidisciplinario

Alonso Aguilar Ibarra
(*coordinador*)



Esta investigación, arbitrada por pares académicos,
se privilegia con el aval de la institución editora.

Calidad del agua : un enfoque multidisciplinario / coord. Alonso Aguilar Ibarra. —
México : UNAM, Instituto de Investigaciones Económicas, 2010.

308 p. ; 21 cm.

ISBN 978-607-02-1455-4

1. Agua – Contaminación – México. 2. Agua, Calidad del – México. 3. Agua, Calidad
del – Control – México. I. Aguilar Ibarra, Alonso. II. Universidad Nacional Autónoma de
México. Instituto de Investigaciones Económicas.

363.73940972-scdd20

Biblioteca Nacional de México

Primera edición
5 de junio de 2010

D. R. © Por características tipográficas y de edición
UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
Ciudad Universitaria, Coyoacán,
04510, México, D.F.
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES ECONÓMICAS
Circuito Mario de la Cueva s/n
Ciudad de la Investigación en Humanidades
04510, México, D.F.

D. R. © RESTAURACIÓN ECOLÓGICA Y DESARROLLO, A.C.
Martín Mendalde 1750-7,
Col. Acacias, Del. Benito Juárez
03240, México, D.F.

ISBN 978-607-02-1455-4

Fotografía de la portada: Vanessa Ortega Nazir.
Diseño de portada: Marisol Simón y Enrique Amaya.
Cuidado de la edición: Hélida De Sales Y.

Prohibida la reproducción total o parcial por cualquier medio
sin la autorización escrita del titular de los derechos patrimoniales.

Impreso y hecho en México

AGRADECIMIENTOS

Esta obra fue posible no sólo gracias a la generosidad, interés y dedicación de los autores de los capítulos; también se debe al profesionalismo del Departamento de Ediciones del Instituto de Investigaciones Económicas. Agradecemos especialmente la paciencia y consejos de Graciela Reynoso Rivas, Ana I. Mariño Jaso y Roberto Guerra Milligan. José Frey Aguilar ayudó en la edición de los capítulos. Además, el trabajo de Marina Pérez Galeana, correctora de estilo, y los comentarios y sugerencias de los dos dictaminadores anónimos que leyeron el texto, fueron fundamentales para mejorar una primera versión de este libro.



ÍNDICE

INTRODUCCIÓN

- Conceptos de calidad del agua: un enfoque
multidisciplinario 11
Alonso Aguilar Ibarra y Nadia Durán Rivera

PROBLEMÁTICA

1. Calidad, una limitante más para la disponibilidad del agua 25
*Ana Cecilia Espinosa García, María del Jazmín Aguilar
Medina y Marisa Mazari Hiriart*
2. La contaminación del agua subterránea en México 55
*Antonio Cardona, José Joel Carrillo-Rivera,
Graciela Herrera Zamarrón y Briseida López Álvarez*
3. La contaminación de las costas mexicanas 79
*Alfonso V. Botello, Susana Villanueva Fregoso
y Guadalupe Ponce Vélez*
4. La contaminación difusa 121
Rosario H. Pérez Espejo
5. Las especies exóticas como contaminación
biológica del agua 145
Elsa L. Valiente Riveros

SOLUCIONES

6. Soluciones tecnológicas a la contaminación del agua 177
Blanca Elena Jiménez Cisneros
7. Soluciones ecológicas a la contaminación del agua 199
Luis Zambrano
8. Soluciones de la teoría económica para la contaminación
del agua 221
*Alonso Aguilar Ibarra, Rosario H. Pérez Espejo
y Sara Ávila Forcada*

[9]

GOBERNANZA Y CALIDAD DEL AGUA

9. Aspectos sociales sobre la calidad del agua
y los ecosistemas acuáticos: un análisis
de conflictos y controversias en torno al agua 247
Alejandro von Bertrab Tamm y Javier A. Matus Pacheco
10. El marco jurídico e institucional para la gestión
de la calidad del agua en México 281
*Alonso Aguilar Ibarra, Marisa Mazari Hiriart
y Blanca Elena Jiménez Cisneros*

CONCLUSIONES

- Calidad del agua: un enfoque multidisciplinario 305
Alonso Aguilar Ibarra

INTRODUCCIÓN

Conceptos de calidad del agua: un enfoque multidisciplinario

*Alonso Aguilar Ibarra y Nadia Durán Rivera**

INTRODUCCIÓN

El agua ha desempeñado un papel central para el desarrollo de diversas civilizaciones. La sociedad se beneficia ampliamente de los servicios ambientales del agua proveniente de acuíferos, ríos, lagos o costas, y por consiguiente el ser humano ejerce una influencia directa o indirecta sobre ellos y su biota acuática [Brown, 2003].

Reconocer y valorar adecuadamente esos servicios puede evitar la degradación ambiental, sobre todo en momentos de alto crecimiento poblacional y mayor presión territorial [Postel y Thompson, 2005]. Por tanto, la prosperidad de una sociedad depende en gran medida de su capacidad para utilizar, proteger y regenerar sus recursos hídricos (el agua en un sentido puramente físico) y acuáticos (la biodiversidad acuática).

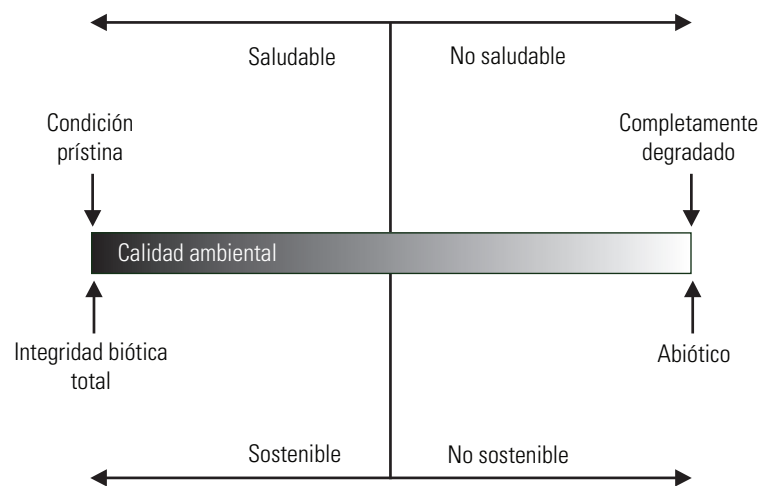
Uno de los enfoques más recientes en la gestión de recursos acuáticos es el concepto de *calidad ambiental*, que se refiere al grado de perturbación y potencial de conservación o restauración de

* Agradecemos la colaboración de Tatiana Hernández Reyes en la búsqueda de información.

un ecosistema sometido a presiones humanas. Desde un punto de vista integral, definir la calidad del agua significa ir más allá de sus atributos fisicoquímicos o biológicos; implica tomar en cuenta el contexto ecológico, así como los usos y valores que la sociedad les otorga. Una visión moderna maneja de hecho estos elementos como inseparables [Hart *et al.*, 1999].

La calidad ecológica del agua se manifiesta dentro de un continuo de influencia humana (diagrama 1). En un extremo del gradiente se encuentra un ecosistema degradado por completo, mientras que en el otro prevalece una condición prístina. Entre un extremo y el otro es factible identificar un cierto grado de salud ecológica que a su vez distingue una situación sostenible de otra no sostenible, de acuerdo con el umbral de calidad previamente definido. La *calidad ambiental* se refiere, por tanto, al grado de perturbación y potencial de conservación o restauración de un ecosistema sometido a presiones humanas [Karr, 1999].

DIAGRAMA1. CUADRO CONCEPTUAL DE LA CALIDAD AMBIENTAL



Fuente: Modificado de Karr [1999].

CONSECUENCIAS DE LOS DIFERENTES USOS DEL AGUA

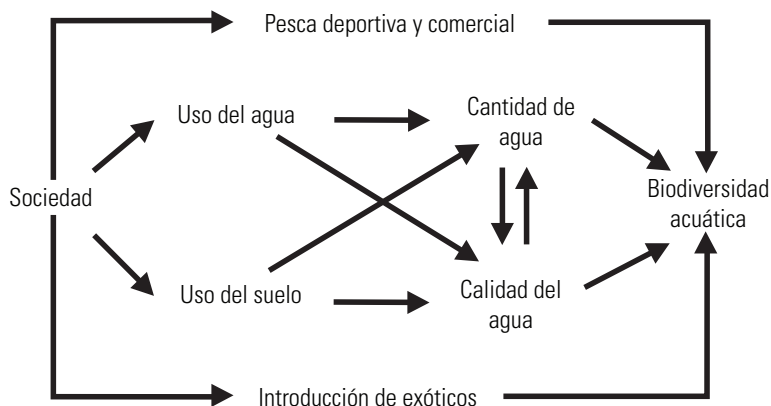
El agua es un recurso difícil de estudiar y gestionar, por las formas que adopta (líquida, sólida y gaseosa) y por la fuerza de gravedad a lo largo de una cuenca o en el subsuelo. Muchas actividades económicas están ligadas de manera indirecta a los ecosistemas acuáticos, de modo que la contaminación de cuerpos de agua río arriba repercuten río abajo y en consecuencia las actividades dependientes de un alto grado de calidad del agua corren el riesgo de reducir su potencial productivo, entre ellas diversas manufacturas, turismo, pesca, acuicultura y algunas recreativas.

El uso del agua impone numerosas modificaciones a la morfología de los ríos, tales como la construcción de presas y canales de riego. El uso del suelo en las cuencas influye en la calidad del agua, debido a que la agricultura, la industria, la urbanización y la deforestación representan las principales fuentes de contaminación puntual y difusa. Así, se afecta el almacenamiento en acuíferos y la calidad del agua subterránea. De hecho, muchas actividades en la superficie de las cuencas repercuten en el agua subterránea. La falta de una gestión eficiente del agua y la sobreexplotación pesquera, tanto comercial como deportiva, al igual que la introducción de especies exóticas, perturban los ecosistemas acuáticos (diagrama 2).

La contaminación se puede considerar un costo social que toda actividad económica genera y que implica una pérdida de bienestar general, ya que el saneamiento para volverla potable demanda un costo extra [Saldívar, 2007]. Este costo se relaciona con un concepto fundamental en economía ambiental, *la externalidad*, que no significa ajeno a la fuente de contaminación sino a los intercambios de mercado; porque nadie asume los costos por la contaminación, aunque todos la sufren, y ello es resultado de un mal funcionamiento en el mercado. El costo social aumenta y el bienestar general disminuye.

En el caso de México, Peña Ramírez [2004] indica que entre las industrias más contaminantes se encuentran la del papel y celulosa, la química y petroquímica, la de pinturas y la refresquera. Según el

DIAGRAMA 2. PRINCIPALES INFLUENCIAS HUMANAS EN EL MEDIO ACUÁTICO



Fuente: Modificado de Aguilar Ibarra [2005].

Inventario Nacional de Descargas de Aguas Residuales, reportado en las Estadísticas del Agua en México¹ para 2005, la acuicultura es la industria que libera más aguas residuales (68 m³/s), pero con poca materia orgánica generada al año (7 000 t/año). En cuanto al volumen de contaminación, las industrias azucarera, petrolera y agropecuaria en general son las más destacadas (1 750, 1 186 y 1 063 miles de toneladas por año, respectivamente). Si se calcula una razón entre materia orgánica y descarga producida, las industrias agropecuaria y petrolera juntas resultan las más contaminantes en México (cuadro 1).

El sector agropecuario (agricultura y ganadería) con frecuencia se identifica como uno de los mayores contaminantes del agua [Shortle *et al.*, 2001], pero el origen exacto de la contaminación es difícil de medir y reconocer. Dentro del sector agropecuario, la industria azucarera constituye una gran usuaria de agua para sus procesos, como el lavado de la caña de azúcar y la extracción y purificación de la sucrosa [Kemmer, 1988]. De acuerdo con Enkerlin

¹ Véase http://www.cna.gob.mx/SINA/doctos/EAM_2005_110705.pdf [27 de agosto de 2007].

CUADRO 1. DESCARGA DE AGUAS RESIDUALES Y MATERIA ORGÁNICA GENERADA POR TIPO DE INDUSTRIA EN MÉXICO (DATOS PARA 2002)

<i>Industria</i>	<i>Descarga de aguas residuales (m³/s)</i>	<i>Materia orgánica generada (miles de ton/año)</i>	<i>Razón materia orgánica/ descarga</i>
Destilería y vitivinicultura	0.4	230.0	575.0
Agropecuaria	3.2	1 063.0	332.2
Cerveza y malta	1.6	272.0	170.0
Beneficio de café	0.3	32.0	106.7
Petrolera	11.4	1 186.0	104.0
Curtiduría	0.1	9.0	90.0
Minera	0.8	56.0	70.0
Alimentaria	3.0	193.0	64.3
Manufacturas diversas	12.9	795.0	61.6
Química	6.9	406.0	58.8
Azúcar	45.9	1 750.0	38.1
Textil	0.7	14.0	20.0
Celulosa y papel	5.5	108.0	19.6
Servicios	10.3	183.0	17.8
Acuicultura	67.6	7.0	0.1

Fuente: Inventario Nacional de Descargas de Aguas Residuales, Estadísticas del Agua en México, 2005.

[2003], es la mayor consumidora de agua en el proceso productivo en general: 35% de la extracción, 22% del consumo y 39% de la descarga al ambiente. En un ingenio azucarero, el consumo de agua determina: la calidad de la materia prima; el estado de aislamiento térmico; el estado del sistema de recuperación, conducción y almacenamiento del condensado; las coordinaciones operacionales; el control de agua para limpieza y enfriamiento, y el pH del jugo clarificado [Gálvez Taupier, 1999].

La contaminación por hidrocarburos se debe a la extracción y perforación petrolera, los transportes de combustibles, y los gasoductos y oleoductos que se encuentran principalmente en las zonas costeras y marítimas del país. De hecho, los complejos petroquímicos son una fuente importante de metales, junto con las plantas de producción de fertilizantes, la minería, la metalurgia, las actividades de dragado para la perforación de pozos petroleros y las ciudades costeras con un gran número de habitantes [Botello *et al.*, 2004].

Los accidentes producidos por fugas, fallas en los sistemas de control en los puntos de descarga o incluso flujos deliberados de residuos industriales, pueden causar contaminaciones agudas que implican desde perturbaciones momentáneas y locales hasta graves impactos en corto y mediano plazo. Los derrames no sólo contaminan el suelo y el agua, sino que merman la salud de los habitantes y afectan su modo cotidiano de vida, como cuando les obliga a suspender sus actividades pesqueras durante meses.

Si bien los efectos agudos de contaminaciones puntuales pueden controlarse en general, la contaminación difusa llega a producir a largo plazo más efectos acumulativos en los ecosistemas acuáticos; porque, a diferencia de la contaminación puntual, sus fuentes son difíciles de localizar y por tanto de reglamentar. Los diferentes usos del suelo, sobre todo la agricultura, la urbanización, la deforestación y la minería representan las fuentes principales de contaminación difusa [Harding *et al.*, 1998].

Por otra parte, el desarrollo urbano en una cuenca deteriora los cursos de agua por la liberación de toxinas y nutrimentos. Además, la superficie asfaltada disminuye notablemente la capacidad de filtración del agua hacia los mantos freáticos pero aumenta el drena-

do de partículas hacia los ríos, lo que incrementa el riesgo de que se produzcan inundaciones [Brezonik y Stadelmann, 2002]. Los desechos domésticos agravan la contaminación y la eutrofización porque las aguas residuales urbanas, aun tratadas, contienen grandes cantidades de cloro, fósforo y nitrógeno [Wang *et al.*, 2001].

La sociedad debe percibir el problema con respecto a la calidad del agua, para llevar a cabo acciones de remediación; pero conforme aumenta la preocupación social por la calidad ambiental, se evidencia más la falta de evaluaciones respecto de los beneficios económicos, sociales y ecológicos del mejoramiento y preservación de los recursos hídricos y acuáticos. Estos aspectos se deben complementar a fin de enriquecer la toma de decisiones. En efecto, un gran número de especialistas coincide en que la integración multidisciplinaria facilita la comprensión y solución de los problemas de la vida real. Así nace la idea de aportar una obra multidisciplinaria sobre la calidad del agua en México.

OBJETIVO Y CONTENIDO DE LA OBRA

El objetivo de este libro es que especialistas, principalmente de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), compartan sus conocimientos y experiencias sobre las causas y consecuencias de la contaminación del agua, y ofrezcan soluciones para mejorar su calidad en el país.

Esta obra de naturaleza multidisciplinaria ofrece explicaciones y definiciones en lenguaje técnico, comprensible para los alumnos de licenciatura y posgrado, lo mismo que para los colegas de otras disciplinas y personas interesadas en el tema, sin que por ello pierda su rigor académico.

El libro se divide en: introducción, problemática, soluciones, gobernanza y calidad del agua, y conclusiones. La introducción incluye los conceptos básicos con un enfoque multidisciplinario. La sección de problemática, aborda causas y consecuencias de la contaminación, no sólo del agua como un recurso natural aislado, sino también de los ecosistemas acuáticos. Así, en el capítulo

lo “Calidad, una limitante más para la disponibilidad del agua”, Ana Cecilia Espinosa García, María del Jazmín Aguilar Medina y Marisa Mazari Hiriart, del Instituto de Ecología (UNAM), explican la interrelación de los conceptos de cantidad y calidad del agua, que muchos estudios y políticas públicas ignoran por considerar separados los aspectos de cantidad de agua asequible y contaminación. Las autoras advierten sobre la posibilidad de que se reduzca el abastecimiento de agua para algunos usos, si la calidad no es la adecuada. Asimismo, dan cuenta de los principales problemas de salud ocasionados por la presencia de microorganismos, virus, huevos de helmintos y compuestos químicos, que contaminan el agua en México. También facilitan una descripción de las principales formas de evaluación de la calidad del agua.

Un gran número de actividades económicas produce una enorme variedad de productos químicos orgánicos e inorgánicos que se vierten a los cuerpos de agua superficial y al suelo. La contaminación de suelos puede poner en riesgo sobre todo la calidad de las aguas subterráneas, por el proceso conocido como *lixiviación* que consiste en el drenado y filtración de contaminantes a través del suelo hacia la superficie freática. Si bien en México este proceso por sí solo es preocupante, lo debe ser más desde la perspectiva de salud y la agricultura, ya que el agua subterránea extraída por medio de pozos concentra en exceso diversas sustancias de origen natural. Pero el problema no ha sido atendido con pertinencia, tal vez debido a razones de comportamiento social que impiden entender y aceptar el funcionamiento del agua subterránea. Éste es el tema que en el capítulo “La contaminación del agua subterránea en México”, abordan Antonio Cardona, Graciela Herrera Zamarrón y Briseida López Álvarez, de Ciencias de la Tierra (Universidad Autónoma de San Luis Potosí, UASLP), y José Joel Carrillo-Rivera del Instituto de Geografía (UNAM).

Los ríos transportan los contaminantes, y los lagos, lagunas y en algunos casos el mar se convierten en los depósitos finales. Por tanto, las consecuencias en los ecosistemas asociados son diferentes a lo largo de una cuenca, que en muchos casos a su vez se extienden a las costas. Alfonso V. Botello, Susana Villanueva Fregoso y Guadalupe Ponce Vélez, del Instituto de Ciencias del Mar y

Limnología (UNAM) analizan esta problemática en el capítulo “La contaminación de las costas mexicanas”, y señalan diversos contaminantes (bacterias patógenas, metales tóxicos, hidrocarburos y plaguicidas organoclorados) que se hallan en el agua, en sedimentos e incluso en organismos marinos de las costas de México.

Rosario H. Pérez Espejo, del Instituto de Investigaciones Económicas (UNAM), en el capítulo “La contaminación difusa”, explica que la contaminación del agua se denomina puntual cuando se identifican el origen y el responsable de las descargas, y se le conoce como difusa cuando no es posible identificar ambos aspectos. Aunque las fuentes difusas son variadas, el sector agropecuario se reconoce como una de las más destacadas y de las más difíciles de controlar, porque se ignora cuántas descargas aporta cada agricultor y cuáles contaminantes contienen. Por ello, este capítulo aborda de manera detallada la contaminación generada por la agricultura y la ganadería.

Los efectos negativos de la contaminación del agua se manifiestan en el bienestar humano y en una disminución de la biodiversidad. Por ejemplo, la contaminación difusa puede inducir disminución de especies nativas, y el reemplazo con especies exóticas o más tolerantes y más resistentes a hábitats perturbados por actividades humanas podría generar disminución de la biodiversidad como ocurre en aguas eutróficas y lénticas. Por tanto, así como los contaminantes químicos invaden un cuerpo de agua y disminuyen su calidad fisicoquímica, la invasión de especies exóticas modifica la calidad del ecosistema acuático. Elsa L. Valiente Riveros del Instituto de Biología (UNAM) explica tal situación en el capítulo “Las especies exóticas como contaminación biológica del agua”.

La siguiente sección contiene tres capítulos que aportan soluciones desde tres puntos de vista distintos, pero no por ello excluyentes: la ecología, la ingeniería y la economía. En el capítulo “Soluciones tecnológicas a la contaminación del agua”, Blanca Elena Jiménez Cisneros, del Instituto de Ingeniería (UNAM), describe los sistemas de potabilización, saneamiento y reúso del agua, y señala que las soluciones tecnológicas para el control de la calidad del agua se aplican para dos fines: remediar y prevenir. La

elección entre ambos tipos depende del contexto y los contaminantes implicados.

Luis Zambrano, del Instituto de Biología (UNAM), en el capítulo “Soluciones ecológicas a la contaminación del agua”, expone que la naturaleza misma posee ciertas características favorables para la depuración del agua; por ejemplo, los humedales se pueden utilizar para mejorar la calidad del agua en ríos y lagos. También explica el término biomanipulación y las aportaciones de la teoría ecológica al manejo y conservación del agua.

¿Qué opciones de financiamiento hay para poner en marcha instrumentos de gestión que incluyan el uso de tecnologías o la restauración ecológica? ¿Cuáles son los principales aspectos de la contaminación del agua desde la perspectiva de la economía? ¿Qué incentivos económicos pueden inducir un cambio en el comportamiento de los usuarios que conduzca a la mejoría en la calidad del agua? Alonso Aguilar Ibarra, Rosario H. Pérez Espejo y Sara Ávila Forcada, del Instituto de Investigaciones Económicas (UNAM), tratan de responder estas preguntas en el capítulo “Soluciones de la teoría económica para la contaminación del agua”.

Pero la prevención de la contaminación del agua no se puede limitar al desarrollo tecnológico, a la restauración ecológica o a los incentivos económicos. Es imprescindible considerar los aspectos sociales y la aceptación por parte de los usuarios de prácticas, tecnologías u otras medidas de gestión. Además, poner en marcha instrumentos de manejo del agua exige contar con un marco jurídico e institucional adecuado. Por ello, la sección sobre gobernanza y calidad del agua, plantea los problemas y las recomendaciones para solucionarlos. En el capítulo “Aspectos sociales sobre la calidad del agua y los ecosistemas acuáticos: un análisis de conflictos y controversias en torno al agua”, Alejandro von Bertrab Tamm, de la Agencia Alemana de Cooperación y la Facultad de Ciencias Políticas y Sociales (UNAM), y Javier A. Matus Pacheco, del Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Ciencias y Humanidades (UNAM), demuestran que el agua es un detonante de conflictos sociales debido no sólo a la contaminación, sino también a la carestía o al exceso. En muchos casos, éstos son aspectos difíciles de discernir. Los autores brindan una visión

general de los conflictos alrededor del agua y plantean elementos para prevenirlos.

El capítulo “El marco jurídico e institucional para la gestión de la calidad del agua en México”, escrito por Alonso Aguilar Ibarra, Marisa Mazari Hiriart y Blanca Elena Jiménez Cisneros, presenta de manera breve pero consistente, el marco legal e institucional en México y en el cual se discuten la problemática y las recomendaciones para el tema de la gestión de la calidad del agua en nuestro país.

Finalmente, se presentan las conclusiones de la obra.

REFERENCIAS

- Aguilar Ibarra, A. [2005], “Ecological indicators and society’s values: monitoring, research and management of water quality in rivers”, A.R. Burk (ed.), *Progress in Aquatic Ecosystem Research*, Nueva York, Nova Science Publishers, pp. 35-58.
- Botello, A., S. Villanueva Fragoso y L. Rosales Hoz [2004], “Distribución y contaminación de metales en el Golfo de México”, *Diagnóstico ambiental del Golfo de México*, vol. 2, México, Instituto Nacional de Ecología-Semarnat, pp. 683-712.
- Brezonik, P.L. y T.H. Stadelmann [2002], “Analysis and predictive models of stormwater runoff volumes, loads, and pollutant concentrations from watersheds in the Twin Cities metropolitan area”, *Water Research*, Minnesota, Estados Unidos, 36(7):1743-1757.
- Brown, R.L. [2003], *Salvar el planeta*, Barcelona, Paidós.
- Enkerlin, E. [2003], *Ciencia ambiental y desarrollo sostenible*, México, Internacional Thompson Editores.
- Gálvez Taupier, L. [1999], “Hacia una agroindustria diversificada y con esquemas de producción flexibles”, *CubaAzúcar*, 28(4): 5-11.
- Harding, J.S., E.F. Benfield, P.V. Bolstad, G.S. Helfman y E.B.D. Jones [1998], “Stream biodiversity: the ghost of land use past”,

- Proceedings of the National Academy of Science of the U.S.*, 95:14843-14847.
- Hart, B.T., B. Maher e I. Lawrence [1999], "New generation water quality guidelines for ecosystem protection", *Freshwater Biology*, 41(2):347-359.
- Karr, J.R. [1999], "Defining and measuring river health", *Freshwater Biology*, 41(2):221-234.
- Kemmer, F.N. [1988], *The NALCO water handbook*, Nueva York, McGraw-Hill.
- Peña Ramírez, J. [2004], *El agua, espejo de los pueblos. Ensayos de ecología política sobre la crisis del agua en México en el umbral del milenio*, México, Facultad de Estudios Superiores Acatlán, UNAM-Plaza y Valdés.
- Postel, S.L. y B.H. Thompson [2005], "Watershed protection: capturing the benefits of nature's water supply services", *Natural Resources Forum*, 29(2):98-108.
- Saldívar V., A. [2007], *Las aguas de la ira: economía y cultura del agua en México. ¿Sustentabilidad o gratuidad?*, México, Facultad de Economía, UNAM.
- Shortle, J.S., D.G. Abler y M. Ribaudó [2001], "Agriculture and water quality: the issues", J.S. Shortle y D.G. Abler (eds.), *Environmental Policies for Agricultural Pollution Control*, Nueva York, CABI Publishing, pp. 1-18.
- Wang, L., J. Lyons, P.D. Kanehl y R. Bannerman [2001], "Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales", *Environmental Management*, 28(2):255-266.

PROBLEMÁTICA



1. CALIDAD, UNA LIMITANTE MÁS PARA LA DISPONIBILIDAD DEL AGUA

*Ana Cecilia Espinosa García, María del Jazmín
Aguilar Medina y Marisa Mazari Hiriart*

INTRODUCCIÓN

En todas las regiones del mundo, el agua es un recurso de importancia crítica para el desarrollo de actividades agrícolas, económicas e industriales que ayudan al desarrollo y sostenimiento de las sociedades modernas [Matsuura, 2003].

De acuerdo con Shiklomanov [1993], los recursos renovables que los seres humanos empiezan a utilizar a una tasa acelerada, de manera efectiva, se transforman en recursos no renovables con la subsecuente modificación del ciclo natural. Por consiguiente, a pesar de que el agua dulce es renovable, en la práctica resulta limitada [Gleick, 1993]. El agua, a diferencia de otros recursos naturales, la hay en cantidad fija. Aunado a esto, la alteración de su calidad reduce el volumen disponible para uso y consumo humano, así como para el funcionamiento de diversos ecosistemas.

El abastecimiento de agua en el ámbito mundial está en crisis y la situación empeora con el tiempo. Con el crecimiento de la población global y las expectativas de calidad de vida de los individuos, la cantidad de agua dulce disponible por persona se torna cada día menor [Clarke y King, 2004].

[25]

El agua puede utilizarse varias veces, por ejemplo, para consumo humano, riego, producción industrial, generación de energía eléctrica y remoción de desechos, y al mismo tiempo es fundamental para el soporte de los ecosistemas naturales. Al ofrecer múltiples usos, su aprovechamiento debe ser integral considerando su calidad [Matsuura, 2003]. Y aun cuando el acceso al agua de calidad adecuada representa un derecho humano básico, esta premisa no se cumple por igual en todos los países o en todas las regiones de un mismo país [Clarke y King, 2004].

La modificación de las condiciones climáticas por el calentamiento global afectará de manera impredecible el ciclo hidrológico y, por consecuencia, los recursos de agua dulce [Gleick, 1993]. Junto con la alteración de los sistemas acuáticos debido al aporte de compuestos químicos y microorganismos ajenos a los sistemas contaminantes, la creciente demanda de alimentos y la necesidad de reúso del agua para diversos fines, esa problemática irreversible plantea un panorama preocupante en el que la adecuada distribución del agua para los sistemas naturales y artificiales constituye uno de los grandes retos del siglo XXI.

Los problemas de manejo de los recursos hídricos en muchos países se intensificarán, a menos que se lleven a cabo acciones efectivas [WWDR, 2003]. Desde el punto de vista social, económico y ambiental, los aspectos sobre salud, sanidad, medio ambiente en ciudades, alimentos, industria y producción de energía evidencian que en el siglo XXI el problema de la cantidad, calidad y manejo del agua persistirá [WWDR, 2003].

El objetivo de este capítulo es proporcionar una idea general sobre los fundamentos para la evaluación de la calidad del agua y su alteración por microorganismos, como uno de los aspectos relevantes en México aún no controlados.

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA

La mayor parte del agua utilizada por los seres humanos es agua dulce, llamada así por la baja concentración de iones y sales en solución. Los requerimientos de agua varían de acuerdo con la

cultura, la ubicación geográfica, el tipo de comunidad y la estación del año [Tchobanoglous y Schroeder, 1985].

Los principales usos del agua pueden clasificarse de diversas formas, por ejemplo: el *uso municipal*, que incluye el doméstico, el comercial y el industrial (no doméstico) y servicios al público, además del agua que se pierde en el sistema de distribución llamada agua “no cuantificada” [Tchobanoglous y Schroeder, 1985]; y los *usos agrícola, pecuario, acuícola, con fines recreativos y para transporte*. Algunos de ellos se pueden desagregar o bien juntar entre sí.

La Comisión Nacional del Agua (CNA) [2004] en México señala en particular los siguientes usos: el *agropecuario*, que incluye el agrícola, el pecuario y la acuicultura; el *abastecimiento público*, para uso público urbano y doméstico, que incluye todas las industrias y servicios que toman agua de las redes municipales; y el *uso industrial*, para la industria, servicios y generación de energía eléctrica. Una vez ocupada el agua para cualquiera de estos destinos, su calidad se altera en diferente grado, por lo que es necesario evaluarla. Las medidas de calidad del agua se clasifican de diferentes maneras, en la mayoría de los casos como características físicas, químicas y biológicas [Tchobanoglous y Schroeder, 1985; Ffolliot *et al.*, 2001].

Para diagnosticar una alteración de calidad del agua se requieren mediciones específicas de una sola característica como los metales pesados, los compuestos orgánicos tóxicos o un cierto grupo de bacterias, en relación directa con el uso previsto. La primera evaluación de las condiciones del agua se basa en las características físicas que, de acuerdo con Tchobanoglous y Schroeder [1985], consideran lo siguiente:

- a) *Sólidos*, los cuales según su tamaño y estado, se clasifican por sus características químicas en sedimentables, suspendidos, coloidales o disueltos.
- b) *Turbidez* o grado de claridad en la columna de agua, que se verifica por la penetración de la luz a través del líquido.
- c) *Olor*, que pueda indicar materia orgánica en descomposición o presencia de minerales atribuida a la reducción de sulfatos por actividad microbiana.

- d) *Temperatura*, que altera un gran número de características del agua, ya que su aumento influye en la tasa de las reacciones químicas y bioquímicas.
- e) *Color*, que revela materia coloidal en suspensión.

La presencia de iones específicos como calcio, magnesio o plomo se relaciona con las características químicas. Existen medidas burdas de las características del agua como la alcalinidad, la dureza y la conductividad, que también se utilizan como medidas generales de la calidad del agua. Las mediciones químicas más comunes [Tchobanoglous y Schroeder, 1985] son las siguientes:

- a) *Iones mayores en agua*. Incluyen los cationes calcio (Ca^{+2}), magnesio (Mg^{+2}), sodio (Na^{+}) y potasio (K^{+}), y los aniones bicarbonato (HCO_3^{-}), cloruros (Cl^{-}) y nitratos (NO_3^{-}). Las interacciones entre iones determinan muchas características químicas.
- b) *Iones menores en agua*. Comprenden cationes como aluminio (Al^{+3}), amonio (NH_4^{+}), arsénico (As^{+}), bario (Ba^{+2}), borato (BO_4^{-3}), cobre (Cu^{+2}), hierro (Fe^{+3}) y manganeso (Mn^{+2}), al igual que aniones como bisulfato (HSO_4^{-}), bisulfito (HSO_3^{-}), carbonatos (CO_3^{-2}), flúor (F^{-}), hidróxido (OH^{-}), monofosfatos ($\text{H}_2\text{PO}_4^{-2}$), difosfatos (HPO_4^{-3}), trifosfatos (PO_4^{-3}), sulfuro (S^{-2}) y sulfito (SO_3^{-2}).
- c) *Especies inorgánicas*. Principalmente metales pesados, entre ellos: arsénico (As^{+3}), bario (Ba^{+2}), cadmio (Cd^{+2}), cromo (Cr^{+3} y Cr^{+6}), plomo (Pb^{+2}), mercurio (Hg^{+2}), selenio (Se), plata (Ag^{+2}), zinc (Zn^{+2}) y cianuro (CN^{-}).
- d) *Nitrógeno y fósforo*. Especies inorgánicas aportadas a los sistemas terrestres por las actividades humanas. Se identifican en fertilizantes para las plantas y se vierten con aguas residuales o de retorno agrícola a cuerpos de agua. Algunos de estos compuestos son: amonio (NH_4^{+}), nitritos (NO_2^{-}), nitratos (NO_3^{-}), nitrógeno total (N_{total}), ortofosfatos (Na_3PO_4 o Na_2HPO_4) y fósforo total (P_{total}).

- e) *pH*. Concentración del ión hidrógeno, que brinda las condiciones de neutralidad, acidez o alcalinidad del agua. Es relevante porque determina las reacciones químicas.
- f) *Alcalinidad*. Capacidad del agua de neutralizar ácidos.
- g) *Conductividad*. Parámetro que permite caracterizar la habilidad de una solución para conducir una corriente eléctrica; se determina por los iones en solución.
- h) *Dureza*. Representa la suma de las concentraciones de calcio y magnesio.

Otro tipo de compuestos importantes de mencionar son los orgánicos, formados por combinaciones de carbono, hidrógeno, oxígeno, nitrógeno, fósforo y azufre, al igual que los inorgánicos. Existen varios parámetros para evaluar la materia orgánica presente en agua, ya sean compuestos naturales u orgánicos sintéticos (sintetizados por el hombre). Los compuestos orgánicos naturales incluyen proteínas, carbohidratos y lípidos, y las medidas de materia orgánica y su descomposición son la demanda química de oxígeno (DQO), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), la demanda total de oxígeno (DTO) y el carbono orgánico total (COT).

Los compuestos orgánicos sintéticos, más de 100 000 a partir del decenio de 1940, se utilizan ampliamente en la actualidad. Son compuestos aromáticos, derivados de combustibles y compuestos organoclorados utilizados como disolventes industriales y plaguicidas agrícolas; además, se incluyen trihalometanos (THM), subproductos formados en el proceso de desinfección con cloro.

Otros compuestos, como los gases disueltos, reflejan también las condiciones del cuerpo de agua. Los gases en el agua llevan nitrógeno (N₂), oxígeno (O₂), bióxido de carbono (CO₂), ácido sulfhídrico (H₂S), amoníaco (NH₃) y metano (CH₄). Los tres primeros son gases comunes en la atmósfera y se encuentran en todas las aguas en contacto con el medio atmosférico; los últimos tres se asocian con respiración y metabolismo bacteriano [Tchobanoglous y Schroeder, 1985].

Las características biológicas del agua se relacionan sobre todo con las poblaciones de microorganismos acuáticos que afectan di-

rectamente la calidad del agua, al transmitir enfermedades patógenas [Tchobanoglous y Schroeder, 1985]. Estos microorganismos se asocian con situaciones en que los desechos animales o humanos, tratados o depositados de manera inadecuada, se encuentran en proximidad con los cuerpos de agua superficiales o sistemas de agua subterránea [Ffolliot *et al.*, 2001]. Los principales microorganismos encontrados en el agua dulce o agua residual son virus, bacterias, algas, protozoarios, helmintos, rotíferos y crustáceos [Tchobanoglous y Schroeder, 1985].

En México los parámetros de mayor manejo para evaluar la calidad del agua se integraban en un índice de calidad que consideraba alcalinidad, cloruros, coliformes fecales, color, conductividad, surfactantes, dureza, pH, sólidos suspendidos totales, fosfatos, grasas y aceites, nitrógeno amoniacal y nitratos, DBO_5 , oxígeno disuelto, sólidos totales disueltos y turbidez [INE, 2000]. Este criterio de evaluación de la calidad del agua se modificó en 2001 y actualmente se usa un nuevo índice con dos parámetros: la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) y la demanda química de oxígeno (DQO). Estos parámetros permiten reconocer gradientes de agua que van desde una condición relativamente natural o sin influencia de la actividad humana, hasta indicios o aportaciones importantes de aguas residuales de tipo doméstico, industrial o una mezcla de ambas [CNA, 2004]. Al parecer, también brindan información fundamental para la toma de decisiones en cuanto al sistema de tratamiento apropiado, lo que representa un esfuerzo de muestreo y costo menor que si se considera una serie mayor de parámetros, pero desde nuestro punto de vista ofrecen una visión parcial sobre la calidad del agua.

En un análisis sobre los problemas más frecuentes en agua para uso y consumo humano, que abarcó aguas superficiales y subterráneas, se observó que en agua se reportan con mayor frecuencia los parámetros microbiológicos, en especial las bacterias coliformes fecales, indicadoras de materia fecal [Jiménez *et al.*, 1998]. En el caso del agua superficial empleada para riego, el grupo de coliformes fecales también se identifica como problema número uno en México [Jiménez *et al.*, 1998].

CONTAMINACIÓN POR MICROORGANISMOS

Diversos tipos de patógenos como bacterias, protistas, helmintos y virus pueden encontrarse en agua, pero en esta obra se mencionan sólo aquéllos cuya importancia radica en su alta incidencia mundial, resistencia a los métodos de desinfección o gravedad de las enfermedades generadas. Algunos de estos microorganismos afectan a todo tipo de personas, de modo que se denominan patógenos estrictos.

El manejo inadecuado del agua, aunado al crecimiento demográfico y los cambios en las formas de producción, han favorecido el resurgimiento de patógenos oportunistas que parecían controlados y que afectan en primera instancia a grupos vulnerables como infantes, ancianos y personas inmunocomprometidas [WHO, 2003a]. La inmunidad a los patógenos también depende de factores como la edad, el sexo, el estado de salud y las condiciones de vida [WHO, 2004].

La adquisición de patógenos por medio del agua ocurre por tres motivos: origen hídrico; falta de agua o higiene inadecuada, y contacto directo relacionado con el agua. Los patógenos de origen hídrico se producen en materia fecal y son transmitidos por ingestión de agua contaminada. Los organismos adquiridos por falta de agua o higiene deficiente derivan de las heces y se transmiten por preparación inadecuada de alimentos (cuadro 1).

Los microorganismos que se adquieren por contacto directo relacionado con la ingesta de agua o por inhalación son aquellos que pasan parte de su ciclo de vida en animales acuáticos, como insectos que viven o se reproducen en sitios con agua estancada [Maier *et al.*, 2000].

BACTERIAS

Campylobacter

Es una bacteria que se aloja en el tracto gastrointestinal de animales de sangre caliente, principalmente aves. En el ámbito mun-

CUADRO 1. PRINCIPALES ORGANISMOS PATÓGENOS TRANSMITIDOS POR AGUA

Patógeno	Impacto en salud	Persistencia en agua	Resistencia a la cloración	Infectividad
Bacterias				
Campylobacter	Alto	Moderada	Baja	Moderada
Vibrio	Alto	Poca	Baja	Baja
Leptospira	Bajo	Larga	Desconocida	Alta
Micobacterias no tuberculosas	Bajo	Multiplica	Alta	Baja
Enterobacterias				
Escherichia coli/enterohemorrágica	Alto	Moderada	Baja	Alta
Escherichia coli/enteropatogénica	Alto	Moderada	Baja	Baja
Salmonella	Alto	Moderada	Baja	Baja
Shigella	Alto	Poca	Baja	Moderada
Cianobacterias				
Aphanizomenon	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Microcystis	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Protistas				
Acanthamoeba	Alto	Larga	Alta	Alta
Cryptosporidium	Alto	Larga	Alta	Alta

Entamoeba	Alto	Moderada	Alta	Alta
Giardia	Alto	Moderada	Alta	Alta
Virus				
Adenovirus	Alto	Larga	Moderada	Alta
Enterovirus	Alto	Larga	Moderada	Alta
Hepatitis A	Alto	Larga	Moderada	Alta
Hepatitis B	Alto	Larga	Moderada	Alta
Norovirus	Alto	Larga	Moderada	Alta
Rotavirus	Alto	Larga	Moderada	Alta
Huevos de helminto				
Ascaris	Alto	Larga	Alta	
Taenia	Alto	Larga	Alta	

Fuente: Modificado de WHO [2004].

dial, constituye la causa más importante de diarrea infecciosa y gastroenteritis de origen bacteriano en seres humanos. Las infecciones en niños menores de dos años son especialmente frecuentes en países en desarrollo, y a veces llegan a provocar la muerte [WHO, 2000]. Por razones aún desconocidas, su incidencia se ha incrementado en casi todos los países desarrollados [Skirrow, 1991].

La diarrea causada por *Campylobacter* es muy importante desde la perspectiva socioeconómica, por su alta incidencia, duración y posibles complicaciones, entre las que se cuentan la bacteriemia, la hepatitis, la pancreatitis y las secuelas como artritis y desórdenes neurológicos [WHO, 2002].

Vibrio

La bacteria *Vibrio cholerae*, causante del cólera, tiene por principal ruta de contagio el agua contaminada, y como ruta secundaria el consumo de alimentos. Las epidemias de cólera ejemplifican el manejo inadecuado del agua. La última de las seis pandemias registradas en la historia comenzó en 1961 y continúa hasta la fecha; el biotipo causal se conoce como *el Tor* y durante 1999 provocó 400 000 casos, de los cuales se reportaron 9 000 muertes en todo el mundo.

El cólera es endémico de África, el sudeste asiático, el subcontinente Índico, América Central y Sudamérica, especialmente en las áreas caracterizadas por un deficiente o inexistente tratamiento de las aguas residuales. La eliminación del patógeno depende del adecuado tratamiento del agua [Madigan *et al.*, 2000]. En México, no se han informado casos desde el brote de 1999, pero el adecuado manejo de las aguas residuales y el monitoreo constante permitirán prevenir su diseminación con impacto en la salud pública.

Leptospira

Produce la leptospirosis. El género está constituido por 12 especies, todas patógenas y varias de ellas asociadas con enfermedades de mediana severidad, aunque algunas cepas pueden llevar a la muerte si no se recibe atención médica. Ocupa como hábitat natural

los tubos renales de animales de sangre caliente y se excreta al medio ambiente por medio de la orina, de modo que puede contaminar agua de uso recreativo o para consumo humano. Se distribuye en todo el mundo, pero con más frecuencia en climas tropicales.

La leptospirosis incluye entre sus síntomas fiebre limitante, dolor muscular, meningitis, falla renal, hemorragia e ictericia, y como secuelas enfermedad psiquiátrica, depresión y psicosis. De 1 a 10 bacterias pueden causar la enfermedad en personas susceptibles. Su capacidad de resistir en el agua por largos periodos es tema de particular preocupación. Las personas relacionadas con actividades de cuidado o cría de animales y que desarrollan actividades acuáticas en sistemas contaminados por la bacteria conforman grupos vulnerables [Pond, 2005]. Estudios realizados en México mostraron que *Leptospira* puede provocar síntomas parecidos a los del dengue hemorrágico [Flisser *et al.*, 2002].

Micobacterias no tuberculosas

La familia *Micobacteriaceae* se compone de 70 especies de *Mycobacterium*, 30 de las cuales ocasionan enfermedades en humanos y animales, y entre éstas se encuentran alrededor de 16 especies asociadas con agua. La mayoría de las micobacterias no tuberculosas se aíslan de animales como aves y peces, aguas superficiales contaminadas y lugares en que se da el contacto con humanos.

Mycobacterium avium, la micobacteria más significativa en términos de salud pública, ha mostrado resistencia al uso de antibióticos, metales pesados y desinfectantes. Los síntomas de una infección por *Mycobacterium avium* incluyen tos y sudoración. Ésta, ocurre por exposiciones ambientales y nosocomiales, con un periodo de incubación y desarrollo de la enfermedad incierto, pero tal vez de semanas, y una dosis infecciosa estimada entre 104 a 107 organismos [Pond, 2005].

ENTEROBACTERIAS

Agrupan organismos que provocan el mayor número de infecciones intestinales y diarreas bacterianas en el mundo, entre ellos

Escherichia coli, *Salmonella* y *Shigella*; también las bacterias que se utilizan como indicadores de la calidad del agua, es decir, las coliformes totales y fecales. Las rutas de contagio de este grupo de bacterias son el agua y los alimentos contaminados con materia fecal, así como el contacto directo. Los niños menores de cinco años, los ancianos y las personas inmunocomprometidas conforman los sectores más vulnerables.

Escherichia coli

Se conocen al menos seis categorías de *Escherichia coli* causantes de diarrea, otra de infecciones del tracto genitourinario y una más de meningitis; también existen cepas de vida libre, como la bacteria que típicamente coloniza el colon en los recién nacidos y forma parte de la flora intestinal de animales de sangre caliente.

Los síntomas de esta bacteria se juzgan de relativa gravedad, pero la cepa *E. coli* enterohemorrágica (cuadro 1) recientemente ha llamado la atención por su baja dosis infecciosa de sólo 10 organismos y la severidad del síndrome, el cual puede derivar en falla renal e incluso la muerte. Los brotes se han relacionado sobre todo con el consumo de hamburguesas mal cocidas, además del agua contaminada y el contacto con agua de uso recreativo [Kaper *et al.*, 2004]. En ninguno de los pocos casos reportados en México se ha detectado la cepa O157:H7, serotipo de conocida peligrosidad [Flisser *et al.*, 2002].

Salmonella

El género *Salmonella* se divide en unas 200 especies, denominadas tifoidales o no tifoidales de acuerdo con el tipo de enfermedades que causan. Se distribuye en todo el mundo y sobrevive en ambientes diversos, entre ellos la congelación por varios meses. Produce desde infecciones asintomáticas hasta tifoidea por *S. typhi* y paratifoidea por *S. paratyphi*.

La invasión de *Salmonella* en células epiteliales, en la porción terminal del intestino delgado, ocasiona diarrea con una inciden-

cia estimada de 16 millones de casos al año y aproximadamente 600 000 muertes. Estudios realizados en México de 1972 a 1999 muestran los serotipos más frecuentes: *S. typhimurium*, *S. enteritidis* y *S. typhi* [Gutiérrez *et al.*, 2000].

Shigella

El género *Shigella* se conforma por cuatro especies, todas patógenas para los seres humanos, con una dosis infecciosa de 102 a 105 organismos. Las cepas virulentas de *Shigella* producen shigellosis, cuyos síntomas clínicos incluyen diarrea, fiebre y disentería, que pueden desembocar en la muerte si no se adoptan las medidas adecuadas [Theron y Cloete, 2002; Granum, 2006; Rodríguez-Ángeles, 2002]. Más de 164 millones de casos y 1.1 millón de muertes se atribuyen a esta bacteria [WHO, 2005].

Helicobacter

La ruta de contagio de la bacteria *Helicobacter* no ha sido definida aún, pero se postula que podría ser el agua. El género *Helicobacter* agrupa al menos 14 especies, de las cuales *H. pylori* y *H. heilmanii* se han asociado con enfermedad gástrica en seres humanos. La bacteria registra una distribución mundial.

La infección crónica por *Helicobacter* origina gastritis superficial y asintomática, que persiste en muchos individuos por muchos años. Asimismo, la infección por *H. pylori* incrementa 50 veces el riesgo de ulceración del duodeno. Varios estudios han planteado una fuente ambiental común de la adquisición de *H. pylori*, en particular el agua; y han considerado a los animales como fuentes potenciales de contagio [Mobley *et al.*, 2001]. En países en desarrollo, la infección por *H. pylori* ocurre a edad temprana con una prevalencia >50%, comparada con <10% en países desarrollados [Graham *et al.*, 1991]. En México, más de 80% de los adultos se diagnostican seropositivos al *H. pylori* a los 25 años, y se plantea que el agua puede jugar un papel importante como vehículo de transmisión [Mazari *et al.*, 2001].

CIANOBACTERIAS

Las cianobacterias pueden realizar fotosíntesis, por lo que se denominan algas verde-azules, y se han reportado enfermedades en humanos asociadas con ellas. Producen toxinas capaces de afectar por varios medios: contacto dérmico, ingestión de peces y diversos moluscos filtradores contaminados con la toxina, e inhalación de aerosoles emanados de sistemas acuáticos.

El manejo de los cuerpos de agua a manera de receptores de desechos de actividades antropogénicas, como agricultura, ganadería, producción y descargas de agua residual, origina niveles excesivos de nutrientes. Esta condición del agua a su vez genera un crecimiento explosivo de cianobacterias y en consecuencia se incrementa la producción de toxinas asociadas a ellas. Existen cianotoxinas de diferente naturaleza: bloqueadores de fosfatasa proteínica, neurotoxinas y citotoxinas (cuadro 2).

CUADRO 2. TOXINAS ASOCIADAS CON CIANOBACTERIAS

<i>Tipo</i>	<i>Cianotoxina</i>	<i>Cianobacteria (géneros)</i>
Bloqueadores de fosfatasa proteínica	<i>Microcystina</i>	<i>Microcystis</i> , <i>Planktothrix</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Nostoc</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Anabaenopsis</i> y <i>Hapalosiphon</i>
	<i>Nodularina</i>	<i>Nodularia spumigena</i>
Neurotoxinas	Anatoxinas (alcaloide)	<i>Anabaena</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Aphanizomenon</i> y <i>Cylindrospermum</i>
	Anatoxinas (organofosfato)	<i>Anabaena</i>
	Saxitoxinas (carbamato y alcaloides)	<i>Aphanizomenon</i>
	<i>Cylindrospermopsina</i> (alcaloide)	<i>Anabaena</i> , <i>Lyngbya</i> y <i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>
Citotoxinas	<i>Cylindrospermopsina</i> (alcaloide)	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>

Fuente: Elaboración propia.

La principal vía de exposición a las toxinas es el contacto directo en aguas recreativas con crecimientos explosivos de cianobacterias. Los síntomas de enfermedad abarcan problemas gastrointestinales, dolor de cabeza, neumonía, mialgia y vértigo. Incluso se ha informado sobre un fallecimiento relacionado con la ingestión accidental de cianotoxina por contacto directo en agua de una poza [Stewart *et al.*, 2006].

El crecimiento explosivo de cianobacterias provoca mal olor en poco tiempo, disminuye las concentraciones de oxígeno y ocasiona la muerte de especies acuáticas y otros animales en contacto con el agua, incluyendo al ser humano [Paerl *et al.*, 2001]. Peces como carpas, bagre, perca y trucha, diferentes tipos de moluscos y el plancton también son afectados a nivel fisiológico, conductual o reproductivo [Camargo y Alonso, 2006].

PROTOZOARIOS

Entamoeba histolytica

Produce la amebiasis. En ciertos casos la infección evoluciona sin producir síntomas, pero en algunos individuos desencadena ulceraciones en el tracto gastrointestinal, denominadas disentería amebiana. Se transmite de persona a persona en forma de quistes y por contaminación fecal de agua o alimento [Madigan *et al.*, 2000].

Cryptosporidium parvum

Parásito de animales de sangre caliente, con un tamaño de 2 a 5 micrómetros. Se introducen y crecen en el epitelio mucoso del intestino y estómago, poseen pared resistente al cloro y contaminan el agua al ser eliminados en heces. La infección puede adquirirse al ingerir agua contaminada.

Giardia lamblia

Protista flagelado que se transmite a los seres humanos a través de agua contaminada con residuos fecales; también se han documen-

tado contagios por alimentos y contacto sexual. Produce la enfermedad denominada giardiasis, que es una gastroenteritis aguda. El parásito en estadio trofozoide o quiste posee una pared celular que le permite resistir a la desecación y al tratamiento químico; cuando las condiciones mejoran, al introducirse en un nuevo hospedero, los quistes germinan, se unen a las paredes del intestino y provocan síntomas como diarrea repentina, líquida y maloliente. *Giardia* se identificó como agente causal en 15% de los brotes por contaminación del agua potable de 1999 a 2000 en Estados Unidos [Madigan *et al.*, 2000].

VIRUS

Agentes formados de material genómico, que se halla protegido por proteínas que integran una cápside. Se les ha clasificado con base en la naturaleza del genoma —es decir, ácido desoxirribonucleico (ADN) o ácido ribonucleico (ARN)— y según el arreglo de las proteínas de cápside. Sin embargo, los avances tecnológicos en el campo de la biología molecular han permitido una descripción más detallada a partir del conocimiento de sus mecanismos de infección y de replicación.

Los virus son parásitos obligados, por lo que su detección en cualquier sistema natural se vincula con la presencia de su organismo hospedero o la influencia de éste sobre el ambiente. Pueden considerarse contaminantes cuando el hospedero es un organismo ajeno al sistema, por ejemplo, especies introducidas o seres humanos.

Aunque los virus infectan a todo tipo de seres vivos, los más estudiados en ambientes acuáticos han sido los bacteriófagos (virus que infectan bacterias). Las investigaciones sobre bacteriófagos se iniciaron durante la primera mitad del siglo XX, mientras que la de los virus que infectan protozoarios comenzaron en el decenio de 1980 con la detección de *Giardiavirus* y *Trichomonavirus* [Wang y Wang, 1991; Benchimol *et al.*, 2002].

Los bacteriófagos tienen gran impacto en las poblaciones naturales de bacterias y en la transferencia de material genético entre las poblaciones [Maier *et al.*, 2000]. Es sorprendente su abundan-

cia en ambientes acuáticos. Los conteos en sistemas naturales no contaminados como ríos, lagos, agua marina y suelo, revelan en algunos casos cifras superiores a 10⁸ partículas virales en un mililitro (cuadro 3). Por ello, se investiga la función que desempeñan en la regulación de las poblaciones de sus hospederos [Maier *et al.*, 2000].

Los virus que afectan a seres humanos forman otro grupo muy estudiado, en primer lugar, por su importancia en términos de salud pública y, en segundo lugar, porque la distribución de la población humana en el mundo ha afectado diversos ecosistemas.

Los primeros trabajos que relacionaron componentes ambientales y virus en seres humanos fueron los realizados en el decenio de 1950 con la detección de virus activos de poliomielitis en aguas residuales. Estos trabajos marcaron el inicio de la virología ambiental como parte de la microbiología ambiental [Pina, 2001]. Desde entonces, los avances asombrosos en el conocimiento de los virus humanos, que se distribuyen en el agua, suelo, aire y alimentos, han sido posible a partir del desarrollo de las técnicas moleculares.

Entre los ejemplos más notables de la presencia de virus en agua y su relación con brotes de enfermedad en seres humanos se encuentra la epidemia de hepatitis en Nueva Delhi, India, de 1955 a 1956, que involucró 230 000 casos [Pina, 2001]. Se trató de una de las primeras epidemias documentadas que se asoció a la contaminación de agua para consumo con agua residual, en el río Jamuna. Estudios retrospectivos concluyeron que el agente causal de esta gran epidemia fue el virus que actualmente se conoce como hepatitis E (VHE) [Maier *et al.*, 2000].

Año con año se reportan brotes alrededor del mundo relacionados con el consumo de agua, vegetales, frutas y otros alimentos contaminados. La distribución geográfica de los organismos hospederos y la influencia de éstos sobre el medio ambiente determinan en gran medida la diseminación de los virus que los parasitan. Por esa razón, los virus que infectan a seres humanos están ampliamente esparcidos. En adelante se hará referencia a los virus entéricos por su importancia en términos de salud pública y porque sus características les posibilitan enfrentar condiciones ambientales en apariencia adversas, por periodos prolongados.

CUADRO 3. PRESENCIA DE VIRUS EN ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

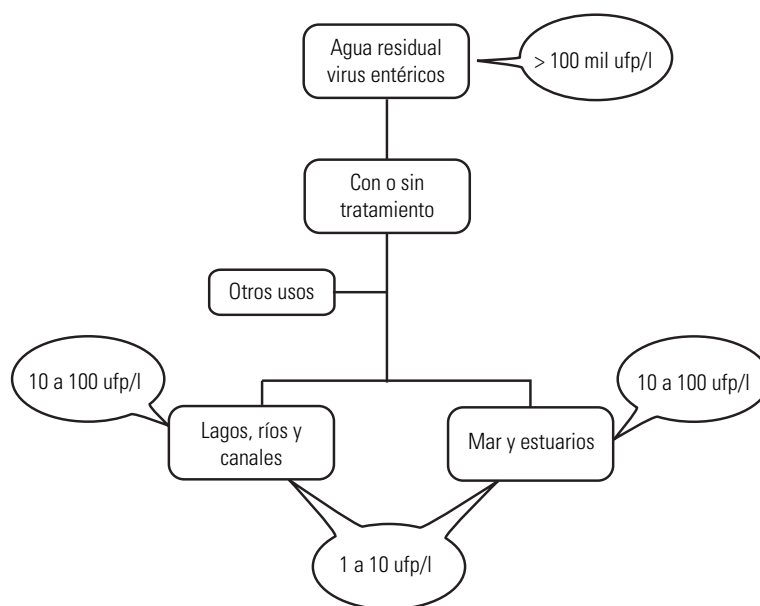
<i>Sitio</i>	<i>Tipo de agua</i>	<i>vlp*/ml</i>	<i>Referencia</i>
California, Estados Unidos	Dulce	$0.1-1 \times 10^9$	Jiang <i>et al.</i> [2004]
Sri Lanka	Dulce	$2-7.7 \times 10^7$	Peduzzi y Schiemer [2004]
África (Senegal)	Dulce	$1.1-72 \times 10^7$	Bettarel <i>et al.</i> [2006]
Francia (Costa Atlántica)	Marina	$1.4-20.8 \times 10^7$	Auguet <i>et al.</i> [2006]
Atlántico Norte	Marina	2.6×10^6	Parada <i>et al.</i> [2007]

* vlp: partículas similares a virus (del inglés, *virus-like particles*).

Los virus entéricos se introducen al medio acuático por medio de las heces fecales y orina de individuos infectados, aunque no muestren signos de enfermedad. En un gramo de heces fecales pueden excretarse incluso 1 011 partículas virales, como en el caso del rotavirus. Si las aguas residuales no reciben ningún tratamiento previo a su descarga final en cuerpos de receptores (diagrama 1), la concentración de virus puede ser hasta de 105 ufp/l (unidades formadoras de placa por litro) [Pina, 2001].

La concentración de virus depende del grado de contaminación fecal en el sistema acuático receptor. Por ejemplo, en aguas superficiales se han detectado 102 ufp/l, y en agua de mar hasta 10 ufp/l. No obstante, se sabe que en el ámbito mundial entre 75 y 95% de las aguas residuales se vierten al ambiente sin ser tratadas [Jiménez y Garduño, 2001; Villena, 2003].

DIAGRAMA 1. CONCENTRACIONES DE VIRUS ENTÉRICOS EN AGUA DE DIFERENTES TIPOS
A PARTIR DE LA DESCARGA DE HECES FCALES EN AGUA RESIDUAL

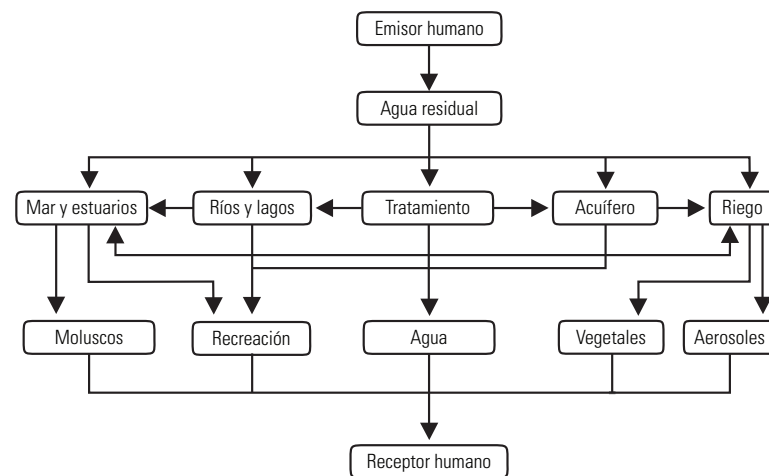


Fuente: WHO [2003b]; USEPA [2004]; Pina [2001].

Las fuentes de contaminación viral del agua identificadas (diagrama 2) incluyen al ser humano y otros mamíferos. Las cargas virales de heces fecales pueden llegar a los cuerpos de agua superficiales o incluso a los acuíferos que se aprovechan para el abastecimiento de la población, el riego agrícola o actividades recreativas. Finalmente, la contaminación viral, de acuerdo con su magnitud, puede regresar a su fuente emisora, que así se transforma en receptora para iniciar de nuevo un ciclo de contaminación o infección viral.

En el diagrama 2 se muestra la opción de producir aguas residuales tratadas, es decir, disminuir la contaminación de las aguas residuales antes de ser descargadas a un sistema acuático receptor. En este caso lo importante es el tipo de tratamiento, ya que de éste dependerán las concentraciones de virus entéricos y de otros contaminantes que se liberen al ambiente. En muchos países es común que no se identifiquen los agentes causales de brotes de enfermedades gastrointestinales, al menos en la mitad de los casos. Sin embargo, se sospecha que una proporción importante de este tipo de brotes tiene un origen viral. Por ejemplo, en México, se

DIAGRAMA 2. VÍAS DE TRANSMISIÓN DE VIRUS ENTÉRICOS HUMANOS



Fuente: Modificado de Pina [2001].

informó que durante 2007 más de cuatro millones de individuos acudieron a los servicios de salud por afecciones gastrointestinales [Secretaría de Salud, 2007], sin que se especifique el agente causal. Los casos señalados se clasifican en la categoría “Infección intestinal debida a virus y otros organismos, y las mal definidas”, según el *Boletín Epidemiológico*.

Las estadísticas publicadas de Estados Unidos muestran que, entre 1991 y 2000, no se identificó el agente etiológico de alrededor de 40% de los brotes asociados con agua potable [WHO, 2003a]. Los tipos de enfermedades debidos a los virus entéricos abarcan desde diarreas hasta daños en el sistema nervioso central o en el sistema cardíaco (cuadro 4).

Otra característica importante por considerar es que la cantidad de partículas virales requeridas para provocar una infección (dosis infecciosa) van de 1 a 100, en función del virus específico y la condición del individuo. Se trata de dosis infecciosas muy bajas en comparación con las de bacterias.

La diversidad de enfermedades asociadas con virus entéricos, aunada a sus dosis infecciosas bajas, los ubica en el estudio prioritario por parte de microbiólogos, virólogos ambientales y epide-

CUADRO 4. VIRUS ENTÉRICOS QUE PUEDEN TRANSMITIRSE POR AGUA Y ENFERMEDADES ASOCIADAS

<i>Virus</i>	<i>Enfermedad</i>
Poliovirus	Parálisis y meningitis
Coxsackievirus A y B	Meningitis, cardiopatías y diabetes
Echovirus	Meningitis, enfermedades respiratorias y gastroenteritis
Hepatitis A	Hepatitis
Hepatitis E	Hepatitis
Rotavirus	Gastroenteritis
Adenovirus	Gastroenteritis y conjutivitis
Norovirus	Gastroenteritis
Astrovirus	Gastroenteritis

Fuente: Elaboración propia.

miólogos. La comunidad de investigadores en virología ambiental ha subrayado recientemente como línea de investigación la necesidad de continuar con la evaluación de indicadores que permitan conocer la calidad virológica del agua de consumo, riego y usos recreativos. Lo anterior responde a la evidencia de infecciones virales relacionadas con el consumo de agua y alimentos contaminados y la exposición por contacto directo [WHO, 2003b].

Se profundizará en los géneros *rotavirus* y *norovirus*, por su mayor impacto en el ámbito mundial. El *rotavirus* produce diarrea severa, sobre todo en menores de dos años, y causa la muerte de 600 000 niños cada año en todo el mundo y alrededor de dos millones de hospitalizaciones [Parashar *et al.*, 2006]. A pesar de que la mortalidad y morbilidad son mayores en los países en desarrollo, la población infantil en los países desarrollados también enfrenta ese problema con niveles altos de morbilidad. La ruta de transmisión del rotavirus es fecal-oral, y se le ha encontrado de manera recurrente en agua para consumo humano y para riego [Villena, 2003].

El *norovirus* se asocia con el consumo de alimentos regados o manejados con agua contaminada y produce gastroenteritis aguda. En Estados Unidos explica la mayoría de los casos de gastroenteritis provocada por alimentos, con 23 millones de casos al año [Thornton *et al.*, 2004]. Los brotes se han presentado en usuarios de hospitales, escuelas, guarderías, cruceros y restaurantes. El virus también se ha detectado en agua para consumo; entre 1996 y 2000, de 3 a 6% de los brotes registrados en Estados Unidos se iniciaron por consumo de agua contaminada [Thornton *et al.*, 2004].

La detección de virus entéricos en agua conlleva problemas metodológicos, entre los cuales resalta la necesidad de la concentración de grandes volúmenes de agua. Para resolver este problema, se han explorado diversos métodos de concentración tomando en cuenta las características físicas y químicas de las partículas virales (cuadro 5). Los métodos admiten niveles de eficiencia variables que dependen del tipo de agua por concentrar y las condiciones de contaminación.

Una vez concentradas las muestras de agua, se procede a detectar los virus presentes, por medio de métodos diversos, entre

CUADRO 5. MÉTODOS MÁS UTILIZADOS DE CONCENTRACIÓN DE MUESTRAS AMBIENTALES DE AGUA

<i>Método</i>	<i>Matriz</i>	<i>Condición del agua</i>
Floculación inorgánica	Sulfato amónico, cloruro férrico y sulfato de aluminio	Turbidez baja
Floculación orgánica	Extracto de carne, caseína y leche en polvo	Turbidez baja
Adsorción-elusión	Filtros de celulosa electrocargados (positivos y negativos)	Turbidez baja
	Polvo de vidrio	Turbidez baja
	Lana de vidrio	Turbidez baja
Ultrafiltración	Celulosa y polisulfona	Cualquier tipo de agua
Ultracentrifugación		Turbidez alta

Fuente: Basado en Pina [2001] y Mocé [2004].

ellos: inoculación de virus en animales de laboratorio como ratones, infección de células cultivadas, microscopía electrónica, inmunología y procedimientos moleculares que permiten identificar segmentos del genoma del virus de interés.

Sin importar el método, la detección de virus es costosa y exige infraestructura y personal especializado, por lo cual esos métodos no han sido muy utilizados para las evaluaciones de calidad del agua necesarias de implementar y aplicar. La sensibilidad de cada método es variable y los moleculares son los más sensibles, aunque con la principal desventaja de que al detectarse segmentos específicos de genoma viral no se puede diferenciar si se trata de virus infecciosos o no. Los métodos de concentración y detección de virus en muestras ambientales deben elegirse de acuerdo con los objetivos de investigación, al igual que por la infraestructura y recursos financieros disponibles.

HELMINTOS

Organismos macroscópicos factibles de observar a simple vista; pero el huevo que producen, de tamaño microscópico, es el me-

dio de infección. La mayoría de los helmintos son de vida libre, se encuentran en el suelo y en agua dulce y salada. Sin embargo, algunos de ellos parasitan al ser humano y ahí realizan parte de su ciclo de vida. Resulta muy interesante pensar que aunque los cuerpos de agua constituyen uno de los sitios donde los helmintos se desarrollan de manera natural, la cantidad de ellos se relaciona con los aportes de huevos que los humanos efectúan mediante la descarga de aguas residuales. Los helmintos con mayor impacto sobre la salud pública en México se muestran en el cuadro 6.

CUADRO 6. HELMINTOS PATÓGENOS HUMANOS PRESENTES EN AGUAS RESIDUALES

<i>Helminto</i>	<i>Enfermedad que producen</i>
Nematodos:	Ascariasis: problemas intestinales u obstrucción intestinal debida a la cantidad de gusanos.
<i>Ascaris lumbricoides</i>	
<i>Trichuris trichura</i>	Trichuriasis: diarrea, anemia, apendicitis, vómito, flatulencia e insomnio.
Cestodos:	Taeniasis: nerviosismo, insomnio, anorexia y disfunciones digestivas.
<i>Taenia solium</i> o <i>T. saginata</i>	

Fuente: Elaboración propia.

Las aguas residuales son un recurso apreciado por los agricultores, debido a su alto contenido de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y materia orgánica que funciona como mejorador del suelo; sin embargo, su uso tiene como principal desventaja la diseminación de agentes patógenos, entre ellos los huevos de helminto, que ocupan uno de los primeros sitios. La ingesta de huevos de helminto a partir del consumo de vegetales regados con aguas residuales está bien documentada, y se señala un riesgo de ascariasis 16 veces mayor que para el caso de zonas regadas con agua no residual.

Los huevos de helminto son resistentes a la desinfección por cloro, ozono y luz ultravioleta, así que deben eliminarse de las aguas residuales por medio de tratamientos de remoción física

como sedimentación, coagulación-floculación y filtración [Mazari *et al.*, 2005].

CONTAMINACIÓN QUÍMICA

Puede ser inorgánica y orgánica. La contaminación química inorgánica consiste en el aporte de iones, nutrientes, detergentes o metales y productos de desechos de actividades urbanas y rurales que llegan a los cuerpos de agua. Algunos metales son necesarios para los seres vivos, pero pueden tornarse tóxicos si rebasan ciertas concentraciones. Se les conoce químicamente como *metales pesados* cuando presentan densidad mayor a 5 g/cm^3 , y ese término se ha asociado con los metales tóxicos como cadmio (Cd), cromo (Cr), mercurio (Hg), níquel (Ni), plomo (Pb) y zinc (Zn). Los metales pesados constituyen los compuestos químicos de mayor preocupación, por sus efectos en el sistema nervioso central y en el riñón, además de que se les atribuyen alergias, intoxicación y en ocasiones un carácter cancerígeno.

Los compuestos orgánicos se clasifican en cuatro categorías: *naturales*, que producen mal olor y sabor; *sintéticos*, de origen industrial y que son tóxicos; *precursores naturales* para la obtención de subproductos de desinfección, y *subproductos* generados por la desinfección [Jiménez y Garduño, 2001]. Los compuestos orgánicos sintéticos, entre ellos los residuos de plaguicidas líquidos y sólidos (por ejemplo, fumigantes, fungicidas, insecticidas y herbicidas), suscitan una problemática porque contienen compuestos persistentes, como en el caso de los disolventes producidos por las actividades industriales. La persistencia de otros compuestos de tipo aromático —como los derivados de la industria petrolera— no ha sido evaluada, salvo en sitios y eventos puntuales (por ejemplo, Guadalajara y Salamanca).

Las fuentes difusas de contaminación orgánica abarcan, entre otras, el aporte de aguas de retorno agrícola producidas en grandes extensiones de cultivo; los aportes provenientes de fuentes puntuales como las zonas industriales y urbanas, que conforman una

compleja mezcla de compuestos de tipo orgánico, y los ductos que transportan productos de refinación del petróleo, con efectos en sistemas de agua subterránea.

La desinfección con cloro del agua para consumo humano propicia la formación de trihalometanos compuestos como cloroformo, bromoformo, dibromocloro metano, y bromodicloro metano, cancerígenos a mediano y largo plazos.

La importancia de los trihalometanos compuestos estriba en que sus efectos en la salud pública aún no han sido valorados o cuantificados. Las concentraciones generalmente son del orden de partes por billón (ppb) o microgramos por litro ($\mu\text{g/l}$); o bien hasta en partes por trillón (ppt) o nanogramos por litro (ng/l). Se siguen llevando a cabo investigaciones en el ámbito mundial para mostrar, entre otros, los daños potenciales en hígado, riñón y sistema nervioso central, así como su contribución en el cáncer. Debido a la falta de un registro o estadísticas sobre los daños provocados por estos compuestos, se presume que la población está siendo afectada sin que se puedan cuantificar los efectos. Tampoco se han investigado a fondo temas recientes como la resistencia a antibióticos y disruptores endocrinos (hormonas), que afectan a humanos y organismos acuáticos, y por tanto la salud de los ecosistemas.

CONCLUSIONES

La modificación de las condiciones climáticas por el calentamiento global afectará de manera impredecible el ciclo hidrológico y por consecuencia los recursos de agua dulce. Esta problemática irreversible, aunada a la alteración de los sistemas acuáticos por el aporte de compuestos químicos y microorganismos contaminantes ajenos, a la creciente demanda de alimentos y a la necesidad de reúso del agua para diversos fines, se presenta como un panorama preocupante que conlleva uno de los grandes retos del siglo XXI: la adecuada distribución del agua para los sistemas naturales y artificiales.

REFERENCIAS

- Auguet, J.C., H. Montanié y P. Lebaron [2006], "Structure of viroplankton in the Charente estuary (France): transmission electron microscopy versus pulsed field gel electrophoresis", *Microbial Ecology*, 51(2):197-208.
- Benchimol, M., T.H. Chang y J.F. Alderete [2002], "*Trichomonas vaginalis*: observation of coexistence of multiple viruses in the same isolate", *FEMS Microbiology Letters*, 215(2):197-201.
- Bettarel, Y., M. Bouvy, C. Dumont y T. Sime-Ngando [2006], "Virus-Bacterium interactions in water and sediment of west African inland aquatic systems", *Applied and Environmental Microbiology*, 72(8):5274-5282.
- Camargo, J.A. y A. Alonso [2006], "Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment", *Environment International*, 32(6):831-849.
- Clarke, R. y J. King [2004], *The Water Atlas*, Nueva York, The New Press.
- CNA [2004], *Estadísticas del agua en México. Edición 2004*, México, Comisión Nacional del Agua.
- Ffolliot, P.F., L.A. Bojórquez Tapia y M. Hernández Narváez [2001], *Natural Resources Management Practices: a Primer*, Ames, Iowa, Iowa State University Press.
- Flisser, A. et al. [2002], "Infectious diseases in México. A survey from 1995-2000", *Archives of Medical Research*, 33(4):343-350.
- Gleick, P.H. [1993], "Water in the 21st century", P.H. Gleick (ed.), *Water in Crisis. A Guide to the World's Fresh Water Resources*, Nueva York, Oxford University Press, pp. 105-113.
- Graham, D.Y., H.M. Malaty, D.G. Evans, D.J. Evans, P.D. Klein y E. Adam [1991], "Epidemiology of *Helicobacter pylori* in an asymptomatic population of the United States", *Gastroenterology*, 100(6):1495.
- Granum, E. [2006], "Bacterial toxins as food poisons", J. Alouf y M. Popoff (eds.), *The Comprehensive Sourcebook of Bacterial Protein Toxins*, Nueva York, Academic Press, pp. 669-689.

- Gutiérrez Cogco, L., E. Montiel Vázquez, P. Aguilera Pérez y M. González Andrade [2000], "Serotipos de *Salmonella* identificados en los servicios de salud de México", *Salud Pública México*, 42(6):490-495.
- INE [2000], *Sustainable Development Indicators of Mexico*, México, Instituto Nacional de Ecología-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática-P7 Ediciones.
- Jiang, S., G. Steward, R. Jellison, W. Chu y S. Choi [2004], "Abundance, distribution and diversity of viruses in alkaline, hypersaline Mono Lake, California", *Microbial Ecology*, 47(1):9-17.
- Jiménez, B.E. y H. Garduño [2001], "Social, political, and scientific dilemmas for massive wastewater reuse in the world", Davis y McGin (eds.), *Navigating Rough Waters: Ethical Issues in the Water Industry*, Denver, American Water Works Association.
- Jiménez, B., H. Garduño y R. Domínguez [1998], "Water availability in Mexico considering quantity, quality, and uses", *Journal of Water Resources Planning and Management*, 124(1):1-7.
- Kaper, J., J. Nataro y H. Mobley [2004], "Pathogenic *Escherichia coli*", *Nature Reviews*, 2(2):123-140.
- Madigan, M., J. Martinko y J. Parker [2000], *Brock biology of microorganisms*, Nueva York, Prentice Hall.
- Maier, R. M., I.L. Pepper y C.P. Gerba [2000], *Environmental Microbiology*, Ottawa, Academic Press.
- Matsuura, K. [2003], *Water for life. Water for people*, Barcelona, UNESCO-Berghahn Books.
- Mazari Hiriart M., Y. López Vidal, G. Castillo Rojas, S. Ponce de León y A. Cravioto [2001], "*Helicobacter pylori* and other enteric bacteria in freshwater environments in Mexico City", *Archives of Medical Research*, 32(5):458-467.
- Mazari Hiriart, M., B.E. Jiménez Cisneros y Y. López Vidal [2005], *El agua y su impacto en la salud pública*, México, Programa Agua, Medio Ambiente y Salud-El Colegio de México-Fundación Gonzalo Río Arronte-UNAM.
- Mobley, H.L.T., G.L. Mendz y S.L. Hazell [2001], *Helicobacter pylori: physiology and genetics*, Washington, D.C., ASM Press.

- Mocé, L. [2004], "Avenços metodològics en la detecció de virus entèrics en aigües", tesis doctoral, Barcelona, Universidad de Barcelona.
- Paerl, H.W., R.S.P. Fulton, H. Moisander y J. Dyble [2001], "Harmful freshwater algal blooms, with an emphasis on cyanobacteria", *The Scientific World Journal*, 1:76-113.
- Parada, V., E. Sintès, H.M. van Aken, M.G. Wienbauer y G.J. Herndl [2007], "Viral abundance, decay, and diversity in the meso- and bathypelagic waters of the North Atlantic", *Applied and Environmental Microbiology*, 73(14):4429-4438.
- Parashar, U.D., C.J. Gibson, J.S. Bresee y R.I. Glass [2006], "Rotavirus and severe childhood diarrhea", *Emerging Infectious Diseases*, 12(2):304-306.
- Peduzzi, P. y F. Schiemer [2004], "Bacteria and viruses in the water column of tropical freshwater reservoirs", *Environmental Microbiology*, 6(7):707-715.
- Pina, S. [2001], "Detección y caracterización de virus patógenos humanos en muestras ambientales y moluscos bivalvos", tesis doctoral, Barcelona, Universidad de Barcelona.
- Pond, K. [2005], *Water recreational and disease*, Ginebra, World Health Organization, pp. 59-146.
- Postel, S. [1993], "Water and agriculture", P.H. Gleick (ed.), *Water in Crisis. A Guide to the World's Water Resources*, Nueva York, Oxford University Press, pp. 56-66.
- Postel, S. [2001], "Growing more food with less water", *Scientific American*, 284(2):34-37.
- Rodríguez-Ángeles, G. [2002], "Principal characteristics and diagnosis of the pathogenic groups of *Escherichia coli*", *Salud Pública México*, 44(5):464-475.
- Secretaría de Salud [2007], *Boletín Epidemiológico*, semana 52, México, Dirección General de Epidemiología, Secretaría de Salud.
- Shiklomanov, I.A. [1993], "World fresh water resources", P.H. Gleick (ed.), *Water in Crisis. A Guide to the World's Water Resources*, Nueva York, Oxford University Press, pp. 13-24.
- Skirrow, M. [1991], "Epidemiology of *Campylobacter enteritis*", *International Journal of Food Microbiology*, 12(1):9-16.

- Stewart, I., M.P. Webb, P.J. Schluter y G.R. Shaw [2006], "Recreational and occupational field exposure to freshwater cyanobacteria –a review of anecdotal and case reports, epidemiological studies and the challenges for epidemiologic assessment", *Environmental Health: A Global Access Science Source*, 4, 1-13.
- Tchobanoglous, G. y E.D. Schroeder [1985], *Water quality*, Reading, Addison-Wesley Publ.
- Theron, J. y T.E. Cloete [2002], "Emerging waterborne infections: contributing factors, agents, and detection tools", *Critical Reviews in Microbiology*, 28(1):1-26.
- Thornton, A.C., S.K. Jennings-Conklin y M.I. McCormick [2004], "Noroviruses: agents in outbreaks of acute gastroenteritis", *Disaster Management & Response*, 2(1):4-9.
- USEPA [2004], *Guidelines for water reuse*. EPA/625/R-04/108, Washington, D.C., U.S. Environmental Protection Agency.
- Villena, C. [2003], "Vigilancia ambiental molecular de rotavirus a humanos", tesis doctoral, España, Universidad de Barcelona.
- Wang, A.L. y C.C. Wang [1991], "Viruses of parasitic protozoa", *Parasitology Today*, 7:76-80.
- WHO [2000], "Campylobacter", World Health Organization, <<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs255/en/>>, noviembre de 2000.
- ____ [2003a], "Emerging issues in water and infectious disease", Francia, World Health Organization, Environmental Protection Agency.
- ____ [2003b], *Guidelines for safe and recreational water environments*, vol. 1: *Coastal and Fresh waters*, Ginebra, World Health Organization.
- ____ [2004], *Guidelines for drinking-water quality*, vol. 1: *Recommendations*, Ginebra, World Health Organization.
- ____ [2005], "Shigella", World Health Organization, <http://www.who.int/vaccine_research/diseases/shigella/en/>.
- World Water Development Report (WWDR) [2003], *Water for life. Water for people*, Barcelona, UNESCO-Berghahn Books.

2. LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN MÉXICO

*Antonio Cardona, José Joel Carrillo Rivera,
Graciela Herrera Zamarrón y Briseida López Álvarez*

INTRODUCCIÓN

En términos amplios el agua subterránea es aquella que se ubica debajo de la superficie del suelo. Incluye el agua que está en tránsito desde el suelo hacia el nivel freático (vadosa o no saturada), y la que se encuentra por debajo de este nivel (saturada). Una parte importante de la visión en México con respecto del agua subterránea se puede concretar en dos enfoques básicos: uno sugiere que su aprovechamiento está irremediablemente ligado con efectos negativos al resto del ambiente, y otro la considera un elemento de dimensiones infinitas.

En sentido estricto, la visión que enfatiza el efecto de la extracción indiscriminada del agua subterránea involucra básicamente: el incremento de la profundidad del nivel del agua en los pozos, que sirve de argumento para postular el denominado balance hídrico deficitario; y en menor grado la subsidencia del terreno. Por otro lado, la desaparición de ríos, manantiales, humedales y otros cuerpos de agua, en ocasiones se considera un efecto manifiesto deseable, como en el caso del secado de lagunas, ya que la gran extensión de territorio nuevo y asequible permite un cambio de uso del suelo.

[55]

Curiosamente, la calidad del agua extraída y su deterioro ha sido tema de menor atención. Sólo ha recibido cierto reconocimiento en la intrusión de agua de mar y en los programas de agua potable, cuyo reto implica únicamente abastecer a la población con agua clorada (libre de bacterias). En contraste, la definición correspondiente a la calidad fisicoquímica del agua para abastecimiento no se ha contemplado como un reto particular, en especial su contenido de elementos traza como flúor, arsénico, manganeso y cromo.

La otra visión considera que, como el agua subterránea constituye más de 95% del agua dulce asequible en el continente, para fines prácticos puede juzgarse ilimitada en cantidad, por lo que puede usarse en cualquier acción de desarrollo de la humanidad. En realidad Vovich y colaboradores [1995] estiman que, en el ámbito mundial, el abastecimiento de agua hacia áreas urbanas (incluso para producción económica) es menor a 1% (es decir, 0.45%) del total del agua dulce, que incluye el caudal de ríos, nieve perenne y flujo de agua subterránea a los océanos. Si se agregara el gran volumen de agua subterránea que se almacena bajo la superficie del continente [Price, 2003], ese valor se reduciría en cerca de dos órdenes de magnitud (0.008%). Aun así, el efecto negativo en el ambiente es manifiesto.

En principio, el interés en México sobre el agua subterránea se ha centrado en “localizar” pozos que aporten el mayor caudal posible, mientras que la calidad del agua extraída se aborda como un requisito de menor prestancia. En efecto, el término cantidad ha sido acuñado como sinónimo de agua subterránea accesible desde la primera sinopsis nacional que la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH) publicó en 1978 con el título *Atlas geohidrológico* (volumen I), a manera de Banco Nacional de Información Geohidrológica, en el que se presentan datos de diversos pozos y se indica la unidad geológica de la cual se extrae el agua subterránea, excepto su calidad. Así, en México, el tema de la calidad del agua subterránea ha sido de interés general, desde la perspectiva de su aptitud para usarse en riego y abasto doméstico. En ambos casos, sólo se han incorporado la limitante derivada de la intrusión de agua salina en zonas costeras y, en menor pro-

porción, los cambios por la entrada de sustancias contaminantes provenientes de rellenos sanitarios y canales para el transporte de agua residual.

Otros procesos identificados también producen una alteración en la calidad del agua obtenida por bombeo, que reviste un aspecto de singular importancia, ya que por tradición se considera que la calidad inicial del agua del pozo —que se reporta en el inicio de su fase de operación— permanece para fines prácticos constante durante su vida activa. Es decir, no se prevé que la calidad del agua cambie, a menos que haya un acto de contaminación por alguna fuente en la que el hombre ha sido responsable directo del manejo erróneo de residuos.

La Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente [LGEEPA, 1988], en su artículo 3º, fracción VI, define *contaminación* como *la presencia en el ambiente de uno o más contaminantes o de cualquier combinación de ellos que cause desequilibrio ecológico*; y en su fracción VII, especifica que *contaminante es toda materia o energía en cualesquiera de sus estados físicos y formas, que al incorporarse o actuar en la atmósfera, agua, suelo, flora, fauna o cualquier elemento natural, altere o modifique su composición y condición natural*. La definición en principio parece enfocar la alteración de la calidad por el arribo (filtración) de materia en diferentes estados desde la superficie del suelo hacia el agua subterránea. Al parecer, este tipo de procesos fue una de las causas principales de que se desarrollara el estudio metodológico actual del agua subterránea, cuyos representantes se consignaron en el libro de Freeze y Cherry [1979]. Ahí se reconoce la importancia de aplicar la teoría de los sistemas de flujo en estudios del agua subterránea cuyas bases estableció Tóth en forma inicial entre 1962 y 1963.

En el ámbito nacional, el paradigma de considerar que la calidad del agua de un pozo es por lo general constante con el tiempo de extracción (excepto en zonas costeras) ha producido efectos indeseables en la salud humana, al igual que en actividades productivas como la agricultura. Bajo este referente, en el actual capítulo se pretende demostrar la importancia de otras condiciones de flujo como causantes de la contaminación del agua subterránea suministrada.

REFERENTE TEÓRICO Y CAUSAS

Freeze y Cherry [1979] dieron los primeros pasos formales relacionados con una propuesta de índole científica que identifica la contaminación del agua subterránea conforme a la perspectiva de la entrada de material contaminante desde la superficie del terreno, por acción humana. El cambio de la calidad del agua en el subsuelo es un efecto que la población sólo percibe cuando dispone del agua contaminada, por ejemplo, para consumo doméstico; es decir, si esa fuente de agua era usada antes de que la contaminación se hiciera patente en los pozos de extracción afectados, se considerará que ahora los pozos producen agua contaminada con el material detectado. Esto sería coherente en forma análoga con la fracción VI del artículo 3° de la LGEEPA [1988], según la cual la presencia de un flujo de calidad diferente al inicial entra en el ambiente de influencia del pozo, con una o más sustancias contaminantes en cualquier combinación, y causa un desequilibrio ecológico que se manifiesta como efecto negativo a la salud de la población. Así, la extracción indiscriminada y sin control de agua subterránea genera cambios en la calidad del agua obtenida, y bajo esas condiciones se puede argüir que el abastecimiento de agua subterránea se ha contaminado.

FUNCIONAMIENTO DEL AGUA SUBTERRÁNEA

Debido al manifiesto deterioro de la calidad del agua, por manejo indebido de residuos, y una mayor necesidad de agua en cantidad y de calidad, desde el decenio de 1970 en diversas partes del mundo se comenzó a estudiar el agua subterránea mediante una metodología que la incorpora como elemento dinámico y con base en una óptica integradora que considera las principales variables del ambiente; de este modo, la presencia o ausencia de agua se integra en evidencia que puede definirse con relativa facilidad como vegetación, estructura geológica, litología, presencia o ausencia de agua superficial, química del suelo,

tipo de suelo y calidad del agua [Tóth, 2000]. Tal paradigma de análisis, integrador de información ambiental y que permite plantear propuestas del paisaje de acuerdo con las condiciones presentes en campo, se denomina *teoría de los sistemas de flujo de agua subterránea* y ha sido factor determinante de cambio en la perspectiva tradicional de estudio del agua subterránea, al permitir entender su funcionamiento, planear su manejo y facilitar su protección.

En el trabajo de Tóth [2000] se propone que la unidad básica de diagnóstico del agua subterránea sea el *sistema de flujo subterráneo*: “una unidad natural y coherente, en espacio y tiempo, consistente de agua subterránea de calidad fisicoquímica particular, que circula por materiales geológicos con expresión geomorfológica, con vegetación y con suelo particulares”.

Desde un referente práctico de aplicación, los sistemas de flujo subterráneo constan de zonas: la de *recarga* o flujo natural de agua descendente; la de *tránsito* o flujo natural lateral y horizontal del agua, y la de *descarga* o flujo natural del agua ascendente. Cada zona posee condiciones físicas, químicas y biológicas en las que el agua, a manera de eje articulador ambiental, se manifiesta completamente distinta y contrastante. Esto facilita identificar el funcionamiento del agua por medio de indicadores ambientales: vegetación, suelo, geomorfología, calidad de agua y carga hidráulica, entre otros (diagrama 1). El conocimiento de la localización y características de zonas de recarga y descarga se torna básico para definir el sistema de flujo al cual pertenecen.

Para fines de la caracterización y evaluación del agua subterránea se reconocen tres sistemas de flujo básicos: local, intermedio y regional (diagramas 1 y 2). Éstos se definen por la longitud y profundidad de recorrido del agua que los forman. Así, ante la descarga como consecuencia de agua de lluvia, un sistema puede responder relativamente de inmediato si es local; o de ninguna manera, si es regional. Los sistemas se reconocen por la topografía, el referente geológico, la calidad química, el contenido isotópico y la temperatura del agua. Es importante indicar que, igual que las corrientes en los océanos, los flujos mantienen en el medio subterráneo un recorrido separado.

Para postular el funcionamiento de una zona de descarga-recarga dentro de un sistema y para definir el tipo de sistema al que pertenece, la definición de la calidad fisicoquímica del agua se toma como uno de los elementos esenciales de análisis. Esto es posible porque el agua tiene “memoria de su recorrido en sus moléculas”: concentración de aniones, sólidos totales disueltos, cationes, si es dulce o salobre, si es fría o caliente, si es vieja o joven, si se precipitó a nivel del mar o en la montaña, oxígeno disuelto, si es ácida o alcalina, o si tiene algún elemento contaminante.

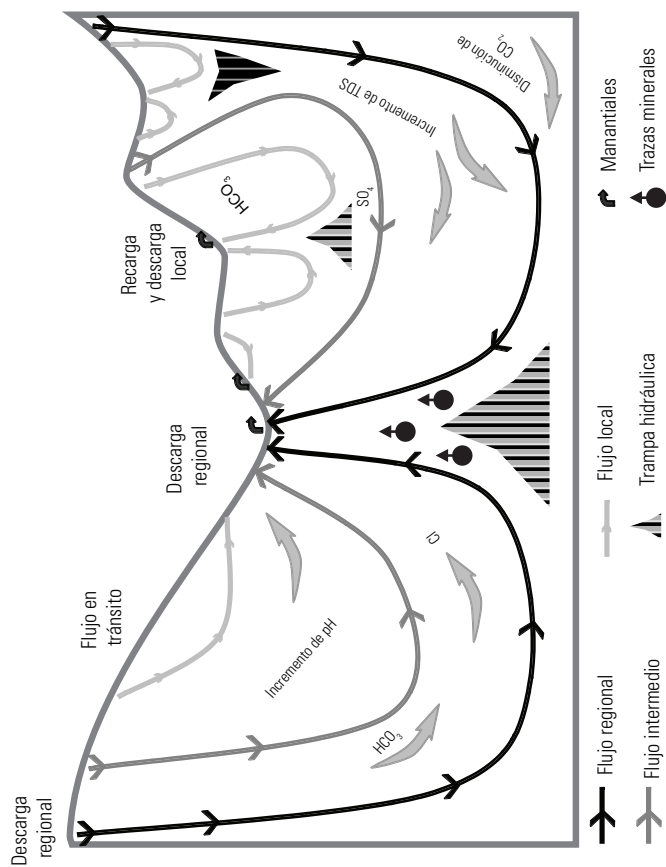
El recorrido del agua de cada sistema se manifiesta en su zona de descarga; ahí también queda impreso el tipo de jerarquía de flujo al que pertenece: local, intermedio o regional. Esto implica que, si bien es dinámico, un sistema sigue leyes físicas y termodinámicas en su recorrido, que se reflejan en cambios de temperatura, pH, Eh, alcalinidad, contenido de elementos traza e isótopos que se incorporan en cada flujo particular (diagramas 1 y 2).

El patrón de flujo presenta varios rasgos distintivos: alternancia de zonas de recarga-descarga, superposición vertical de diferentes sistemas de flujo, presencia de puntos de estancamiento, y sistemas de flujo de diferente jerarquía que comienzan en una misma región y que descargan en sitios con contrastante posición topográfica (no es inusual que sea en otra cuenca).

La caracterización de los sistemas de flujo puede llevarse a cabo con base en métodos de gabinete que incluyen herramientas como los modelos computacionales para representar el comportamiento hidráulico subterráneo, lo cual requiere un soporte sólido de trabajo de campo. Por supuesto, otras herramientas como los sistemas de información geográfica permiten el manejo eficiente de datos de campo.

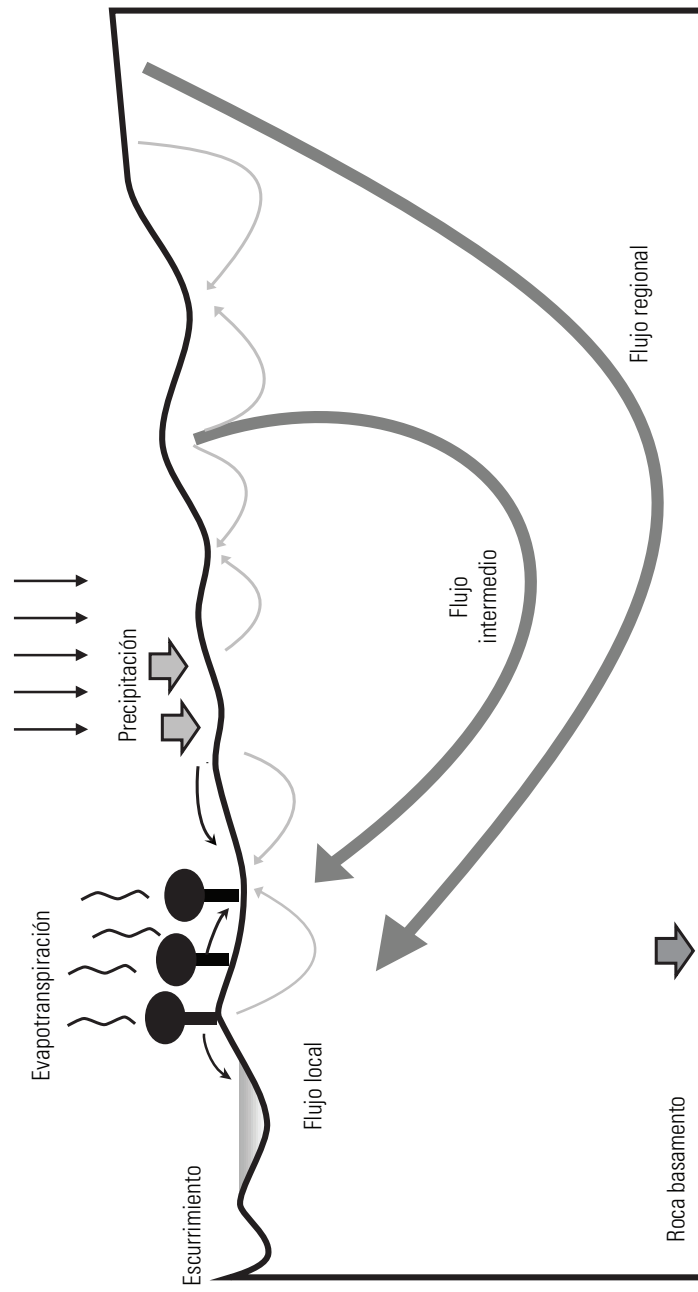
Los métodos de campo implican localización cartográfica de indicadores superficiales de agua subterránea, analizados en forma conjunta con la topografía y unidades geológicas del subsuelo. Los indicadores superficiales constan del resultado de observaciones relativas a la presencia de agua subterránea, que incorporan determinación de flujo base en ríos y humedad en el suelo, presencia de afloramiento de agua subterránea, presencia de vegetación freatófita, características físicas y químicas del agua subterránea, datos

DIAGRAMA 1. SISTEMAS DE FLUJO DE AGUA SUBTERRÁNEA (LOCAL, INTERMEDIO Y REGIONAL), EN QUE SE MUESTRAN ZONAS DE RECARGA, TRÁNSITO Y DESCARGA E INDICADORES AMBIENTALES INDIRECTOS ASOCIADOS



Fuente: Adaptado de Tóth [2000].

DIAGRAMA 2. REPRESENTACIÓN SIMPLIFICADA DE SISTEMAS BÁSICOS DE FLUJO DE AGUA SUBTERRÁNEA: LOCAL, INTERMEDIO Y REGIONAL



Fuente: Adaptado de Tóth [2000].

incorporados en un mapa topográfico, presencia de suelo salino-alcalino o ácido, registros de perforación, y análisis de imágenes de satélite, entre otros.

En efecto, una topografía abrupta (véase el diagrama 1, derecha) produce varios sistemas de tipo local, de modo que en cada alto topográfico el agua entra y sale en el mismo valle, con una distancia y profundidad de recorrido corta y somera, por lo que el agua subterránea adquiere salinidad baja y temperatura similar a la media anual ambiental. Desde el punto de vista de su calidad química, el agua en la zona de recarga tiene valores altos de oxígeno disuelto y Eh (potencial redox), pH menor de 7.0 y baja conductividad eléctrica (CE). La calidad física y química del agua en la descarga de un flujo de este tipo tiende a manifestar cierto contraste, no muy marcado, con aquélla de su recarga. Así, cuando se determina la calidad del agua a la descarga, registrará menos oxígeno disuelto, un valor más bajo de Eh, pH sensiblemente más alto y ascenso de la conductividad eléctrica. Estos contrastes en la calidad del agua son definitivos para identificar sistemas de flujo de diferente jerarquía y se entienden más claramente al examinar y comparar las características de un flujo regional con las de un sistema de tipo regional.

En algunos casos, parte del agua que entra en una zona de recarga puede descargar en otro valle localizado a un nivel topográfico menor y abarcar en su extensión varios flujos de tipo local, los cuales pueden ser contenidos por un sistema de flujo que los limita a profundidad y no los deja avanzar más hacia abajo porque el medio está saturado por agua con un recorrido mayor. Así se definirá un sistema de flujo intermedio, que comparado con un sistema local, muestra más profundidad de recorrido y mayor temperatura del agua; desde el punto de vista de su calidad fisicoquímica, también contiene menos oxígeno disuelto, un Eh más negativo, un pH más alcalino y una concentración relativamente más alta de sales disueltas.

El agua de un sistema regional circula a mayor profundidad que la de un flujo local o intermedio y también desde la parte más alta hacia la zona de descarga con más baja elevación topográfica. Debido a la gran profundidad de recorrido del sistema regional,

el agua adquiere mayor temperatura que en cualquier otro tipo de flujo. Desde la perspectiva de calidad química del agua, ésta registra menor contenido de oxígeno disuelto y de Eh (incluso negativo), pH con tendencia más alcalina y concentración de sales disueltas mayor. Desde la perspectiva de cantidad, en comparación con los flujos local e intermedio, contiene más volumen de agua subterránea y por tanto prácticamente no experimenta efecto inmediato por cambio en las condiciones del clima (por ejemplo, periodos de sequía).

CONSECUENCIAS DE LA EXTRACCIÓN INADECUADA DEL AGUA SUBTERRÁNEA

Al examinar las consecuencias de la extracción inadecuada del agua subterránea en el país, se observa que esta actividad resulta fundamental en el desarrollo nacional, ya que más de 99% del agua dulce asequible en el territorio está en el subsuelo y de ella dependen más de 70 millones de mexicanos (más de 70% de la población), más de 70% de la industria y más de 20% de la agricultura. Las fallas de manejo de la extracción producen efectos ambientales negativos cuya responsabilidad se ha transferido al usuario, al señalarlo como el culpable olvidando que hay una autoridad legal encargada de la administración del agua en el país.

La extracción inadecuada del agua subterránea ha ocasionado al menos: cambio en las condiciones de recarga; impacto extracuenca superficial con la consiguiente reducción de la alimentación de agua dulce a lagunas costeras y cuerpos de agua continental; incremento innecesario del uso de energía en la extracción por bombeo, debido a la construcción y operación ineficiente de pozos que desemboca en abatimiento excesivo del nivel freático; desaparición de vegetación nativa; inundación por importación de agua de otra cuenca; incremento de la erosión del suelo; consolidación del suelo; y contaminación por inducción, vía extracción, de agua con calidad no deseable. Estos impactos aquí se han caracterizado

con base en información publicada en <http://www.aguasmx.igeograf.unam.mx/>, y en Carrillo Rivera y colaboradores [2007].

IMPACTOS AMBIENTALES DE LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA

El desarrollo sustentable de cualquier región debe mantener el equilibrio de los ecosistemas que la rodean, es decir, del ambiente en sentido amplio. Es evidente que en México se ha soslayado el conocimiento de cómo funciona el agua subterránea en su carácter de eje motor de desarrollo, lo cual ha evitado que sus habitantes ejerzan el derecho inalienable de disfrutar de mejor calidad ambiental, que depende directamente del agua disponible. Los problemas ambientales evidencian el desconocimiento respecto de cómo funciona el agua subterránea y el uso inadecuado, que aquí se caracteriza con dos ligas: los impactos ambientales visibles, que la población identifica como resultado causa-efecto, y los impactos ambientales invisibles, que la población no reconoce por no ser mayormente manifiestos.

Carrillo Rivera y colaboradores [2008] presentan una descripción detallada de los impactos ambientales en México asociados a la interacción del agua subterránea con otros elementos del ambiente. Entre ellos, se menciona la alteración de la recarga, que ocurre porque la actividad humana transforma el uso del suelo y en consecuencia puede disminuir el volumen de agua para infiltración y finalmente para la descarga, lo cual a su vez repercute en la falta de alimentación de agua subterránea a lagos (Cuitzeo y Chapala), pantanos (costas de Oaxaca), humedales (Xochimilco), ríos (Aguanaval, San Pedro y Lerma) y franja costera (costa norte de Yucatán). En estos sitios, la disminución de aporte de agua subterránea ha afectado negativamente la vegetación y otros componentes bióticos de los ecosistemas.

Es importante señalar el efecto de la contaminación del agua subterránea extraída, que como ya se mencionó constituye la fuente de abastecimiento de más de 70% de la población mexicana.

En el agua subterránea se ha incrementado la mineralización natural con exceso de ciertos elementos, y en otros casos, se tiene un efecto por contaminación (de fuentes externas). En ambas situaciones, el cambio en la calidad del agua de consumo humano se relaciona con la forma en que se administra la extracción de agua subterránea; es decir, con el tiempo de bombeo, el caudal de extracción y el diseño de construcción del pozo. La calidad no deseable origina en la población enfermedades diversas como fluorosis esquelética, hipertensión y otras no tan conocidas como las neurotóxicas o las ya relacionadas con envenenamiento por arsénico que llegan a causar la muerte o impiden gozar de una vida saludable, menoscabando los esfuerzos en favor de un desarrollo sustentable. Por otro lado, es preocupante la infiltración de lixiviados provenientes de sitios de disposición final (basureros) o lugares donde se depositan residuos sólidos, ubicados sin tomar en cuenta criterio hidrogeológico alguno.

Debido a los grandes caudales de agua subterránea usados en México, la calidad del agua potable se encuentra en mayor riesgo de deterioro por el ingreso de agua de calidad no deseable que asciende hacia el nivel de extracción en los pozos. Dependencias de gobierno, centros de investigación y autores en diferentes partes del territorio mexicano han aportado datos indicativos de que la calidad físicoquímica y bacteriológica del agua subterránea extraída en algunos acuíferos presenta una situación preocupante. De acuerdo con los parámetros consignados en la norma para agua potable, NOM-0127-SSA1-1996, el arsénico, cadmio, cloro, cromo, flúor, hierro, manganeso, sodio, nitrato, plomo, sulfato y compuestos orgánicos, hidrocarburos aromáticos, solventes, entre otros, representan un riesgo para la salud de las personas en varias regiones de México. La presencia de uno o varios iones en el agua que consume la población, en cantidad superior a la considerada en la NOM-0127-SSA1-1996, puede causar trastornos a la salud como enfermedades neurotóxicas (manganeso, arsénico y cromo), lesiones en la piel (arsénico), deterioro del sistema óseo y dientes (flúor), hipertensión arterial (sodio, cuyo exceso relativo impacta en la agricultura) y otros incluso de tipo cancerígeno. También preocupa el contenido de ciertos elemen-

tos indicadores de contaminación microbiana en agua de pozo (cloro y nitratos). Resalta de forma general la presencia de flúor en la mayoría de las entidades del centro, oeste y noroeste del país, donde una extracción intensiva puede inducir que por una unidad geológica profunda, por ejemplo, rica en flúor, circule un flujo que aporte agua con concentraciones de ese elemento superiores a las del límite permisible. Datos de trabajos asequibles confirman que existe flúor en el agua potable del centro-norte del país, excepto en estados colindantes con el Golfo de México. Este hecho resulta coincidente con el tipo de unidades litológicas (de tipo félsico extrusivo) que afloran en el territorio nacional, ya que en el sur del país a partir del Distrito Federal no se reporta información respecto al flúor.

Si se considera que el mayor consumo de agua en México es para riego y se reconoce que las técnicas usadas permiten la filtración al subsuelo de 800 l/s, es de anotar que esta agua lixivia el suelo y transporta agroquímicos (fungicidas, pesticidas, herbicidas y fertilizantes) que penetran al ciclo del usuario por medio de diversas fuentes de agua para consumo humano.

Respecto a la contaminación por hidrocarburos, sólo se conocen datos puntuales que se relacionan en forma particular con distribuidores de Petróleos Mexicanos (gasolineras y almacenes de aceite) o refinerías, como sucede en Pajaritos, Salamanca, Coatzacoalcos y la conocida ex-18 de Marzo (Azcapotzalco, Distrito Federal). Los compuestos orgánicos persistentes (COP) y los metales tóxicos (metox), especialmente preocupantes por su toxicidad y ubicuidad de compuestos organoclorados como DDT y PCB, son sumamente tóxicos y de larga vida, por lo que pueden entrar en la cadena alimentaria y presentar un riesgo a la salud humana.

En relación con desechos farmacéuticos en todas sus variedades, así como aquéllos resultantes del uso de productos radioactivos en hospitales, no existen datos sobre su determinación y análisis en agua subterránea, por negligencia o por falta de conciencia de autoridades respecto al riesgo a la salud de la población que ingiere agua subterránea contaminada por ese tipo de desechos.

LA SITUACIÓN EN MÉXICO: SAN LUIS POTOSÍ

Se seleccionó un caso de estudio para ilustrar cómo la contaminación de los sistemas de flujo de agua subterránea impacta negativamente al agua subterránea y al ambiente asociado. En la cuenca de San Luis Potosí, se han identificado dos acuíferos: uno somero y otro profundo que se conoce con el nombre de acuífero profundo de San Luis Potosí (ASLP). Cada uno exhibe una problemática particular relacionada con la calidad del agua subterránea.

ACUÍFERO PROFUNDO DE SAN LUIS POTOSÍ

Está integrado por materiales geológicos de extensión regional, desde el punto de vista administrativo, pero con fines de manejo se ha definido un área aproximada de 1 980 kilómetros cuadrados. La zona metropolitana de San Luis Potosí y Soledad de Graciano Sánchez (SLP-SGS) se ubica al centro de la cuenca endorreica con clima de tipo semiseco en las sierras y seco en la planicie. La precipitación media anual es de 400 mm y la temperatura media de 17.5° C.

Aproximadamente 65 a 70% del agua extraída del ASLP se destina a uso público urbano con 120 pozos en operación (88 Mm³/año), ya que no existen fuentes alternas de agua. Cuando el almacenamiento superficial lo permite, se incorporan a la red de distribución 6 Mm³/año de agua superficial, por lo que la oferta total de agua es de 94 millones de metros cúbicos por año. La extracción es de 8 Mm³/año para uso industrial, y de 35 Mm³/año para uso agrícola.

La composición química y la temperatura del agua extraída de los pozos que penetran parcialmente las rocas volcánicas fracturadas del ASLP, indican la presencia de un sistema de flujo regional. La mayor parte del agua subterránea con temperatura mayor a 30° C ha sido detectada en áreas con lineamientos y fallas relacionadas con la fosa tectónica. Los principales indicadores físicos y químicos de este sistema de flujo incluyen temperatura (36.3° C), sodio (53.2 mg/l), litio (0.19 mg/l) y flúor (3.1 mg/l). En relación con constituyentes nocivos para la salud, es común encontrar una

concentración elevada de flúor (hasta de 3.65 mg/l) y arsénico (hasta 0.015 mg/l). El número de aprovechamientos que presenta concentraciones de flúor por arriba del límite para agua potable ha tendido a incrementarse en los últimos años, ya que la influencia del agua relacionada con el flujo regional se acentúa por efecto de la extracción intensiva; actualmente alrededor de 65% del volumen de agua extraído tiene esta característica.

Una opción para controlar la concentración de flúor y arsénico en agua extraída, se ha identificado mediante el manejo del caudal de extracción o el tiempo de operación del aprovechamiento. Si se controlara la temperatura del agua y se mantuviera entre 28 y 30° C, la concentración de flúor sería de 1.5 mg/l, límite permisible establecido por la NOM-127-SSA1-1994; pero, de acuerdo con investigaciones recientes, aun esta concentración puede ser nociva para la salud [Bocanegra Salazar, 2006].

Los controles de solubilidad relativos a minerales como fluorita y calcita también posibilitan reducir la concentración de flúor, sobre todo cuando es factible utilizar la construcción, el diseño y la operación del pozo para regular las condiciones de flujo del agua subterránea en la zona de influencia del cono de abatimiento [Carrillo Rivera *et al.*, 2002].

ACUÍFERO SOMERO DE SAN LUIS POTOSÍ

El agua subterránea de los sistemas de flujo locales manifiesta una serie de problemas de calidad que incluyen parámetros inorgánicos, orgánicos y de microorganismos. Los problemas más serios con impacto antropogénico, incluyen elevada salinidad y altas concentraciones de contaminantes como nitratos, coliformes y algunos elementos traza (manganeso, níquel, cobalto, aluminio, itrio, plomo, molibdeno, cromo, antimonio, selenio, arsénico y uranio, entre otros), que limitan en forma determinante su utilización para consumo humano.

Las concentraciones de nitrato que, de acuerdo con las condiciones oxidantes que prevalecen en el subsuelo, constituyen un parámetro indicador de contaminación asociada con aguas residuales, en una gran parte del acuífero somero son elevadas y su-

periores al límite permisible señalado en los estándares de calidad del agua para consumo humano, lo que sin duda indica el ingreso al subsuelo de agua en tiempos recientes.

El análisis histórico de la evolución del nitrato en diferentes regiones del acuífero somero, sugiere que la irrigación de cultivos con aguas residuales sin tratamiento constituye la principal amenaza a la calidad del agua subterránea somera; sin embargo, la infiltración de agua residual a partir de canales y colectores y las fugas en los sistemas de saneamiento también resultan contaminantes identificados. El contenido de microorganismos es elevado en toda la región, lo que establece una limitante adicional para el consumo directo del agua subterránea somera en zonas con poca o nula contaminación inorgánica.

Los parámetros inorgánicos como el cloro, sulfato, dureza total y fosfato, al igual que los parámetros orgánicos como grasas y aceites, y demanda química de oxígeno proporcionan información adicional que confirma el deterioro de la calidad del agua somera por efecto de la infiltración de agua residual.

Con base en los elementos traza, es posible identificar, dentro de la zona contaminada, el origen del agua residual que impacta al subsuelo. Por ejemplo, las concentraciones relativamente elevadas de manganeso, níquel, cobalto, aluminio e itrio (entre otros), en las inmediaciones de la zona de Villa de Pozos, sugiere que la región ha sido afectada por aguas residuales de origen industrial.

Las mediciones de cargas hidráulicas señalan que el flujo subterráneo en el acuífero somero tiene un componente vertical hacia abajo más importante que el componente horizontal. El flujo en el plano horizontal muestra una dirección principal desde la Sierra de San Miguelito (al sur y occidente del área analizada). Esto ha permitido que, en la región adyacente a la Sierra de San Miguelito—que constituye una de las principales regiones de recarga natural del agua somera—, el agua subterránea de baja salinidad presente una composición química inorgánica cercana a la línea base.

Debido al elevado gradiente hidráulico vertical en la región del acuífero somero, la conductividad hidráulica vertical de la capa de arenisca fina, que separa los acuíferos somero y profundo, limita parcialmente el movimiento de agua somera contaminada hacia

la zona de captación de los pozos emplazados en el ASLP, lo cual protege en cierta forma la calidad del agua que se capta para el abastecimiento a la población. Sin embargo, los pozos diseñados y contruidos en forma deficiente permite la comunicación directa entre los acuíferos somero y profundo; además, el flujo preferencial a través de la capa de arenisca fina favorece que el agua somera contamine las fuentes de agua subterránea profundas, por lo que esto representa en el horizonte a largo plazo una de las principales amenazas que afronta el abastecimiento a la población.

Actualmente, la evaluación geoquímica del impacto del agua contaminada somera en el acuífero profundo sugiere, en términos generales, un impacto reducido, aunque en sitios específicos, como la región agrícola de Soledad de Graciano Sánchez, las evidencias indican que la calidad del agua subterránea que captan los pozos del ASLP se ha deteriorado.

IMPORTANCIA DE LAS REDES DE MONITOREO PARA LOS ACUÍFEROS

Para proteger los sistemas de flujo de agua subterránea, es fundamental conocer la evolución espacial y temporal de los niveles del agua en los acuíferos, así como su calidad, lo cual se puede lograr mediante una red de monitoreo del agua subterránea.

La Red Nacional de Monitoreo de la Calidad del Agua inició en 1974; sin embargo, la del agua subterránea comenzó hasta 1977 con mediciones sistemáticas en 20 pozos en Yucatán. El programa de monitoreo se rediseñó en 1999 y definió tres tipos de redes: de referencia, de control de contaminación y de estudios especiales. Estas redes, de desarrollo continuo, cubren cuatro fases principales: conceptualización, recopilación de información, operación y evaluación [Conagua-AACTP, 1999]. Las redes de referencia y de control de contaminación (nivel primario) abarcaron inicialmente tres acuíferos con seis sitios de muestreo registrados en cada Gerencia Regional (ahora Organismos de Cuenca), de los cuales tres operaron como principales y tres como sustitutos.

Los acuíferos seleccionados presentan en su mayoría extracción intensiva, sobre todo para uso público urbano/doméstico. Los *acuíferos de la red de referencia* representan entre un bajo a mediano grado de extracción y un menor grado de impacto por actividades contaminantes; también los medios geológicos que constituyen los acuíferos del país, ya que determinan, entre otros aspectos, las familias hidrogeoquímicas del agua. Los *acuíferos de la red de control de contaminación* se caracterizan por un alto riesgo de afectación a la calidad del agua, que se define por la vulnerabilidad del acuífero y el potencial de contaminación.

En 2005, la Red Nacional de Monitoreo contaba con 312 sitios en aguas subterráneas, de los cuales 125 corresponden a la red primaria; 28, a la red secundaria; 78, para estudios especiales, y 81, para la red de referencia [INEGI, 2006].

MÉTODOS ASEQUIBLES PARA EL DISEÑO DE REDES DE MONITOREO

El diseño del monitoreo óptimo del agua subterránea a largo plazo se puede efectuar con diferentes métodos. La pertinencia y méritos relativos al uso de los métodos y técnicas generales dependen de muchos factores, entre ellos: la escala del programa de monitoreo (local, intermedio o regional); el objetivo del programa de monitoreo (ambiental, detección o monitoreo de remediación); el tipo de datos (estratigrafía subterránea, niveles de agua y química del agua subterránea); la naturaleza del proceso contaminante (por ejemplo, el transporte y destino de químicos en los vados y zonas saturadas); el estado estacionario contra la naturaleza transitoria de las propiedades cualitativas del agua subterránea, y las metas cambiantes de un programa de monitoreo a largo plazo. Las consideraciones institucionales, legales y otras específicas del sitio podrían también formar parte de los requerimientos del monitoreo a largo plazo [ASCE, 2003].

Se han desarrollado diversos métodos para el diseño de redes de monitoreo. De acuerdo con su nivel de complejidad y requerimiento de información básica, se encuentran los siguientes: *métodos basados en reglas*, como el hidrogeológico y de tendencia, que

por lo general requieren una cantidad de información que varía entre mínima e intermedia; *métodos estadísticos* (comparaciones estadísticas, detección de tendencia, geoestadística e hidrogeológico-geoestadístico) que preferentemente exigen una cantidad intermedia o abundante de datos; y *métodos probabilísticos* (filtro de Kalman, simulación probabilística y jerárquico), que necesitan de mucha información.

La mayoría de los primeros trabajos en el diseño de redes de monitoreo se centraron en métodos para situar nuevos pozos de monitoreo. Recientemente, se han desarrollado métodos para identificar planes de muestreo que minimizan la redundancia espacial y temporal en redes de monitoreo existentes. Como un ejemplo en México, se presenta a continuación el diseño de una red de monitoreo de la calidad del agua subterránea para el acuífero somero de San Luis Potosí, en el que se minimizó la redundancia espacial de los sitios de monitoreo combinando métodos estadísticos, probabilísticos y de optimización.

*DISEÑO ÓPTIMO DE LA RED DE MONITOREO DE CALIDAD
DEL AGUA PARA EL ACUÍFERO SOMERO DE SAN LUIS POTOSÍ*

El primer paso en la definición de una red de monitoreo es establecer su objetivo. En este caso, se incluye la caracterización general de la calidad del agua subterránea en la zona del acuífero somero con menor impacto por la contaminación, y un monitoreo más detallado en las zonas prioritarias, es decir, las superficies afectadas por contaminación difusa y por degradación natural en las que se sobrepasaban los valores de fondo geoquímico establecidos en la evaluación de los parámetros.

Los parámetros para el diseño de la red fueron arsénico (As), conductividad eléctrica (CE), cloruro (Cl) y nitrato (NO_3), ya que constituyen químicos indicadores del efecto de la contaminación en el agua subterránea somera. La información inicial para la red de monitoreo se basó en resultados de análisis químicos (55) obtenidos de una campaña de muestreo en 2005.

La metodología propuesta comprende un análisis geoestadístico y la optimización de la red de monitoreo. El análisis geoesta-

dístico incluye un análisis preliminar en el que se genera la base de datos con la que se trabajará, por lo que se enfoca en el análisis y depuración de datos históricos; posteriormente, mediante el análisis exploratorio de los datos, se detectan los valores que se alejan significativamente del valor medio de la muestra y también los valores espaciales que son muy diferentes a los de sus vecinos más cercanos.

La prueba de normalidad verifica que el histograma de la muestra registre una distribución cercana a la normal; de no ser así, se pueden eliminar los valores atípicos y transformar los datos. Las pruebas más comunes son la logarítmica y la eliminación de la tendencia.

Posteriormente, se realiza el análisis estructural. Éste implica definir la función que describe el grado de correlación espacial de la propiedad en estudio (semivariograma), por medio de la determinación de una expresión analítica sencilla, lo cual se logra mediante una función analítica que represente adecuadamente los valores estimados del semivariograma o de la función de covarianza. Los modelos teóricos más comunes son el esférico con pepita (*nugget*), el modelo exponencial con pepita, el gaussiano con pepita y el de potencias.

Para verificar el ajuste alcanzado, el modelo se somete a una validación cruzada que consiste en retirar un elemento de la muestra y estimar el valor en ese punto usando el modelo de variograma obtenido. Finalmente, se realiza la estimación espacial de los parámetros escogidos. El ajuste de los semivariogramas se puede efectuar mediante el procedimiento de optimización de modelos incluido en programas de cómputo (como ArcMap), con las modificaciones necesarias a partir de prueba y error para seleccionar el que presente el mejor ajuste según los estadígrafos de la validación cruzada.

La red de monitoreo se optimiza considerando sus objetivos en términos matemáticos y probabilísticos. La caracterización de la calidad del agua subterránea implica conseguir una buena estimación de los parámetros seleccionados con base en la información disponible, al minimizar la varianza del error de la estimación de estos parámetros en un grupo de *puntos de estimación*, distribuidos de manera uniforme en una zona específica del acuífero. Adicionalmente, en este caso se requiere obtener una mejor estimación en las zonas prioritarias, por lo que se incluye una mayor densidad

de puntos de estimación en ellas, lo que equivale a darles más peso en la selección de las norias de monitoreo. Este método se basa en el de JÚNEZ FERREIRA [2005], que modificó el desarrollado por HERRERA [1998], quien a su vez aplicó un filtro de Kalman para predecir la incertidumbre en los puntos de estimación de cada uno de los parámetros analizados, si los datos obtenidos de las muestras se usaran para actualizar una estimación inicial propuesta por el diseñador de la red de monitoreo. Además de la estimación inicial, el filtro de Kalman requiere la matriz de covarianza que corresponde al error de esa estimación, el cual se calcula a partir del modelo teórico ajustado en el análisis geoestadístico. Para minimizar la incertidumbre de la estimación, se pueden utilizar diferentes procedimientos, entre ellos los de optimización como el secuencial, que escoge las posiciones de las norias.

La matriz de covarianza contiene información independiente sobre las correlaciones espaciales entre los datos en las diferentes posiciones de monitoreo consideradas en el análisis. Esto permite evaluar si una red de monitoreo proporciona datos redundantes. Así, con el menor número posible de pozos muestreados, es posible obtener una red de monitoreo óptima en el sentido de que proporciona la información requerida.

El método secuencial, únicamente determina el orden de importancia de las norias; por tanto, el número total de sitios que conviene incluir en la red de monitoreo final se puede determinar mediante un análisis de la redundancia de las norias, lo que significa identificar las norias cuyos datos conviene excluir sin cambiar en forma importante la estimación relativa a los datos del total de la población. La red de monitoreo óptima se definió reduciendo la diferencia porcentual de la estimación obtenida a partir de la población total con respecto a la obtenida con un número determinado de datos.

REFERENCIAS

ASCE (American Society of Civil Engineers) [2003], *Long-Term Groundwater Monitoring: the State of the Art*, Reston, Virginia,

- Task Committee on the State of the Art in Long-Term Groundwater Monitoring Design.
- Bocanegra-Salazar, M. [2006], "Evaluación de riesgo en salud por la exposición a fluoruro y arsénico en agua de pozo para consumo de las zonas Altiplano, Centro y Media del estado de San Luis Potosí", tesis de maestría en Ciencias Ambientales, Programa Multidisciplinario de Posgrado en Ciencias Ambientales, Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Conagua-AACTP (Comisión Nacional del Agua y Agencia Alemana de Cooperación Técnica y Profesional) [1999], *Protección de los acuíferos como fuentes de abastecimiento*, México, Comisión Nacional del Agua-Agencia Alemana de Cooperación Técnica y Profesional.
- Carrillo Rivera, J.J., A. Cardona y W.M. Edmunds [2002], "Use of abstraction regime and knowledge of hydrogeological conditions to control high fluoride concentration in abstracted groundwater: basin of San Luis Potosi, Mexico", *Journal of Hydrology*, 261:24-47.
- _____, A. Cardona, R. Huizar Álvarez y E. Graniel Castro [2008], "Response of the interaction between groundwater and other components of the environment in Mexico", *Environmental Geology*, 55(2):303-319.
- _____, R. Huizar, A. Cardona, E. Graniel Castro y G. Centeno [2007], "Impactos ambientales relacionados al uso ineficiente del agua subterránea en México, Nuevo Atlas Nacional de México, UNAM", México, Instituto de Geografía, Agua Subterránea, NA XI.1, <<http://www.aguasmx.igeograf.unam.mx>>.
- Freeze, R.A. y J.A. Cherry [1979], *Groundwater*, Englewood Cliffs, Prentice Hall.
- Herrera, G. [1998], "Cost-effective groundwater quality sampling network design", tesis doctoral en Matemáticas Aplicadas, Universidad de Vermont.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía) [2006], "Estadísticas a propósito del día Mundial del Agua", Datos Nacionales, México, INEGI, <<http://www.inegi.gob.mx/inegi/contenidos/espanol/prensa/Contenidos/estadisticas/2006/agua2006.pdf>>.

- Júnez Ferreira, H. [2005], "Diseño de una red de monitoreo de la calidad del agua para el acuífero Irapuato-Valle, Guanajuato", tesis de maestría, México, División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería, Campus Morelos, UNAM.
- LGEEPA (Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente) [1988], "Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente", *Diario Oficial de la Federación*, México, 28 de enero de 1988.
- L'vovich, M.I., G.F. White, A.V. Belyaev, J. Kindler, N.I. Koronkevich, T.R. Lee y G.V. Voropaev [1995], "Use and transformation of terrestrial watersystems", B.L. Turner (ed.), *The Earth as Transformed by Human Action*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Price, M. [2003], *Agua subterránea*, México, Limusa.
- Tóth, J. [2000], "Las aguas subterráneas como agente geológico: causas, procesos y manifestaciones", *Boletín Geológico y Minero*, 111(4):49-26.



3. LA CONTAMINACIÓN DE LAS COSTAS MEXICANAS

*Alfonso V. Botello, Susana Villanueva Fregoso
y Guadalupe Ponce Vélez*

INTRODUCCIÓN

Desde hace millones de años, el hombre ha utilizado los recursos del medio ambiente para crear sociedades y expandir la civilización en el planeta Tierra. El rápido progreso de las sociedades siempre se ha acompañado del uso de energía y recursos, que ha derivado en la actualidad en enormes problemas ambientales como el calentamiento global, la lluvia ácida, la deforestación, el adelgazamiento de la capa de ozono, la desertificación, la extinción de especies y pérdida de la diversidad biológica, y la contaminación de los mantos de agua dulce y de las zonas costeras y marinas, con implicaciones para los ecosistemas, los organismos que los habitan y la salud humana.

La literatura científica nacional e internacional da cuenta de que en la actualidad en las costas mexicanas hay un incremento de contaminantes biológicos, químicos, orgánicos e inorgánicos, orgánicos persistentes y metales tóxicos, cuyos niveles afectan de manera directa a la salud humana, además de producir efectos adversos a los organismos costeros y marinos.

Estudios recientes demuestran la presencia de bacterias patógenas, metales tóxicos (como plomo, cadmio, cromo y arsénico),

[79]

hidrocarburos aromáticos policíclicos, derivados del petróleo, bifenilos policlorados y plaguicidas organoclorados, no sólo en muestras de agua y sedimentos, sino también en importantes recursos pesqueros de las costas del Pacífico, Golfo de México y el Caribe mexicano.

En muchas ocasiones, los niveles de esos contaminantes superan los que marca la normatividad mexicana o los límites máximos permisibles en productos pesqueros o los límites mínimos para producir respuestas biológicas negativas, de modo que se convierten en factor de riesgo para las poblaciones de las ciudades costeras.

Por lo anterior, la incesante actividad industrial, el intenso incremento de los desarrollos portuario-industriales, los polos turísticos y los asentamientos humanos no regulados en las zonas costeras, aunados a los efectos del cambio climático global, ejercen en la actualidad una gran presión ecológica para los ecosistemas críticos como los manglares, los corales, los pastos marinos, las islas y las lagunas costeras, de cuyo correcto funcionamiento depende directamente la productividad y la sobrevivencia de muchas especies comerciales de fauna marina y estuarina de los litorales y las costas mexicanas. Su alteración o destrucción conduce a la cancelación de múltiples usos de la zona costera y originará en un futuro muy próximo problemas ecológicos, sociales y económicos para la población de esas importantes áreas.

TIPOS DE CONTAMINANTES QUE SE HALLAN EN EL MAR

Los contaminantes del medio marino se pueden dividir en naturales y artificiales. Los primeros incluyen componentes no refinados del petróleo, metales como el mercurio y el cadmio, y sustancias nutrientes derivadas de nitrógeno y fósforo. El flujo de estos compuestos en el medio marino se ha incrementado por la intervención del hombre, y el estudio de su comportamiento se ha complicado por la necesidad de distinguir entre las concentraciones naturales y las que han resultado de las actividades humanas. Además, las concentraciones varían significativamente de acuerdo con el tiempo y el lugar.

Los contaminantes artificiales son aquellos que han sido sintetizados por el hombre: algunos productos refinados del petróleo, hidrocarburos halogenados como el dicloro difenil tricloroetano (DDT) y los bifenilos policlorados, plásticos, detergentes y elementos radioactivos. No forman parte de las concentraciones naturales en el mar, así que su sola presencia en los estuarios y en las zonas costeras es una señal contundente de contaminación. Este amplio grupo de contaminantes resulta, por lo general, más persistente y quizá más peligroso, ya que los ecosistemas no son capaces de utilizarlo, degradarlo o reciclarlo.

Los desechos orgánicos provienen de industrias alimentarias y enlatadoras, productores de grasas y margarinas, ingenios azucareros, industrias cerveceras y destilerías. Las curtidorías, las industrias fotográficas y las fábricas de papel, de plásticos y de textiles producen desechos orgánicos e inorgánicos. Las industrias mineras, metalúrgicas y de explosivos generan exclusivamente desechos inorgánicos.

Cuando los desechos inorgánicos, como ácidos, álcalis, cloruros, sulfuros y sales de metales, se vierten en el medio marino, cambian de manera drástica las condiciones naturales de la cuenca receptora. Los organismos bioacumulan metales (cobre, zinc, arsénico, cadmio, plomo y cromo), lo cual puede causar su propia muerte o la de sus consumidores, como sucedió en la Bahía de Minamata, en Japón. En el medio costero, estos desechos se precipitan, se flocculan o se sedimentan y reducen drásticamente la transparencia de las aguas, de modo que aumentan la concentración de sólidos suspendidos.

DESECHOS RADIOACTIVOS

La contaminación por desechos radioactivos es quizá uno de los problemas más discutidos e investigados en la actualidad. La Agencia Internacional de Energía Atómica (IAEA, por sus siglas en inglés), en Viena, y los comités mundiales dedicados al estudio de la contaminación han establecido reglas para el control de desechos radioactivos, debido a los graves efectos

que éstos ocasionan en las condiciones genéticas y en los organismos marinos.

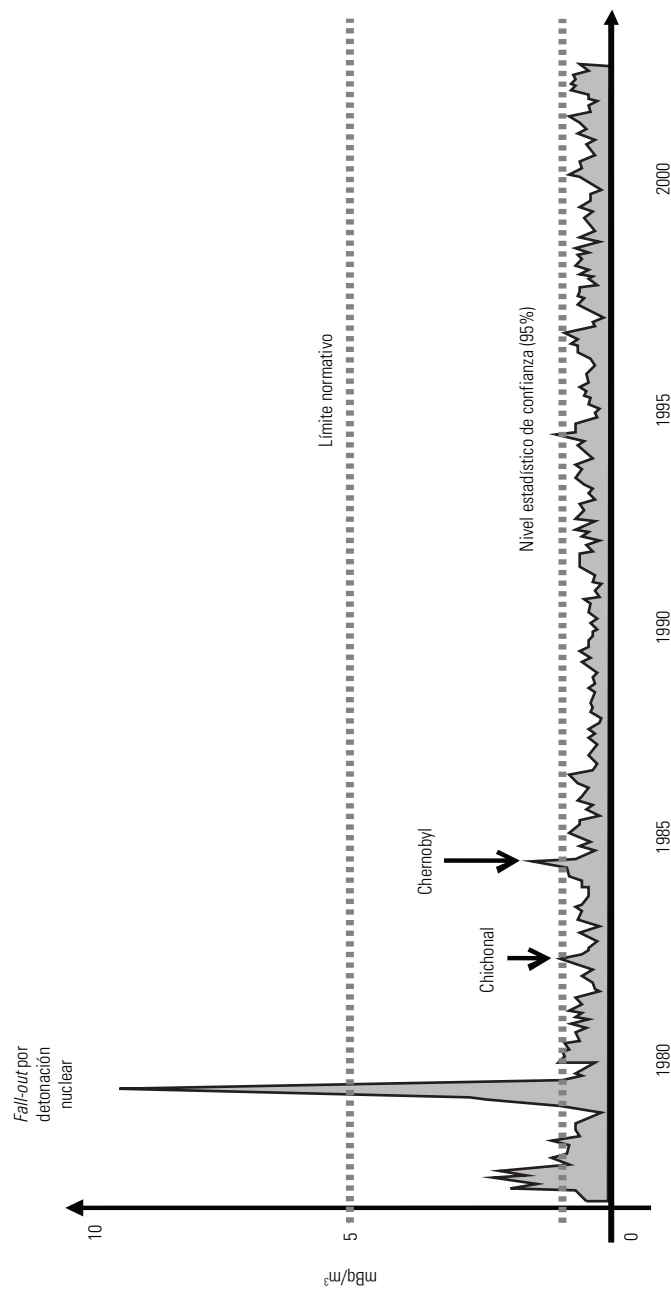
Gran parte de los materiales radioactivos que se depositan en el océano proviene de la detonación de las armas nucleares principalmente por parte de Estados Unidos, Inglaterra, India, la ex Unión Soviética, China y Francia. En 1968 se registraron 479 explosiones nucleares, de las cuales el océano recibió la parte sustancial de los desechos radioactivos. El resto se origina de las plantas nucleares ubicadas en las zonas costeras de todo el mundo, que en un tiempo determinado podrían hacer al océano peligrosamente radioactivo.

En el océano hay tres tipos de materiales radioactivos de producción artificial: los combustibles nucleares, el uranio-235 y el plutonio-238; los productos de fisión originados por el uso de combustibles nucleares, como el estroncio-90 y el cesio-137, y los productos de activación que resultan de la interacción de partículas nucleares y de los componentes de los reactores, como el zinc-65 y el hierro-55.

Los estudios recientes muestran que en los organismos habitantes de las zonas costeras (mejillón, ostión, camarón, fitoplancton y algunas especies de algas bénticas) existen elementos radioactivos como el plutonio-238, plutonio-239 y estroncio-90. Esto constituye una prueba definitiva de que constantemente están llegando desechos radioactivos a las costas y de que los organismos marinos los bioacumulan.

En México, los datos históricos de la operación de la Central Nuclear de Laguna Verde demuestran que desde 1978 hasta 2004 no se han rebasado los *niveles mínimos de seguridad*, excepto por tres eventos catastróficos externos a la operación de la Central: el primero, entre 1980 y 1981, atribuible a la detonación de armamento nuclear; el segundo, entre 1993-1994, producido por la erupción del volcán Chichonal; y el tercero, en 1986, imputable a la explosión de la Central Nuclear de Chernobyl en Rusia (gráfica 1). Con ello se demuestra que la operación de la Central Nuclear de Laguna Verde ha estado dentro de los límites de seguridad conforme a la normatividad de Agencia Internacional de Energía Atómica [Silva Jiménez y Botello, 2005].

GRÁFICA 1. ACTIVIDAD TOTAL EN AIRE, PROMEDIOS MENSUALES INTEGRADOS DE AGOSTO DE 1978 A NOVIEMBRE DE 2004



Fuente: Modificado de Silva Jiménez y Botello [2005].

HIDROCARBUROS DEL PETRÓLEO

Sin duda, la contaminación marina por petróleo y sus derivados en las costas mexicanas es el problema de mayor importancia ecológica en la actualidad y se enfatiza en las costas del Golfo de México, ya que nuestro país desempeña un papel importante como uno de los principales productores-exportadores de petróleo y sus productos en Latinoamérica, Estados Unidos, Canadá, Europa y Asia.

Datos de la Academia Nacional de las Ciencias de los Estados Unidos de América (1975) estiman que un total de 6.2 millones de toneladas métricas de petróleo se introducen a los océanos cada año y de distintas maneras; la transportación marina aporta la mayor cantidad, aproximadamente 2.2 millones de toneladas (cuadro 1).

Según Gundlach [1977], 28% del total del petróleo depositado en los océanos tiene como destino final las zonas costeras. Las descargas en las terminales y el lavado de los buques tanque son en la actualidad la mayor fuente de contaminación por petróleo en los ambientes costeros mexicanos; también causan en buena parte elevadas concentraciones de breas y alquitranes en las playas del Golfo de México y el Caribe mexicano.

De manera general, la contaminación marina por petróleo se asocia con las siguientes actividades: producción de petróleo en altamar; transportación marítima y submarina; exploración y explotación petrolíferas; operaciones de embarque, almacenamiento y lavado de buques tanque; descargas a partir de fuentes industriales y municipales de ciudades costeras; accidentes en las operaciones, como rupturas de oleoductos, derrames y explosiones de plataformas, y accidentes de buques tanque.

En la actualidad, aproximadamente 5 millones de barriles de petróleo crudo se transportan diariamente a través del área del Gran Caribe y, de éstos, casi 3 millones se movilizan en el área del Golfo de México, lo cual genera un intensivo tránsito de buques tanque en los litorales mexicanos.

Cabe mencionar que la producción de petróleo en México ha aumentado desde 1975, hasta llegar en la actualidad a un prome-

CUADRO 1. ESTIMACIONES RECIENTES DE HIDROCARBUROS DE PETRÓLEO EN EL MEDIO MARINO (MILLONES DE TONELADAS POR AÑO)

	Océano costero	Océano abierto	Océanos costero y abierto	Porcentaje
Filtraciones naturales	0.6		0.6	9.8
Producción en altamar	0.08		0.08	1.3
Transportación				
Operación de buques	0.6	1.25	1.85	30.3
Accidentes de buques	0.2	0.1	0.3	4.9
Operación en puertos	0.003		0.003	
Aporte de ríos	1.6		1.6	26.2
Aporte atmosférico	0.06	0.54	0.6	9.8
Áreas urbanas e industriales				
Desechos urbanos	0.3		0.3	4.9
Acarreo	0.3		0.3	4.9
Desechos industriales	0.3		0.3	4.9
Refinerías	0.2		0.2	3.3
<i>Total</i>	<i>4.2</i>	<i>1.9</i>	<i>6.1</i>	<i>100</i>
Porcentajes	68.9	31.1		100

Fuente: Elaboración propia.

dio de 3 millones de barriles de petróleo por día (bpd), lo cual hace elocuente el riesgo tan alto asociado a las intensas actividades de extracción. Por ejemplo, durante nueve meses de descontrol, Pozo Ixtoc I derramó en las aguas del Golfo de México un volumen aproximado a 500 000 toneladas métricas de petróleo crudo [Botello *et al.*, 1996].

Desde el decenio de 1970 se ha investigado el comportamiento del petróleo en los sistemas costeros mexicanos, sobre todo los del Golfo de México, que forman la región donde se encuentran los pozos marinos de los que se extrae actualmente casi 70% del petróleo en el país. Los estudios relativos a los hidrocarburos disueltos y dispersos en la columna de agua son escasos y han incluido ambientes como lagunas costeras, ríos y estuarios, así como la zona marina adyacente. En el cuadro 2, se presenta una recopilación histórica de esas investigaciones y, al comparar las concentraciones reportadas con el criterio de calidad propuesto por la UNESCO en 1976 (10 ppb), se observan fluctuaciones amplias de valores: desde 1.2 en la plataforma continental de Tabasco, hasta 1 189 ppb en el río Tonalá, Veracruz. Otros sitios sobrepasan este valor de referencia: río Coatzacoalcos (680 ppb) y la laguna de Mecoacán en Tabasco (112 ppb). En estas áreas, además del intenso tráfico marítimo, hay polos industriales y una intensa actividad humana.

Actualmente, hay algunos reportes de los niveles de hidrocarburos disueltos dispersos (HCDD) en otras áreas del Golfo de México, sobre todo las relacionadas con actividades petroleras como la laguna del Yucateco en el estado de Tabasco, en donde por más de cinco años se dio seguimiento a la presencia de los hidrocarburos disueltos dispersos en el área.

Los sedimentos son un componente importante en los sistemas acuáticos y pueden acumular sustancias tóxicas mediante mecanismos complejos de adsorción. Una gran cantidad de sedimentos, en ambientes acuáticos cercanos a centros urbanos, contienen elevadas concentraciones de contaminantes ambientales, incluidos los hidrocarburos del petróleo y primordialmente los de tipo aromático policíclico (HAP). Estos contaminantes pueden acumularse en la biota circundante y ser incorporados en las cadenas

alimentarias marinas o costeras. A este respecto, los sedimentos se han utilizado para estudiar la contaminación marina o costera por petróleo [Ponce Vélez y Botello, 2006; González Lozano *et al.*, 2006].

La composición de los hidrocarburos en los sedimentos varía en función del tiempo de almacenamiento y de la composición original de la que derivaron. Los tiempos de residencia de estos compuestos en los sedimentos pueden ser desde horas hasta 10 años, y su degradación es mayor en las zonas costeras tropicales, debido a las condiciones ambientales dominantes: largos periodos de luz, altas temperaturas y elevados contenidos de oxígeno [Ponce Vélez y Botello, 2006].

En el cuadro 3 se presentan los resultados de las concentraciones de hidrocarburos del petróleo en sedimentos determinados, con base en estudios conducidos por más de 25 años en las costas de México. Otros estudios más recientes, conducidos en sedimentos de la plataforma continental de áreas marinas de Tamaulipas, Veracruz y Campeche en Golfo de México, demuestran la presencia de compuestos aromáticos policíclicos en un rango de concentraciones de 0.1 a 29.6 partes por millón [Ponce Vélez y Botello, 2006].

Los trabajos notables de García Ruelas y colaboradores [2004], en el Pacífico mexicano, informan de las concentraciones de HAP en sedimentos de más de 25 localidades del noroeste, de las cuales registran mayor concentración (>10 ppm): Ohuira, Santa María, Altata-El Pabellón y el Puerto de Mazatlán en Sinaloa; San Cristóbal y Mexcatitlán en Nayarit; Barra de Navidad y Puerto Vallarta en Jalisco, y el Puerto de Manzanillo y la laguna de Cuyutlán en Colima. De igual manera, González Lozano y colaboradores [2006] señalan altas concentraciones de HAP en sedimentos del Puerto y antepuerto de Salina Cruz, Oaxaca, con valores de 106 a 754 partes por millón.

En relación con la concentración de compuestos aromáticos policíclicos en organismos, se han estudiado las posibles vías de ingreso de los hidrocarburos a los organismos y se han puntualizado las siguientes:

CUADRO 2. NIVELES DE HIDROCARBUROS DISPERSOS EN LAS AGUAS DEL GOLFO DE MÉXICO Y MAR CARIBE (VALORES EN µg/L-1)

Localidad	Año	Concentración promedio (intervalo)	Autores
Tamaulipas			
Laguna Madre		26	Botello <i>et al.</i> [1996]
Veracruz			
Laguna Pueblo Viejo		53	Botello <i>et al.</i> [1996]
Laguna de Tamiahua		31	Botello <i>et al.</i> [1996]
Río Tonalá	1982	1189 (18-1829)	Botello y Páez [1986]
Río Coatzacoalcos	1982	680 (89-2563)	Botello y Páez [1986]
Laguna del Ostión	1982	120 (16-575)	Botello y Páez [1986]
Laguna de Alvarado	1982	18 (10-30)	Botello <i>et al.</i> [1987]
Tabasco			
Sistema lagunar Carmen-Machona	1979-1980	46.6 (7-150)	Botello <i>et al.</i> [1983]
Laguna Meacoacán	1979-1980	112.2 (11-1060)	Botello <i>et al.</i> [1983]
Plataforma continental	1989	1.2 (0.5-3.4)	Botello <i>et al.</i> [1991]
Campeche			
Laguna de Términos	1982	37 (10-50)	Botello y Macko [1982]
Laguna de Términos		85	Becerra [1984]
Plataforma continental	1978-1981	43.3 (3-715)	Botello <i>et al.</i> [1987]
Quintana Roo			

Laguna Bojórquez	1981	12 (8-18)	Botello y Macko [1982]
Laguna Nichupté	1985	102 (24-298)	Botello <i>et al.</i> [1986]
Plataforma continental	1984	70 (51-121)	Botello <i>et al.</i> [1987]
Golfo de México (Progmem)	1983-1984	94 (27-293)	Botello <i>et al.</i> [1987]
Criterio de calidad para aguas costeras no contaminadas UNESCO	1976	10	UNESCO [1976]
Criterio de calidad ambiental USEPA		0.03	Law <i>et al.</i> [1997]
Concentración máxima permisible en la Unión Europea		0.2	Law <i>et al.</i> [1997]

Fuente: Elaboración propia.

CUADRO 3. HIDROCARBUROS AROMÁTICOS POLICÍCLICOS (HAP) EN SEDIMENTOS COSTEROS Y MARINOS DEL GOLFO DE MÉXICO Y CARIBE MEXICANO
(VALORES EN µG G-1)

Localidad	Año	Concentración promedio (intervalo)	Referencia
Tamaulipas			
Plataforma continental	1999	4.5 (0.2-29.6)	Ponce <i>et al.</i> [en prensa]
Laguna Madre	1994	(2.6-692)	Sharma <i>et al.</i> [1997]
Veracruz			
Laguna Salada	1997-1999	6.7 (1.1-11.6)	Botello <i>et al.</i> [2001]
Laguna El Llano	1997-1999	5 (0.6-12.4)	Botello <i>et al.</i> [2001]
Laguna La Mancha	1997-1999	6.7 (3.8-11.3)	Botello <i>et al.</i> [2001]
Laguna Mandinga	1997-1999	5.7 (2.2-18.2)	Botello <i>et al.</i> [2001]
Laguna Tampamachoco	1994-1995	4.5 (0.7-9.4)	Botello y Calva [1998]
Laguna Tamiahua	1994-1995	3.4 (0.6-8.1)	Botello y Calva [1998]
Laguna Pueblo Viejo	1994-1995	3.7 (2.1-5.2)	Botello y Calva [1998]
Laguna de Sontecomapan	1992	11.7 (<0.01-41.5)	Calva <i>et al.</i> [2002]
Plataforma continental	1999	3.3 (0.1-12.4)	Ponce <i>et al.</i> [2006]
Tabasco			
Sistema Lagunar Carmen-Machona	1989-1990	2.84 (0.01-1.23)	Botello <i>et al.</i> [1993]

Laguna Mecoacán	1989-1990	2.89 (0.01-0.89)	Botello <i>et al.</i> [1993]
Plataforma continental Campeche	1989	1.1 (0.5-3.1)	Botello <i>et al.</i> [1991]
Plataforma continental	1989-1990	0.25 (0.09-0.47)	Botello <i>et al.</i> [1993]
Plataforma continental de Tamaulipas, Veracruz y Campeche	1999	0.1-29.6	Ponce <i>et al.</i> [2006]
Quintana Roo			
Laguna Nichupté	1985	54(4-189)	Botello <i>et al.</i> [1986]
Oaxaca			
Puerto Salina Cruz	1995-1996	13.48	Botello <i>et al.</i> [1998]
Puerto Salina Cruz		106-754	González Lozano <i>et al.</i> [2006]
NOAA, EU (ERL-ERM)	1995	4.02-44.8	Long <i>et al.</i> [1995]
Valor de referencia	1976	70	UNESCO [1976]

Fuente: Elaboración propia.

1. Adsorción o ingestión de partículas que contengan esos compuestos.
2. Consumo activo de los hidrocarburos disueltos dispersos.
3. Bioacumulación en el agua circundante de los hidrocarburos presentes.

De forma general, puede decirse que el daño biológico provocado por los hidrocarburos del petróleo es más severo si ocurre en áreas costeras como las lagunas, los estuarios o la zona intermareal, ya que estos ecosistemas albergan etapas biológicas muy vulnerables (huevos, larvas y juveniles de especies de consumo humano) y además constituyen zonas de reproducción, crianza y alimentación de diversas especies oceánicas.

En el cuadro 4 se anotan las concentraciones de HAP en moluscos bivalvos de las costas mexicanas, ya que estos organismos se consideran muy buenos bioindicadores por su condición filtradora y sésil; se determinaron durante cerca de 30 años. Son notables las elevadas concentraciones de estos hidrocarburos en organismos colectados en lagunas con influencia de actividades petroleras como las de Mecoaacán y Carmen-Machona en Tabasco, o en aquéllas con importante actividad humana como la de Tamiahua en Veracruz.

En el Pacífico, se reporta recientemente la presencia de HAP en 29 localidades del noroeste. Los sitios con mayor concentración corresponden a Estuario el Mapache, en Sonora (>10 ppm); la Bahía de Topolobampo (13 ppm), en Sinaloa; la Bahía de Pichiligüe (>20 ppm), y finalmente la laguna de Mexcatitlán (>15 ppm) en Nayarit [Botello *et al.*, 2002].

METALES

Los metales son constituyentes naturales de la corteza terrestre, rocas, suelos, sedimentos, erupciones volcánicas y agua. Sin embargo, en los años posteriores a la revolución industrial han ocurrido grandes cambios en su concentración natural, debido a su uso extensivo en las actividades industriales y humanas.

CUADRO 4. NIVELES DE HAP EN MOLUSCOS BIVALVOS DEL GOLFO DE MÉXICO (VALORES EN µG G-1)

	Molusco bivalvo analizado	HAP promedio detectado	Año	Autores
Veracruz				
Laguna Pueblo Viejo	<i>Crassostrea virginica</i>	2	1975	Botello [1978]
Laguna de Tamiahua	<i>Crassostrea virginica</i>	15	1975	Botello [1978]
Laguna de Alvarado	<i>Crassostrea virginica</i>	0.6	1975	Botello [1978]
Río Coatzacoalcos	<i>Rangia flexuosa</i>	0.12	1982	Botello y Pérez [1986]
Isla Pajaritos	<i>Polymesoda caroliniana</i>	0.13	1982	Botello y Pérez [1986]
Tabasco				
Laguna Carmen-Machona	<i>Crassostrea virginica</i>	34	1975	Botello [1978]
Laguna Carmen	<i>Crassostrea virginica</i>	45	1979-1980	Botello <i>et al.</i> [1983]
Laguna Carmen	<i>Crassostrea virginica</i>	0.23	1992-1993	Gold Bouchot <i>et al.</i> [1997]
Laguna Machona	<i>Crassostrea virginica</i>	41	1979-1980	Botello <i>et al.</i> [1983]
Laguna Machona	<i>Crassostrea virginica</i>	0.4	1992-1993	Gold Bouchot <i>et al.</i> [1997]
Laguna Mecoaacán	<i>Crassostrea virginica</i>	45	1979-1980	Botello <i>et al.</i> [1983]
Laguna Mecoaacán	<i>Crassostrea virginica</i>	0.22	1992-1993	Gold Bouchot <i>et al.</i> [1997]
Campeche				
Laguna de Términos	<i>Crassostrea virginica</i>	0.32	1991	Gold Bouchot <i>et al.</i> [1995]
Laguna de Términos	<i>Crassostrea virginica</i>	17.3	1991	Noreña Barroso <i>et al.</i> [1999]

Crassostrea virginica (ostión); *Rangia flexuosa* (almeja); *Polymesoda caroliniana* (almeja chica).
Fuente: Elaboración propia.

La mayoría de los metales empleados en las diversas actividades industriales manifiestan su presencia en las regiones costeras del Golfo de México, sobre todo en las proximidades de las refinerías de petróleo y sitios de producción de fertilizantes, minería y metalurgia; desde luego en las áreas aledañas de ciudades costeras con un gran número de habitantes. Las actividades de dragado para la perforación de pozos petroleros, por ejemplo, también generan enormes cantidades de lodos que contienen cromo. De igual manera, las descargas domésticas sin tratar aportan grandes volúmenes de lodos enriquecidos con metales como plomo, zinc, cadmio y cromo, cuyo destino son los ríos y lagunas o directamente son descargados en el mar (cuadro 5).

Los análisis de metales en partículas suspendidas, sedimentos y organismos proveen una completa información sobre su origen, rutas, destinos y efectos, así como de un posible riesgo ambiental. Una de las principales características de los metales en los ecosistemas costeros es que los organismos pueden almacenarlos en grandes concentraciones (bioacumulación) y por consecuencia éstas pueden inducir a un incremento de las concentraciones del metal en niveles tróficos superiores (biomagnificación).

La contaminación por metales en las lagunas costeras afecta diversas pesquerías, por lo que el estudio de los recursos debe abordarse de forma integral tomando en cuenta que 95% del total de las embarcaciones en el Golfo de México están dedicadas a la pesca ribereña. De acuerdo con la Conabio [1998], las lagunas mencionadas se consideran áreas prioritarias marinas, de alta biodiversidad y amenazadas, debido a la importancia de las pesquerías en Veracruz, Tabasco y Campeche.

El envenenamiento agudo por metales, debido al consumo de pescados y mariscos, no es muy claro, principalmente porque los alimentos de origen marino representan una pequeña parte de la dieta. Sin embargo, el consumo frecuente de moluscos extraídos de ambientes contaminados puede significar un riesgo de intoxicación crónica, en especial para los habitantes de áreas costeras [Guzmán *et al.*, 2005]. Estudios realizados por más de 20 años en las costas del Golfo de México y costas del Pacífico mexicano han identificado elevadas concentraciones de metales tóxicos como el

CUADRO 5. PRINCIPALES PROCESOS QUE INFLUYEN EN LA DESCARGA Y LA DISTRIBUCIÓN DE DESECHOS EN EL AMBIENTE MARINO

Procesos de dilución:

- Solución
- Dilución iónica
- Difusión turbulenta
- Transportación por corrientes
- Transportación biológica

Procesos de concentración:

- Concentración biológica
- Precipitación química
- Floculación
- Absorción
- Sedimentación

Los desechos que provienen de las diversas actividades humanas pueden clasificarse de la siguiente manera:

- Desechos industriales
 - Desechos radioactivos
 - Petróleo y petroquímica
 - Agua de enfriamiento
 - Desechos de agricultura (plaguicidas y organoclorados)
 - Desechos domésticos
-

Fuente: Elaboración propia.

plomo, cadmio, cromo y níquel, y han mostrado que los problemas más severos de la contaminación por metales ocurren en cuerpos de agua semicerrados, en particular en bahías, estuarios y lagunas costeras. Así, en los océanos y las zonas costeras, los organismos de hábitos bentónicos son los más afectados por la contaminación de algunos metales de naturaleza tóxica como el mercurio, el plomo, el cromo y el cadmio, los cuales reducen drásticamente su potencial de sobrevivencia y, en ocasiones, propician su total desaparición.

Las investigaciones sobre metales disueltos particulados de áreas costeras del Golfo de México son escasas, por el grado de difi-

cultad que representa su cuantificación, así como por el contenido, distribución y comportamiento de los metales en la columna de agua [Villanueva y Botello, 1998].

Cadmio

La distribución del cadmio en los sedimentos de las áreas costeras del Golfo de México es muy heterogénea (cuadro 6). La plataforma continental correspondiente a Tabasco ha registrado la concentración más alta con 7.03 ppm para la parte total y de 2.46 ppm la fracción biodisponible; le sigue la laguna de Tamiahua en Veracruz con 6.21 ppm; después, la región del sureste del Golfo de México con 3.45 ppm, y por último la laguna El Yucateco en Tabasco con 2.85 partes por millón.

Los valores promedio de cadmio total en los sedimentos de cuatro sistemas costeros del estado de Veracruz (cuadro 6), uno de Tabasco y dos de Campeche, son altos en relación con los valores que Long y colaboradores [1995] proponen como indicadores de que los organismos acuáticos presentan efectos biológicos.

Cromo

La laguna del Ostión en Veracruz (140.7 ppm) y la plataforma continental de Tabasco han mostrado los niveles más altos de cromo en los sedimentos, con mayores concentraciones que las que Long y colaboradores [1995] establecen para el nivel de efecto bajo (ERL): 81 ppm (cuadro 6).

Plomo

En sistemas costeros de Veracruz, las concentraciones más altas de plomo total se han detectado en la laguna la Mancha (81.2 ppm), que se localiza cerca de la planta nuclear de Laguna Verde. En cambio, la laguna Sontecomapan y los ríos Coatzacoalcos, Mandinga, Alvarado y Tampamachoco registraron un nivel de efecto bajo de 46.7 ppm, por debajo del valor que Long y colaboradores [1995] consideran que produce algún efecto en los tejidos de los organismos.

CUADRO 6. CONCENTRACIÓN PROMEDIO DE METALES ($\mu\text{g g}^{-1}$ PESO SECO), EN OSTIÓN DE LAGUNAS COSTERAS DEL GOLFO DE MÉXICO

<i>Lagunas costeras</i>	<i>Cadmio (Cd)</i>	<i>Cobre (Cu)</i>	<i>Cromo (Cr)</i>	<i>Níquel (Ni)</i>	<i>Plomo (Pb)</i>	<i>Zinc (Zn)</i>	<i>Referencias</i>
Tamaulipas							
San Andrés	2.55	48.28	ND	3.40	5.85	3 184.48	Vázquez <i>et al.</i> [1990]
Veracruz							
Tamiahua	7.32	202.43	33.64	7.62	21.42	156.85	Guzmán <i>et al.</i> [2005]
Tampamachoco	2.06	ND	0.89	ND	1.86	ND	Rosas <i>et al.</i> [1983]
Alvarado	4.61	278.00	10.60	4.22	9.05	145.82	Guzmán <i>et al.</i> [2005]
Mandinga	2.94	165.75	21.06	3.64	13.17	159.81	Guzmán <i>et al.</i> [2005]
La Mancha	1.34	282.77	5.13	2.88	3.24	743.38	Rodríguez <i>et al.</i> [1996]
Ostión	ND	38.00	ND	84.00	ND	1 440.00	Villanueva <i>et al.</i> [1988]
Tabasco							
Machona	2.94	ND	5.17	ND	22.38	ND	Botello <i>et al.</i> [1996]
Mecoacán	1.08	ND	6.47	ND	4.08	ND	Botello <i>et al.</i> [1996]
Carmen	3.29	ND	6.31	ND	51.8	ND	Botello <i>et al.</i> [1996]
Campeche							
Atasta	1.08	ND	3.77	ND	1.52	ND	Rosas <i>et al.</i> [1983]
Términos	4.17	157.70	ND	ND	8.84	620.44	Vázquez y Sharma [1996]
Límite máximo permisible para consumo de alimentos acuáticos	0.20	32.5	1.00	ND	2.50	200.00	Nauen [1983]

ND, no detectado.
Fuente: Elaboración propia.

El valor más alto de plomo corresponde a la laguna de las Ilusiones (Tabasco) con 158.7 ppm, lo cual se puede atribuir de manera directa a la continua y en ocasiones masiva introducción de aguas residuales; también a las emisiones atmosféricas provenientes de las áreas urbanas e industriales de la ciudad de Villahermosa, que se transportan a otras regiones del Golfo de México, ya que el plomo es volátil y tiende a depositarse en áreas distintas a las de su origen, dependiendo del patrón de vientos que predomine en el Golfo de México.

En zonas costeras del Pacífico mexicano, estudios para distintos metales realizados por Páez Osuna y colaboradores [2002] en el ostión *Crassostrea corteziensis* identificaron valores altos de plomo, zinc y cobre, que se deben básicamente a los residuos urbanos y agrícolas.

METALES TRAZA

Desde el decenio de 1960, por medio del Programa Mussel Watch, se ha generado información sobre la acumulación de metales traza en moluscos y se han analizado concentraciones de cadmio, cobre, plomo, níquel, plata y zinc en moluscos bivalvos de la costa norte del Golfo de México, que corresponde a la parte de Estados Unidos [Goldberg *et al.*, 1978; Lauenstein *et al.*, 1990]. En el cuadro 6 se anotan los niveles de metales que se han registrado para el ostión *Crassostrea virginica*, de las zonas costeras del Golfo de México.

El cadmio, el cobre, el cromo y el plomo registraron valores superiores al límite máximo permisible para consumo humano –0.2, 32.5, 1.0 y 2.5 ppm, respectivamente–, en las lagunas San Andrés en Tamaulipas; Tamiahua, Tampamachoco, Alvarado, Mandinga y La Mancha en Veracruz; Machona, Mecoacán y Carmen en Tabasco, y Atasta y Términos en Campeche [Nauen, 1983].

PLAGUICIDAS ORGANOCOLORADOS Y BIFENILOS POLICLORADOS

Los ambientes acuáticos del mundo parecen estar afectados por contaminantes orgánicos persistentes (COP), entre cuyos repre-

sentantes más conocidos actualmente se hallan los plaguicidas organoclorados y los bifenilos policlorados, los cuales se han restringido y prohibido en la mayoría de las naciones desarrolladas [Binelli y Provini, 2004].

Los países en vías de desarrollo, como México, han estado sujetos a una variedad de presiones técnicas, económicas y políticas que favorecen el uso continuo de compuestos clorados, sobre todo de plaguicidas de “primera generación”, sin que todavía se conceda importancia a las consecuencias adversas para el ambiente y la salud humana, que pueden derivar de dicho uso, principalmente a largo plazo [Albert y Benítez, 2005].

El *Catálogo oficial de plaguicidas* en México define a los plaguicidas como sustancias destinadas a controlar plagas, entre ellas: los vectores que transmiten enfermedades humanas y de animales; las especies no deseadas que causen perjuicio o interfieran con la producción agropecuaria y forestal, por ejemplo, las que ocasionan daño durante el almacenamiento o transporte de los alimentos u otros bienes materiales; y las que interfieran con el bienestar del hombre y de los animales [Cicoplafest, 1998].

Los plaguicidas organoclorados constituyen derivados halogenados de los hidrocarburos. Son insolubles en disolventes polares, química y bioquímicamente muy estables, con una vida media en el ambiente mayor a los 10 años. En muchos casos, sus productos de degradación parcial resultan más estables y tóxicos que el compuesto original [Albert y Loera Gallardo, 2005].

Por su amplio espectro, larga actividad o duración y bajo costo, los organoclorados se han utilizado con amplitud, sobre todo en la lucha contra vectores que transmiten enfermedades del hombre, así como en la protección de los recursos agropecuarios y forestales. Asimismo, son prácticamente insolubles en agua pero muy solubles en disolventes orgánicos. La mayoría se presenta en estado sólido. Se caracterizan por ser en menor o mayor grado estables al calor, el aire, la humedad, la luz visible y ultravioleta y los medios ácidos, aunque algunos fácilmente pierden cloros en presencia de álcalis [Leyva Cardoso, 2003].

La persistencia es una de las propiedades más importantes de los organoclorados, tanto en el ambiente biológico como en el

medio físico, porque sólo en condiciones extremas se degradan con lentitud. En el cuadro 7 se muestran algunos valores de vida media de plaguicidas en los suelos y el agua. Así, se observa que los organoclorados permanecen en mayor medida en los suelos, incluso por décadas. Este rasgo fisicoquímico de los xenobióticos propicia que lleguen a latitudes lejanas de su área de aplicación, mediante transporte atmosférico, depósito seco o húmedo, y se encuentren en localidades tan remotas como las zonas polares.

Junto con la alta solubilidad en lípidos, la persistencia de los organoclorados favorece otros problemas graves como la bioacumulación y la biomagnificación, es decir, su retención y almacenamiento en los organismos y su transferencia en la cadena de alimentación, de modo que aumenta significativamente los niveles en los tejidos hasta el consumidor final que adquiere de forma aguda cantidades elevadas de estos compuestos.

CUADRO 7. PERSISTENCIA DE PLAGUICIDAS ORGANOCORADOS EN SUELO Y AGUA NATURAL

<i>Plaguicida</i>	<i>Vida media en</i>	
	<i>Suelo</i>	<i>Agua natural</i>
Lindano (gamma-HCH)	2 años	De 6 semanas a 6 meses
Hexaclorociclohexano (x-HCH)	728 semanas	
Hexaclorobenceno (HCB)		>6 meses
DDT	10.5 años	489 semanas
Metoxiclor		2-6 semanas
Aldrín	5 años	2-6 semanas
Dieldrín	7 años	>6 meses
Endrín	10 años	>6 meses
Isodrín		>6 meses
Heptacloro	4 años	>6 meses
Clordano	8 años	De 6 semanas a 6 meses
Endosulfán		<2 semanas
Canfeclor (Toxafeno)	11 años	De 6 semanas a 6 meses

Fuente: Tomado de Leyva Cardoso [2003].

Otros contaminantes orgánicos persistentes son los bifenilos policlorados, responsables de un diverso número de efectos nocivos tanto ecológicos como humanos. Constituyen compuestos orgánicos, sintetizados por primera vez en 1881, con la misma estructura química básica y de propiedades físicas muy similares, viscosidad variable y consistencia muy diversa. Pueden presentarse en forma de líquidos aceitosos incoloros a amarillo claro, o incluso resinas transparentes, ceras sólidas o cristales blancos. Se conocen 209 diferentes moléculas de BPC, denominadas congéneres y 130 mezclas comerciales distintas [Smith y Gangolli, 2002; Acosta, 2003].

Al igual que los plaguicidas clorados, los bifenilos policlorados muestran una persistencia alta, con vida media de meses a años en función de sus propiedades fisicoquímicas particulares y las condiciones ambientales. La literatura científica y de divulgación contiene documentos completos sobre sus orígenes, ingreso a los ecosistemas acuáticos, rutas de distribución, mecanismos de transporte, procesos de transformación geoquímica e impacto ecológico y en salud humana [Acosta, 2003; ATSDR, 2005; Berglund *et al.*, 2001; IARC, 2002; INE, 1999; Semarnat, 2003; USEPA, 1996].

En el ambiente costero, los organoclorados y los bifenilos policlorados pueden adsorberse sobre las partículas de materia orgánica y llegar a los sedimentos del fondo, donde tienen una transformación geoquímica abiótica o mediada por las comunidades microbianas, o permanecen estables por largo plazo. En el caso particular de los bifenilos policlorados, el contenido molecular de cloros favorece el incremento de la adsorción orgánica y los congéneres altamente clorados son extremadamente resistentes a la oxidación y a la hidrólisis; en cambio, los compuestos menos clorados tienden a ser más solubles en el agua y más volátiles, por lo que su tasa de dispersión aumenta [USEPA, 1996; Semarnat, 2003].

La investigación realizada en diversos ambientes costeros de México, en el rubro de los compuestos orgánicos persistentes halogenados, se ha centrado más en el registro de los plaguicidas clorados debido en particular al crecimiento de las áreas agrícolas y ganaderas nacionales. Por consiguiente, se dispone de registros sobre plaguicidas clorados desde el decenio de 1979 hasta la

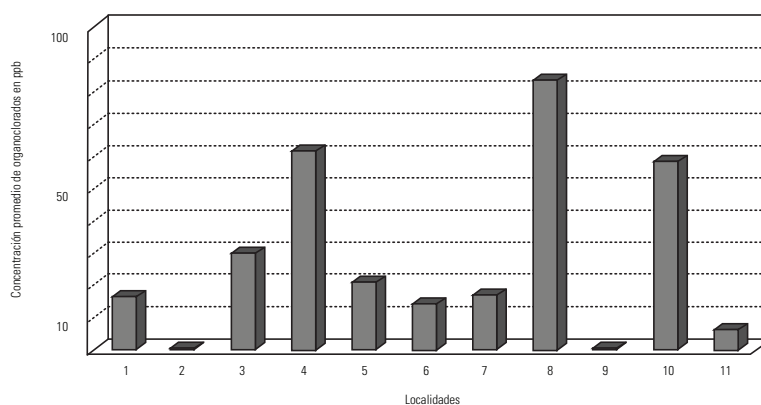
actualidad, en contraste con la menor información ambiental referente a la presencia de bifenilos policlorados en esos ecosistemas, que se suma a la dificultad analítica para determinarlos con confiabilidad. En este sentido, la información recopilada de organoclorados en los ecosistemas costeros de México se presenta clasificada en dos grandes regiones: Golfo de México y Caribe mexicano, y Pacífico mexicano.

En la gráfica 2 se exponen resultados de la evaluación de organoclorados en sedimentos costeros del Golfo de México y Caribe mexicano. De acuerdo con datos de Botello en 1990, los niveles de agroquímicos en la Laguna de Términos, Campeche, registraron el mayor valor con 83.3 ppb, en contraste con los 17 ppb que Rosales Hoz y Álvarez León [1979] detectaron en ese ecosistema 10 años antes, lo cual puede indicar el desarrollo agropecuario de la región, además del adelanto tecnológico en la medición de estos compuestos.

En sedimentos del Río Palizada, Campeche, caudal que alimenta a la Laguna de Términos, Gold y colaboradores en 1993 informaron concentraciones entre 0.3 y 18 partes por billón. En orden de magnitud decreciente, dos áreas costeras disímbolas, Río Blanco, Veracruz, y Laguna de Bojórquez, Quintana Roo en el Caribe mexicano, ocupan el segundo lugar con valores de organoclorados similares en los sedimentos: 61 y 58.5 ppb, respectivamente (gráfica 2); este comportamiento llama la atención por tratarse de problemáticas ambientales distintas, ya que el caudal veracruzano tiene una influencia agropecuaria intensa con la presencia de ingenios azucareros, mientras que en el Caribe se efectúa el control constante de las especies indeseables de mosquitos con fines de salud pública y turísticos, pero en ambos casos se obtiene un mismo impacto ecológico.

Del mismo modo que en la Laguna de Términos, en el sistema lagunar caribeño Nichupté-Bojórquez se encontró un incremento notable de 1979 a 1992 (de 0.5 a 58.5 ppb), en dos órdenes de magnitud, lo cual refleja las fumigaciones intensivas que se han hecho para controlar insectos y evitar problemas salubres de grandes proporciones.

GRÁFICA 2. PRESENCIA DE PLAGUICIDAS ORGANOCLORADOS (OC) EN SEDIMENTOS DE DIVERSAS ZONAS COSTERAS DEL GOLFO DE MÉXICO. VALORES PROMEDIO EN PPB



1. Laguna Pueblo Viejo, Ver. [Rosales Hoz y Álvarez León, 1979]
2. Laguna Alvarado, Ver. [Rosales Hoz y Álvarez León, 1979]
3. Laguna Alvarado, Ver. [Díaz González y Rueda Quintana, 1996]
4. Río Blanco, Ver. [Viveros y Albert, 1996]
5. Laguna Carmen, Tab. [Díaz González y Rueda Quintana, 1996]
6. Laguna Machona, Tab. [Díaz González y Rueda Quintana, 1996]
7. Laguna de Términos, Camp. [Rosales Hoz y Álvarez León, 1979]
8. Laguna de Términos, Camp. [Botello, 1990]
9. Laguna Nichupté, Q. Roo [Rosales Hoz y Álvarez León, 1979]
10. Laguna Bojórquez, Q. Roo [Díaz González, 1992]
11. Bahía de Chetumal, Q. Roo [Noreña Barroso *et al.*, 1998]

Fuente: Elaboración propia con datos de autores incluidos en la gráfica.

Otro ecosistema estudiado desde el punto de vista de la presencia de contaminantes orgánicos persistentes, en sus diversos compartimentos ambientales, ha sido la laguna de Alvarado, Veracruz, uno de los puertos pesqueros por excelencia del litoral del Golfo de México cuyos productos se han distribuido a lo largo de los tiempos, de manera local, regional y nacional. Ahí se ha observado una tendencia al aumento de los niveles de plaguicidas clorados en los sedimentos estuarinos: de 0.66 ppb en 1979 a 30 ppb en 1996 (gráfica 2). No debe dejar de considerarse que estos compuestos persistentes se transfieren en la cadena alimenticia y

se acumulan en mayor medida en especies de mayor trascendencia trófica y pesquera.

Los organismos costeros de importancia ecológica y económica también se han evaluado para conocer su contenido de organoclorados. En el cuadro 8, que contiene una compilación de algunos de los principales trabajos sobre este rubro en el Golfo de México y Mar Caribe, se puede apreciar que las especies estudiadas en los sistemas fluviolagunares aledaños a la Laguna de Términos en Campeche, reportan los más altos niveles de plaguicidas halogenados. Por ejemplo, los bagres (*Arius melanopus*) del sistema Palizada del Este, mostraron una concentración promedio de 2 552.6 ppb, que representa un riesgo real para los consumidores, lo mismo que en el caso de las mojarra (*Cichlasoma sp.*) del mismo sitio, con un promedio de 1 850.2 ppb y un máximo de 2 889 partes por billón. Desde el punto de vista ecológico, las diversas especies de vegetación sumergida, tanto dulceacuícola como salobre y marina, también manifestaron niveles altos de organoclorados en estos ecosistemas que aportan sus caudales a la Laguna de Términos (cuadro 8).

Cabe mencionar que para otra especie de mojarra (*Oreochromis niloticus*) en Río Blanco, Veracruz, Viveros y Albert [1996] reportaron un intervalo de concentración de DDT entre 3.6 y 2 478 ppb, con lo que se evidencia la bioacumulación intensa en estos ambientes fluviales derivada del ingreso masivo por vía continental y atmosférica.

La evaluación de especies de moluscos y crustáceos, principalmente el ostión de mangle (*Crassostrea virginica*) y el camarón (*Penaeus sp.*), ha revelado heterogeneidad en las concentraciones reportadas por diversos autores [Botello, 1993; Díaz González y Rueda Quintana, 1996], y los provenientes de Alvarado, Veracruz, registraron los valores mayores con posibles implicaciones en salud humana por su demanda y consumo elevado.

En la Bahía de Chetumal, recientemente se evaluó la presencia de este tipo de contaminante orgánico persistente en los bagres (*Arius assimilis*) y se encontraron valores de la mediana de 143.7 ppb, con un máximo de hasta 796 ppb [Noreña Barroso *et al.*, 2004].

En el litoral del Pacífico mexicano se tienen datos de la presencia de organoclorados desde el Golfo de Baja California hasta Chiapas. La Bahía de Guaymas, Sonora, tiene el reporte más elevado de organoclorados con 1 382.2 ppb [Osuna López *et al.*, 1998]; le sigue Ohuira en Sinaloa con 368 ppb [Osuna Flores y Riva, 2002], en contraste con ambientes lagunares estuarinos como Yavaros, Sonora, y Huizache-Caimanero, Sinaloa, con las concentraciones de 11.1 y 9.4 ppb, respectivamente, tal vez debido a que las primeras áreas reciben el aporte de diversos cauces que arrastran agroquímicos por las regiones agrícolas que atraviesan, mientras que las últimas pueden eximirse de estas condiciones de estrés ambiental. Cabe mencionar que un estudio reciente informa niveles estuarinos en Nayarit de 2 a 111 ppb, con una clara influencia agrícola [Robledo Marengo *et al.*, 2006].

Hacia el Pacífico sur de México es evidente una disminución de los niveles de organoclorados en ecosistemas marinos como Puerto Vallarta, Jalisco, y Petacalco, Guerrero, con valores de 29.3 y 12.8 ppb, respectivamente. Por su parte, las lagunas costeras de Chiapas presentan mayor contenido sedimentario de plaguicidas con 48 y 120 ppb (gráfica 3). Precisamente en este estado fronterizo, Hernández Romero y colaboradores [2004] valoraron la calidad del agua y la presencia de plaguicidas en el sistema lagunar Pozuelos-Murillo, y así detectaron solamente trazas de estos compuestos en el agua del área evaluada.

En el Pacífico mexicano también se han reportado niveles de plaguicidas organoclorados en organismos de importancia ecológica y comercial. En el cuadro 9 se puede notar que las mojarra tilapias (*Tilapia sp.*) y las carpas (*Cyprinus carpio*) analizadas en el Valle de Mexicali, Baja California, por Gutiérrez Galindo y colaboradores en 1985, exhibieron los valores más altos con 226.5 y 737.8 ppb, respectivamente, en comparación con un promedio de 68.7 ppb en los mejillones (*Mytilus edulis*) de Punta Banda, Baja California.

Un estudio regional en el Golfo de California reporta concentraciones de hexaclorobenceno (HCB) en el ostión de mangle (*Crassostrea corteziensis*) superiores a los 800 ppb en Yavaros, Sonora, de 200 ppb en Navachiste, Sinaloa, entre 100 y 200 ppb en Ceuta, Sinaloa, y Mexcaltitán, Nayarit, todos ellos sitios costeros

CUADRO 8. NIVELES PROMEDIO O INTERVALOS DE CONCENTRACIÓN DE OC EN ORGANISMOS DE DIVERSOS ECOSISTEMAS COSTEROS DEL GOLFO DE MÉXICO Y CARIBE MEXICANO

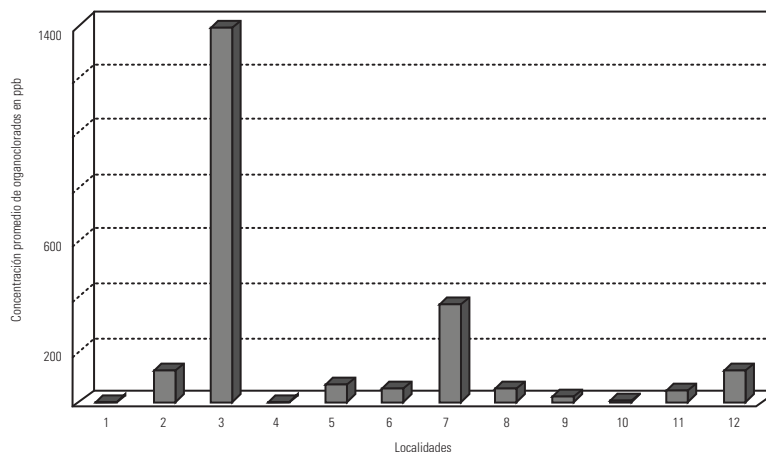
<i>Ecosistemas costeros</i>	<i>Organismos de ecosistemas costeros analizados</i>	<i>Concentración de organoclorados detectada en ppb (valor de la mediana)</i>	<i>Autores</i>
Veracruz			
Laguna de Alvarado	<i>Crassostrea virginica</i>	9.3	Rosales Hoz y Álvarez León [1979]
Laguna de Alvarado	<i>Crassostrea virginica</i>	39.2	Botello [1990]
Laguna de Alvarado	<i>Centropomus undecimalis</i>	0.53	Botello [1990]
Laguna de Alvarado	<i>Penaeus sp.</i>	42.7-64.3	Botello [1993]
Laguna de Alvarado	<i>Crassostrea virginica</i>	49.9	Díaz González y Rueda Quintana [1996]
Laguna de la Mancha	<i>Penaeus sp.</i>	53.5	Botello [1993]
Río Blanco	<i>Oreochromis niloticus</i>	3.6-2 478	Viveros y Albert [1996]
Tabasco			
Laguna Carmen	<i>Crassostrea virginica</i>	17.2	Rosales Hoz y Álvarez León [1979]
Laguna Carmen	<i>Crassostrea virginica</i>	22.5	Botello [1990]
Laguna Carmen	<i>Crassostrea virginica</i>	39.0	Díaz González y Rueda Quintana [1996]
Laguna Machona	<i>Crassostrea virginica</i>	0.5	Rosales Hoz y Álvarez León [1979]
Laguna Machona	<i>Crassostrea virginica</i>	29.3	Botello [1990]
Laguna Machona	<i>Crassostrea virginica</i>	34.4	Díaz González y Rueda Quintana [1996]

Campeche		
Laguna de Términos	<i>Crassostrea virginica</i>	Rosales Hoz y Álvarez León [1979]
Laguna de Términos	<i>Typha latifolia</i>	Botello [1990]
Sistema Candelaria-Panlau	<i>Ruppia</i> sp.	Díaz González <i>et al.</i> [2005]
Sistema Candelaria-Panlau	<i>Nimphae</i> sp.	Díaz González <i>et al.</i> [2005]
Sistema Candelaria-Panlau	<i>Halodule</i> sp.	Díaz González <i>et al.</i> [2005]
Sistema Candelaria-Panlau		Díaz González <i>et al.</i> [2005]
Sistema Palizada del Este	<i>Typha latifolia</i>	Díaz González <i>et al.</i> [2005]
Sistema Palizada del Este	<i>Vallisneria americana</i>	Díaz González <i>et al.</i> [2005]
Sistema Palizada del Este	<i>Arius melanopus</i>	Díaz González <i>et al.</i> [2005]
Sistema Palizada del Este	<i>Cichlasoma</i> sp.	Díaz González <i>et al.</i> [2005]
Quintana Roo		
Laguna Nichupté	<i>Crassostrea virginica</i>	Rosales Hoz y Álvarez León [1979]
Bahía de Chetumal	<i>Arius assimilis</i>	Noreña Barroso <i>et al.</i> [2004]

Crassostrea virginica (ostión); *Centropomus undecimalis* (robalo); *Penaeus* sp. (camarón); *Oreochromis niloticus* (mojarra); *Typha latifolia* (pasto sumergido); *Ruppia* sp. (pasto marino); *Nimphae* sp. (pasto sumergido); *Halodule* sp. (pasto salobre); *Arius melanopus* (bagre); *Vallisneria americana* (pasto de agua dulce); *Cichlasoma* sp. (mojarra); *Arius assimilis* (bagre).

Fuente: Elaboración propia.

GRÁFICA 3. PLAGUICIDAS ORGANOCLORADOS EN SEDIMENTOS COSTEROS DEL PACÍFICO MEXICANO



1. Laguna Yavaros, Son. [Rosales Hoz *et al.*, 1985]
2. Estero del Soldado, Son. [Osuna López *et al.*, 1998]
3. Bahía de Guaymas, Son. [Osuna López *et al.*, 1998]
4. Laguna Huizache-Caimanero, Sin. [Zamora, 1987]
5. Bahía Lobos, Sin. [Osuna López *et al.*, 1998]
6. Puerto de Mazatlán, Sin. [Osuna López *et al.*, 1998]
7. Bahía Ohuira, Sin. [Osuna López *et al.*, 1998]
8. Laguna de Mexcaltitán, Nay. [Osuna López *et al.*, 1998]
9. Puerto Vallarta, Jal. [Osuna López *et al.*, 1998]
10. Bahía de Petacalco, Gro. [Leyva Cardoso *et al.*, 2003]
11. Sistema Chantuto-Panzacola, Chis. [Botello *et al.*, 2000]
12. Sistema Carretas-Pereyra, Chis. [Botello *et al.*, 2000]

Fuente: Elaboración propia con base en datos de autores incluidos en la gráfica.

y marinos con una clara influencia agrícola [Páez Osuna *et al.*, 2002]. Los camarones (*Penaeus vannamei*) de Nayarit y Oaxaca presentaron un contenido fluctuante entre 4 y 98 ppb como máximo y 55 ppb, respectivamente.

Estudios desde el decenio de 1980 refieren especies diversas de peces, como lisas y robalitos de Sonora y Sinaloa, con un bajo contenido de organoclorados (1 a 7 ppb). Ya en el siglo XXI hay reportes en Petacalco, Guerrero, de especies de barriletes y sardinas con niveles menores de plaguicidas; pero se nota una concentración de riesgo potencial en los peces sierra de Guerrero, lo

mismo que en los huachinangos de Chiapas: 23.4 ppb y 18.8 ppb, respectivamente (cuadro 9).

En contraste con las investigaciones sobre organoclorados en las costas mexicanas, los bifenilos policlorados han sido poco evaluados en estos ecosistemas, lo cual justifica el escaso número de trabajos publicados con datos al respecto. En la gráfica 4 se concentra la información nacional accesible sobre los niveles de bifenilos policlorados en ambientes costeros y se observa que los sedimentos de la laguna Limón en Chiapas tienen el registro más alto con 2 651 ppb como promedio, seguido por los ecosistemas Yucateco en Tabasco (250 ppb) [Botello, 1999], Petacalco en Guerrero (230 ppb) [Botello, 2001] y Santuario en Chiapas (225 ppb) [Botello, 1999]. Por contraste, de acuerdo con Noreña Barroso y colaboradores, en la Bahía de Chetumal, Quintana Roo, los sedimentos tuvieron una mediana de 3.2 ppb y los bagres (*Arius assimilis*) de 83.8 ppb, lo cual revela el impacto de las actividades humanas, principalmente las industriales, sobre los ecosistemas costeros y marinos, y el riesgo potencial de estos compuestos cancerígenos sobre la salud humana [IARC, 2002].

CONCLUSIONES

El crecimiento urbano y desarrollo industrial en las zonas costeras mexicanas se incrementa día con día, pero disminuyen los servicios básicos como el agua y su tratamiento.

Cada día, los niveles de contaminantes orgánicos e inorgánicos son mayores y de mayor toxicidad para los organismos marinos, con las consecuentes pérdidas económicas.

Los riesgos a la salud pública aumentan por la presencia de toxinas y microorganismos patógenos.

Hay una clara tendencia a la disminución de los volúmenes de producción y captura de especies comerciales, por sobrepesca o efectos de contaminantes.

Es urgente el fortalecimiento y la aplicación de la legislación mexicana para evitar la presencia de contaminantes en las zonas costeras.

CUADRO 9. NIVELES PROMEDIO O INTERVALOS DE CONCENTRACIÓN DE ORGANOCOLORADOS EN ORGANISMOS DE DIVERSOS ECOSISTEMAS COSTEROS DEL PACÍFICO MEXICANO

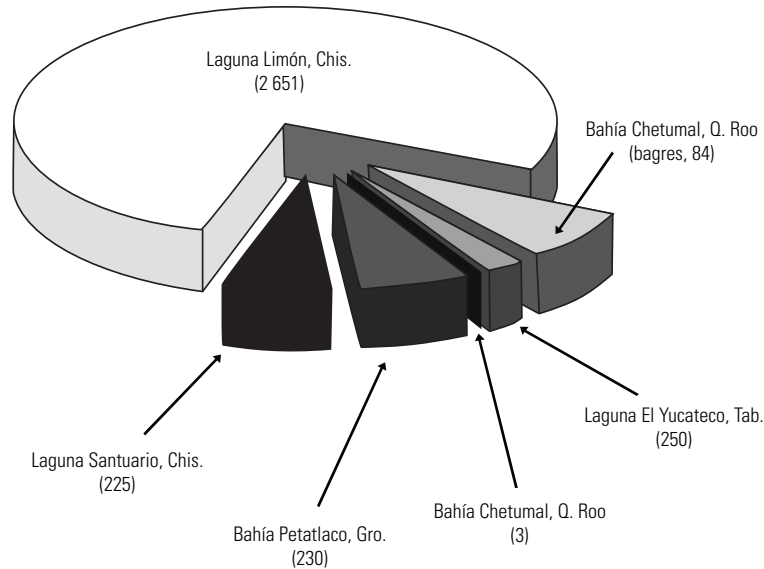
Localidad	Organismos de ecosistemas costeros analizados	Concentración de organoclorados detectados en ppb	Autores
Baja California			
Bahía de San Quintín	<i>Crassostrea gigas</i>	2.3	Cajal Medrano y Gutiérrez Galindo [1977]
Bahía de San Quintín	<i>Crassostrea gigas</i>	4.1	Gutiérrez Galindo <i>et al.</i> [1984]
Punta Estrella	<i>Modiolus capax</i>	8.6	Gutiérrez Galindo <i>et al.</i> [1984]
Punta Banda	<i>Mytilus edulis</i>	68.7	Flores y Galindo [1989]
Valle de Mexicali	<i>Tilapia sp.</i>	226.5	Gutiérrez Galindo <i>et al.</i> [1985]
Valle de Mexicali	<i>Cyprinus carpio</i>	737.8	Gutiérrez Galindo <i>et al.</i> [1985]
Sonora			
Laguna Yavaros	<i>Mugil cephalus</i>	2.8	Rosales Hoz y Escalona [1983]
Laguna Yavaros	<i>Mugil curema</i>	4.8	Rosales Hoz y Escalona [1983]
Sinaloa			
Laguna Huizache-Caimanero	<i>Mugil cephalus</i>	3.7	Rosales Hoz y Escalona [1983]
Laguna Huizache-Caimanero	<i>Mugil curema</i>	6.9	Rosales Hoz y Escalona [1983]
Laguna Huizache-Caimanero	<i>Centropomus robalito</i>	1.0	Rosales Hoz y Escalona [1983]
Laguna Huizache-Caimanero	<i>Penaeus vannamei</i>	1.0 (0.6-1.7)	Rosales Hoz y Escalona [1983]
Nayarit			
Estuario Pozo-Rey	<i>Penaeus vannamei</i>	9.0-98.4	Robledo Marengo <i>et al.</i> [2006]

Estuario San Cristóbal Guerrero	<i>Penaeus vannamei</i>	16.2-47.0	Robledo Marengo <i>et al.</i> [2006]
Bahía de Petacalco	<i>Katsuwonus pelamis</i>	9.0 (0.6-26.9)	Leyva Cardoso [2003]
Bahía de Petacalco	<i>Opisthonema libertate</i>	4.0 (2.6-5.4)	Leyva Cardoso [2003]
Bahía de Petacalco	<i>Scomberomorus sierra</i>	23.4 (17.6-33.1)	Leyva Cardoso [2003]
Oaxaca			
Laguna Superior	<i>Penaeus vannamei</i>	55	Benítez y Albert [1992]
Chiapas			
Sistema Chantuto-Panzacola	<i>Penaeus vannamei</i>	< 0.01	Botello <i>et al.</i> [2000]
Sistema Chantuto-Panzacola	<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	18.8 (12.3-39.4)	Botello <i>et al.</i> [2000]
Sistema Carretas-Pereyra	<i>Penaeus vannamei</i>	3.3 (2.0-4.7)	Botello <i>et al.</i> [2000]

Crassostrea gigas (ostión); *Modiolus capax* (mejillón); *Mytilus edulis* (mejillón); *Tilapia sp.* (mojarra); *Cyprinus carpio* (carpa); *Mugil curema* (lisa); *Centropomus robalito* (robalito); *Penaeus vannamei* (camarón); *Katsuwonus pelamis* (barrilete); *Opisthonema libertate* (sardina); *Scomberomorus sierra* (sierra); *Lutjanus novemfasciatus* (huachinango, pargo).

Fuente: Elaboración propia.

GRÁFICA 4. VALORES PROMEDIO EN PPB DE BIFENILOS POLICLORADOS PARA SEDIMENTOS (SALVO SE INDIQUE LO CONTRARIO) EN COSTAS DE MÉXICO



Fuente: Basada en Botello [2001] y Noreña Barroso *et al.* [1998; 2004].

Se necesita incrementar la educación ambiental, la alerta y la información sobre la importancia vital de las zonas costeras para el desarrollo del país.

Es imperativo aumentar los apoyos a la investigación y fortalecimiento institucional de universidades y centros de estudio, para un mejor manejo y administración de las zonas costeras.

Hay que hacer especial hincapié en fortalecer el desarrollo de nuevas tecnologías y su aplicación para la solución de los derivados de la contaminación en las zonas costeras.

REFERENCIAS

Acosta, R.G. [2003], *Diagnóstico nacional de bifenilos policlorados en México*, México, Instituto Nacional de Ecología.

- Albert, L. y J. Benítez [2005], "Impacto ambiental de los plaguicidas en los ecosistemas costeros", A.V. Botello, J. Rendón von Osten, G. Gold Bouchot y C. Agraz (eds.), *Golfo de México, contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*, Campeche y México, Universidad Autónoma de Campeche-Universidad Nacional Autónoma de México, pp. 157-176.
- Albert, L. y R. Loera Gallardo [2005], "Química y ecotoxicología de los insecticidas", A.V. Botello, J. Rendón von Osten, G. Gold Bouchot y C. Agraz (eds.), *Golfo de México, contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*, Campeche y México: Universidad Autónoma de Campeche-Universidad Nacional Autónoma de México, pp. 177-190.
- ATSDR (Agency for Toxics Substances & Disease Registry) [2005], *Toxics-Frequently Asked Questions*, Atlanta, Department of Health and Human Services.
- Becerra, T.N.C. [1984], "Determinación de la concentración de hidrocarburos en *Crassostrea virginica* en la Laguna de Términos, Campeche", tesis profesional, México, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Benítez, A.J. y L. Albert [1992], "Fuentes y niveles de concentración de algunos contaminantes en la zona costera del Pacífico sur mexicano", *Jaina*, 3:12.
- Berglund, O., P. Larsson, G. Ewald y L. Okla [2001], "Influence of trophic status on PCB distribution in lake sediments and biota", *Environmental Pollution*, 113(2):199-210.
- Binelli, A. y A. Provini [2004], "Risk for human health of some POP due to fish from Lake Iseo", *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 58(1):139-145.
- Botello, A.V. [1978], "Niveles actuales de hidrocarburos fósiles en ecosistemas estuarinos del Golfo de México", *Revista de Biología Tropical*, 26, Supl. 1, 133-151
- ____ [1990], "Impacto ambiental de los hidrocarburos organoclorados y microorganismos patógenos específicos en lagunas costeras de México", informe final del proyecto, México, OEA-Conacyt.
- ____ [1993], *Estudio geoquímico y diagnóstico ambiental de las lagunas de los alrededores de la Central Nucleoeléctrica Laguna Verde*,

- Veracruz, México, Comisión Federal de Electricidad-Central Nucleoeléctrica de Laguna Verde-Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM.
- Botello, A.V. [1999], "Sistemas acuáticos, bioacumulación de hidrocarburos y metales. Diagnóstico de los efectos ambientales de la industria petrolera asociados a la región sur de PEP", Informe final, México, Pemex-UNAM.
- ____ [2001], Diagnóstico ambiental en la zona de influencia de la Central Termoeléctrica Plutarco Elías Calles, Petacalco, Guerrero. Subproyecto monitoreo de la calidad del agua (zona costera y Bahía de Petacalco, Guerrero) Informe final. Control: PE- 001-CFE/00. ICMYL, UNAM.
- ____ y L. Calva [1998], "Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Pueblo Viejo, Tamiahua, and Tampamachoco lagoons in southern Gulf of Mexico", *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 60(1):96-103.
- ____ y S.A. Macko [1982], "Oil pollution and the carbon isotope ratio in organisms and recent sediments of coastal lagoons in the Gulf of Mexico", *Oceanológica Acta*, Número Especial, 55-62.
- ____ y O.F. Páez [1986], "El problema crucial: la contaminación", Serie Medio Ambiente en Coatzacoalcos, Coatzacoalcos, México, Centro de Ecología y Desarrollo.
- ____, B.L. Calva y V.G. Ponce [2001] "Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from coastal lagoons of Veracruz state, Gulf of Mexico", *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 67(6):889-897.
- ____, C. García-Ruelas y G. Ponce-Vélez [2002], "PAH levels in bivalve mollusks from the mexican subtropical Pacific", *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 69(4): 486-493.
- ____, C. González y G. Díaz [1991], "Pollution by petroleum hydrocarbons in sediments from continental shelf of Tabasco state, Mexico", *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 47(4):565-571.
- ____, J.A. Goñi y S.A. Castro [1983], "Levels of organic pollution in coastal lagoons of Tabasco state, México. I: Petroleum

- Hydrocarbons”, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 31(3):271-277.
- Botello, A.V., M. Mendelewicz y F.S. Villanueva [1986], “Impacto ambiental de los hidrocarburos fósiles en dos sistemas costeros del Caribe Occidental (México-Costa Rica)”, informe técnico, OEA-Conacyt-UNAM.
- _____, G. Ponce Vélez y S.A. Macko [1996], “Niveles de concentración de hidrocarburos en el Golfo de México”, en A.V. Botello, J.L. Rojas-Galaviz, J.A. Benítez y D. Zárate Lomelí (eds.), *Golfo de México, contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*, Serie Científica, 5, Campeche, Universidad Autónoma de Campeche-Epomex, pp. 225-253.
- _____, F.S. Villanueva y M. Mendelewicz [1987], “Programa de vigilancia de los hidrocarburos fósiles en sedimentos del Golfo de México y Caribe mexicano: 1978-1984”, *Caribbean Journal Sciences*, 23(1):29-40.
- _____, G. Díaz, S.F. Villanueva y S. Salazar [1993], “Presence of PAH in coastal environments of the south-east Gulf of Mexico”, *Polycyclic Aromatic Compounds*, 3:397-403.
- _____, L. Rueda-Quintana, G. Díaz-González y A. Toledo [2000], “Persistent organochlorine pesticides (POP) in coastal lagoons of the subtropical mexican Pacific”, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 64(3):390-397.
- _____, F.S. Villanueva, G. Díaz y E. Escobar [1998], “Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Salina Cruz harbour and coastal areas, Oaxaca, Mexico”, *Marine Pollution Bulletin*, 36(7):554-558.
- Cajal Medrano, R. y E.A. Gutiérrez Galindo [1977], “Concentration et distribution du DDT dans les huîtres *Crassostrea gigas* et *Ostrea edulis* sur la cote de Basse Californie”, *Revue Internationale d’Océanographie Médicale*, 62:39-45.
- Calva, B.L., A.V. Botello e I. Wong [2002], “Sedimentary record of PAH in a tropical coastal lagoon from the Gulf of Mexico”, *Hidrobiológica*, 12(2):137-146.
- Cicoplafest (Comisión Intersecretarial para el Control del Proceso y Uso de Plaguicidas, Fertilizantes y Sustancias Tóxicas) [1998], *Catálogo Oficial de Plaguicidas*, México, Semarnap-Secofi-Sagar-SSA.

- Conabio (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad) [1998], *Regiones prioritarias marinas de México*, México, Talleres Offset Rebosán.
- Díaz González, G. y L. Rueda Quintana [1996], "Niveles de concentración de plaguicidas organoclorados en las lagunas del Carmen, Machona y Alvarado", A.V. Botello, J.L. Rojas Galaviz, J.A. Benítez y D. Zárate Lomelí (eds.), *Golfo de México, contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*, Serie Científica, 5, Campeche, Universidad Autónoma de Campeche-Epomex, pp. 177-185.
- _____, A.V. Botello y G. Ponce Vélez [2005], "Plaguicidas organoclorados en pastos y peces de los sistemas Candelaria-Panlau y Palizada del Este, Laguna de Términos, Campeche, México", A.V. Botello, J. Rendón von Osten, G. Gold Bouchot y C. Agraz (eds.), *Golfo de México, contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*, Campeche y México, Universidad Autónoma de Campeche-Universidad Nacional Autónoma de México, pp. 207-224.
- Flores, B.B.P. y B.M.S. Galindo [1989], "DDT in *Mytilus edulis*: statistical considerations and inherent variability", *Marine Pollution Bulletin*, 20(10):496-499.
- Gold Bouchot, G., T. Silva Herrera y O. Zapata Pérez [1995], "Chlorinated pesticides in the Rio Palizada, Campeche, Mexico", *Marine Pollution Bulletin*, 26(11):648-650.
- _____, M. Zavala Coral, O. Zapata Pérez y V. Ceja Moreno [1997], "Hydrocarbon concentrations in oysters (*Crassostrea virginica*) and recent sediments from three coastal lagoons in Tabasco, Mexico", *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 59(3):430-437.
- Goldberg, E.D., M. Koide, V. Hodge, A.R. Flegal y J. Martin [1978], "U.S. Mussel Watch: 1977-1978 results on trace metals and radionuclides", *Estuarine and Shelf Science*, 16(1):69-93.
- González Lozano, M., L.C. Méndez Rodríguez, D. López Veneroni y A.V. Botello [2006], "Evaluación de la contaminación en sedimentos del área portuaria y zona costera de Salina Cruz, Oaxaca, México", *Interciencia*, 31(9):647-656.

- Gundlach, R.E. [1977], "Oil tanker disasters", *Environment*, 19(9):16-27.
- Gutiérrez Galindo, E., G. Flores Muñoz y M.J.A. López [1984], "DDT en el ostión *Crassostrea gigas* (Thunberg) cultivado en Bahía de San Quintín, Baja California", *Ciencias Marinas*, 10(3):17-30.
- _____, G. Flores Muñoz, G. Olguín Espinoza, M.F. Villa Andrade y J.A. Villaescusa Celaya [1985], "Insecticidas organoclorados en peces del Valle de Mexicali, Baja California, México", *Ciencias Marinas*, 14(4):1-22.
- Guzmán, A.P., F.S. Villanueva y A.V. Botello [2005], "Metales en tres lagunas costeras del estado de Veracruz", A.V. Botello, J. Rendón von Osten, G. Gold Bouchot y C. Agraz (eds.), *Golfo de México, contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*, Campeche y México, Universidad Autónoma de Campeche-Universidad Nacional Autónoma de México, pp. 361-372.
- Hernández Romero, A.H., C. Tovilla Hernández, E.A. Malo y R. Bello Mendoza [2004], "Water quality and presence of pesticides in a tropical coastal wetland in southern Mexico", *Marine Pollution Bulletin*, 48(11-12):1130-1141.
- IARC [2002], *Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans and Their Supplements: a Complete List*, International Agency for Research on Cancer, diciembre de 2002.
- INE (Instituto Nacional de Ecología) [1999], *Programa de gestión ambiental de sustancias tóxicas de atención prioritaria*, México, Sistema Nacional de Información Ambiental.
- Lauenstein, G.G., A. Robertson y T.P. O'Connor [1990], "Comparison of trace metal data in mussels and oysters from a Mussel Watch Programme of the 1970's with those from a 1980's Programme", *Marine Pollution Bulletin*, 21:40-447.
- Law, R.J., V.J. Dawes, R.J. Woodhead y P. Matthiessen [1997], "Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in seawater around England and Wales", *Marine Pollution Bulletin*, 34(5):306-322.
- Leyva Cardoso, D.O. [2003], "Análisis del grado de contaminación por plaguicidas organoclorados en la zona costera de la Bahía de Petacalco, Guerrero", tesis de licenciatura, México,

- Escuela Nacional de Ciencias Biológicas, Instituto Politécnico Nacional.
- Long, E.R., D.D. MacDonald, S.L. Smith y F.D. Calder [1995], "Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments", *Environmental Management*, 19(1):81-97.
- Nauen, C.E. [1983], "Compilation of legal limits for hazardous substances in fish and fishery products", *FAO Fisheries Circular*, 764:10-100.
- Noreña Barroso, E., R. Simá Álvarez, G. Gold Bouchot y O. Zapata Pérez [2004], "Persistent organic pollutants and histological lesions in mayan catfish *Ariopsis assimilis* from the Bay of Chetumal, Mexico", *Marine Pollution Bulletin*, 48(3-4):263-269.
- _____, O. Zapata Pérez, V. Ceja Moreno y G. Gold Bouchot [1999], "Hydrocarbon and organochlorine residue concentrations in sediments from Bay of Chetumal, Mexico", *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 61(1):80-87.
- Osuna Flores I. y M.C. Riva [2002], "Organochlorine pesticide residue concentrations in shrimps, sediments, and surface water from Bay of Ohuira, Topolobampo, Sinaloa, Mexico", *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 68(4):532-539.
- _____, G. López López, G. Izaguirre Fierro, H.M. Zazueta Padilla, M.G. Frías Espericueta y E.M. Correa González [1998], "Insecticidas organoclorados y bifenilos policlorinados en sedimentos de ecosistemas costeros del Pacífico subtropical mexicano", F. Páez Osuna, J.I. Osuna López y A. V. Botello (coords.), *Bio-monitoreo de la contaminación en las aguas costeras del Pacífico subtropical mexicano: metales pesados, plaguicidas e hidrocarburos del petróleo*, informe técnico académico final, Proyecto Conacyt 0185P-T, México, Conacyt.
- Páez Osuna, F. *et al.* [2002], "Concentrations of selected trace metals (Cu, Pb, Zn), organochlorines (PCB, HCB) and total PAHs in mangrove oysters from the Pacific coast of Mexico: an overview", *Marine Pollution Bulletin*, 44(11):1296-1313.
- Ponce Vélez, G., A.V. Botello y G. Díaz González [2006], "Organic and inorganic pollutants in marine sediments from northern and southern continental shelf of the Gulf of Mexi-

- co”, *International Journal of Environment and Pollution*, 26(1-3): 295-311.
- Robledo Marengo, L., A.V. Botello, C.A. Romero Bañuelos y G. Díaz González [2006], “Presence of persistent organochlorine pesticides in estuaries of the subtropical mexican Pacific”, *International Journal of Environment and Pollution*, 26(1-3):284-294.
- Rodríguez, P.C. [1996], “Evaluación de metales en sedimentos, agua y biota de las lagunas Salada, el Llano y la Mancha, Veracruz, México”, tesis profesional, México, Facultad de Ciencias, UNAM.
- Rosales Hoz, M.T.L. y R. Álvarez León [1979], “Niveles actuales de hidrocarburos organoclorados en sedimentos de lagunas costeras del Golfo de México”, *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología*, UNAM, 6(2):1-6.
- Rosales Hoz, M.T.L. y R.L. Escalona [1983], “Organochlorine residues in organisms of two different lagoons of northwest Mexico”, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 30(1):456-463.
- Rosas, P.I., A. Báez y R. Belmont [1983], “Oyster (*Crassostrea virginica*) as indicator of heavy metal pollution in some lagoons of the Gulf of Mexico”, *Water, Air and Soil Pollution*, 20:127-135.
- Semarnat [2003], *Bifenilos policlorados, información técnica*, México, Dirección General de Gestión Integral de Materiales y Actividades Riesgosas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Sharma, K.V., K. Rhudy, R. Brooks, S. Hollyfield y G.F. Vázquez [1997], “Petroleum hydrocarbons in sediments of upper Laguna Madre”, *Marine Pollution Bulletin*, 34(4):229-234.
- Silva Jiménez, J. y A.V. Botello [2005], “Evaluación del impacto ambiental de la Central Nucleoeléctrica Laguna Verde a 15 años de operación”, A.V. Botello, J. Rendón von Osten, G. Gold Bouchot y C. Agraz (eds.), *Golfo de México, contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*, Campeche y México, Universidad Autónoma de Campeche-Universidad Nacional Autónoma de México, pp. 575-595.
- Smith, A.G. y S.D. Gangolli [2002], “Organochlorine chemicals in seafood: occurrence and health concerns”, *Food and Chemical Toxicology*, 40(6):767-779.

- UNESCO [1976], "Guide to operational procedures for the IGOSS Pilot Project on marine pollution (petroleum) monitoring", París, Manual and Guides, 7, p. 50.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) [1996], *PCB: Cancer Dose-response Assessment and Application to Environmental Mixtures*, Washington, D.C., Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment.
- Vázquez, F.G., G.L. Aguilera, H.D. Delgado y G.A. Márquez [1990], "Trace and heavy metals in the oyster *Crassostrea virginica*, San Andres Lagoon, Tamaulipas, Mexico", *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 45(6):907-914.
- Vázquez, F.G. y V. Sharma [1996], "Trace metals in the oyster, *Crassostrea rhizophora*, from the Laguna de Terminos of Campeche, Mexico", *Texas Journal of Science*, 48(4):261-266.
- Villanueva, F.S. y A.V. Botello [1998], "Metal pollution in coastal areas of Mexico", *Review of Environmental Contamination and Toxicology*, 157:53-94.
- Viveros, A.D. y L. Albert [1996], "Estudio de caso: plaguicidas organoclorados en sedimento y organismos del Río Blanco, Veracruz", A.V. Botello, J.L. Rojas Galaviz, J.A. Benítez y D. Zárate Lomelí (eds.), *Golfo de México, contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*, Serie Científica, 5, Campeche y México, Universidad Autónoma de Campeche-Epomex, pp. 169-176.

4. LA CONTAMINACIÓN DIFUSA

Rosario H. Pérez Espejo

INTRODUCCIÓN

El agua puede contaminarse por causas naturales o por motivos antropogénicos. Los recursos hídricos como arroyos, ríos, lagos o estuarios se convierten en medios y receptores de un amplio rango de residuos y sustancias nocivas provenientes de distintas fuentes: la escorrentía urbana que incluye los efluentes industriales y el drenaje público; la agricultura; la minería y la deforestación, y la producción de petróleo [Spulberg y Sabbaghi, 1998].

Cuando se conoce el origen y al responsable de la descarga, se denominan fuentes de contaminación por *descargas puntuales* (DP); cuando no es posible identificar uno ni otro, se enfrenta el elusivo tema de las *descargas no puntuales* (DNP) o difusas.

Una de las características de las descargas no puntuales es que no se puede identificar la fuente de los contaminantes que entran al sistema de aguas, así que tampoco es posible monitorearla. La variedad de fuentes no puntuales de contaminación y su naturaleza difusa generan una serie de problemas legales y de manejo, pero esta diversidad y multiplicidad de la contaminación no puntual (CNP) ofrece sólo uno de los retos relativos a su manejo.

Las descargas no puntuales incluyen la escorrentía urbana y de carreteras, así como las derivadas del uso residencial y comercial de fosas sépticas, el cortado de céspedes, la agricultura, la minería

[121]

y las actividades de construcción. Las fuentes de CNP también se originan en la erosión de tierras vírgenes y tala de bosques; abarcan los residuos de vegetación natural y de fuentes artificiales como la aplicación de fertilizantes, el uso de agroquímicos para el control de plagas y hierbas, la erosión del suelo de granjas y corrales de engorda, y el transporte y erosión provocados por los desarrollos urbanos.

Entre la gran variedad de fuentes difusas o no puntuales, el presente capítulo se centrará en la contaminación generada por la agricultura y la ganadería. Por diversas razones, los agricultores y ganaderos llevan a cabo prácticas de producción que contaminan los recursos:

- a) Desde la óptica de la economía ortodoxa, actúan “racionalmente” (maximizan beneficios) al emplear un monto de insumos mayor al que la sociedad desearía. Esto sucede porque, en ausencia de regulaciones o sanciones por contaminar, para ellos el costo de la capacidad de asimilación del ambiente es cero y el daño económico impuesto a otros por los efectos contaminantes, ya sea por escorrentía, filtración, lixiviación o deposición atmosférica constituye una “externalidad” que no introducen a sus contabilidades. Cuando a los costos marginales privados se agregan los costos marginales externos, es decir, los costos para la sociedad, el punto de equilibrio en la aplicación de insumos contaminantes se obtendrá con un monto menor.
- b) El problema se debe también a prácticas agrícolas y ganaderas erróneas. Está ampliamente documentada la utilización excesiva de fertilizantes y pesticidas en diversas partes del mundo [Susmita *et al.*, 2000], no sólo por un “comportamiento racional” en ausencia de políticas de control, sino por la falta de conocimientos al aplicar los insumos. Cuando el daño que ocasionan no genera un costo, se puede continuar con prácticas inadecuadas hasta el punto en que los beneficios caigan.
- c) Los productores, por lo general, no están conscientes del daño ambiental que causan sus prácticas productivas y,

por tanto, no parecen dispuestos a participar de manera voluntaria en proyectos de costo compartido para el abatimiento de la contaminación [Spulberg y Sabbaghi, 1998]. Tal vez algunos productores sí sean conscientes de esos daños, pero su peso e influencia política es muy fuerte como para disuadir a los gobiernos de intentar regularlos [Shortle y Abler, 2001].

- d) La contaminación del agua por el sector agropecuario también es resultado de la falta de intervención del gobierno en el problema o de un diseño ineficiente de políticas y regulaciones. Varios organismos internacionales [USEPA, 2000; FAO, 1996; OCDE, 1998, 2003] han mostrado que la política agrícola de subsidios, que responde más a la presión de los productores hegemónicos que a la consideración de la actividad como un sector prioritario, ha sido determinante en el sobreuso de insumos y la contaminación del agua.
- e) En el caso de la contaminación no puntual agrícola, no existe un acuerdo sobre qué debe regularse, cómo regular y a quién comprometer [Shortle y Abler, 2001]. Por otra parte, muchos investigadores reconocen que no hay una comprensión convincente respecto del nivel de control ambiental que deben alcanzar los agricultores y, para mayor complejidad, tampoco se sabe con precisión qué requieren para lograrlo [Magette, 2000].
- f) Las actividades agrícolas, con su abundante uso de fertilizantes y pesticidas, y las ganaderías intensivas, con su enorme producción de estiércoles, representan importantes fuentes de contaminación puntual y no puntual. En algunos países las unidades ganaderas en confinamiento se consideran fuentes puntuales [USEPA, 2000]; pero los derrames de las instalaciones de almacenamiento de residuos, provocados por accidentes (rupturas y derrames) y por tormentas extraordinarias, al igual que la escorrentía por la aplicación de nutrientes de estiércoles en la agricultura, se encuentran entre las fuentes no puntuales de contaminación del agua.

LOS CONTAMINANTES DEL SECTOR AGROPECUARIO¹

La contribución de la agricultura a la contaminación del agua incluye nutrientes, pesticidas, sedimentos, minerales y patógenos.

NUTRIENTES

Los nutrientes, principalmente nitrógeno, fósforo² –con mayor efecto en la calidad del agua– y potasio, se aplican a los cultivos en forma de fertilizantes químicos y estiércoles para incrementar los rendimientos, y pueden contaminar los recursos hídricos en cuatro formas: *escurrimiento*, cuando la lluvia y el agua de riego, que no penetran en el suelo, actúan como transporte de los contaminantes desde los campos de cultivo hacia el agua superficial; *filtración*, cuando los nutrientes y químicos de los fertilizantes van directamente al agua del subsuelo a través de hoyos, poros y fisuras o pozos mal contruidos; *lixiviación* o movimiento de contaminantes a través del suelo por infiltración de lluvia, hielo que se funde o agua de riego, y *deposición atmosférica*, en la que el nitrógeno entra a los recursos hídricos con la lluvia.

La ganadería, en forma de grandes operaciones ganaderas intensivas³ de aves, cerdos, ganado lechero y bovinos en corrales de engorda, representa otro “foco rojo” ambiental por el volumen de residuos generados cuyos nutrientes no son absorbidos por el suelo [OCDE, 1998, 2003]. El almacenamiento de excretas en enormes lagunas, algunas diseñadas para 25 años, implican un riesgo real y potencial para los cuerpos de agua, por derramamientos y rupturas.

Algunos ejemplos severos de contaminación por nutrientes para agricultura y ganadería se encuentran en la Bahía de Chesapeake y en la parte norte del Golfo de México en Estados Unidos, la mayor parte de Holanda y las regiones orientales de Québec en

¹ Este apartado se basa en Shortle y Abler [2001].

² El nitrógeno y el fósforo producen eutrofización, es decir, el crecimiento desmedido de algas que consumen el oxígeno disuelto en el agua, así que agotan el disponible para peces y otra vida acuática.

³ *Concentrated Animal Feeding Operations*, conocidas por sus siglas en inglés como CAFO.

Canadá. En estos países la contaminación no puntual es el problema fundamental, ya que se han logrado avances sustanciales en el control de la contaminación puntual.

PESTICIDAS

Los pesticidas sintéticos orgánicos se utilizan desde el decenio de 1940 y, como en el caso de los nutrientes, arriban a los cuerpos de agua disueltos en el agua de escurrimiento o atrapados en partículas erosionadas; también llegan a evaporarse en el aire o lixivarse al agua del subsuelo. Pueden matar peces y otras especies, y causar daños a sus predadores y consumidores a lo largo de la cadena alimentaria por *bioacumulación*; también aniquilar plantas e insectos de los cuales se alimentan pájaros y otras especies animales, y plantear riesgos a la salud humana, ya que constituyen una de las causas posibles de carcinoma, aunque los estudios acerca de los efectos crónicos sobre la salud humana no son concluyentes.⁴

Como en el caso de los nitratos, las normas de varios países obligan a los organismos públicos correspondientes a efectuar un tratamiento adicional al agua para consumo humano cuando ciertos pesticidas exceden los límites de seguridad para la salud, con lo cual se incrementan considerablemente los costos en ese sentido.

SEDIMENTOS Y TURBIEDAD

Las tareas de labranza y cultivo agotan la cobertura vegetativa al erosionar el suelo, del cual se desprenden partículas que al final llegan a cuerpos de agua y los dañan de diversas maneras: obstruyen canales de riego, incrementan la probabilidad de inundaciones y los costos de tratamiento del agua para usos municipales e industriales, y destruyen o dañan la vida acuática reduciendo su biodiversidad.

Los sedimentos que van a parar al agua también son un mecanismo de liberación de fósforo y otros contaminantes (nutrientes

⁴ Los agricultores y trabajadores en contacto con la aplicación de pesticidas tienden a presentar mayor incidencia de cáncer de pulmón y otros tipos de cáncer [OMS, 1990].

y partículas químicas que se adhieren fuertemente a las arcillas), de modo que con ello la agricultura se convierte en la principal fuente de sedimentos.

MINERALES

Los minerales traza contenidos en los fertilizantes, otros agroquímicos y alimento para ganado se incorporan a los cuerpos de agua mediante los mismos mecanismos que los nutrientes y sedimentos. Cada vez mayores cantidades de minerales tóxicos como selenio, boro, cobre, zinc y plomo ponen en riesgo la salud humana, dañan la vida acuática y merman las oportunidades de recreación.

PATÓGENOS

En Estados Unidos, la contaminación por bacterias es la causa principal de deterioro de estuarios y la segunda de ríos, por un deficiente tratamiento de residuos humanos y ganaderos. Los microorganismos presentes en los residuos del ganado bovino y de leche contienen patógenos como el *Cryptosporidium* y la *Giardia*, que ocasionan diversas enfermedades gastrointestinales e, incluso, en el caso del *Cryptosporidium*, pueden provocar la muerte en personas con inmunodeficiencia.

LA TEORÍA DE LAS DESCARGAS NO PUNTUALES

Los problemas particulares de la contaminación difusa derivada del sector agropecuario han dado lugar al desarrollo de una *teoría de las descargas no puntuales*, con aportes de diversos especialistas. En esta sección se presentan sólo algunas de las contribuciones que han permitido avanzar en la aprehensión del problema.

En 1982, Griffin y Bromley publicaron un artículo pionero en el cual introdujeron el concepto *función de producción no puntual* (FPNP) para medir, en forma directa, las emisiones contaminantes de la agricultura que no es posible observar. La función de produc-

ción no puntual relaciona las opciones de producción (empleo de insumos) con las emisiones estimadas a partir de modelos hidrológicos y estadísticos.

La expresión del modelo de la función de producción no puntual para la i ésima granja es:

$$r_i(x_i, \alpha_i)$$

donde:

r_i son las emisiones no puntuales o FPNP.

x_i es el vector ($1 \times m$) de opciones de producción y control de contaminación (insumos).

α_i representa las características físicas del lugar (tipo de suelo, topografía).

A diferencia de las emisiones puntuales que salen de un tubo o una chimenea y que se pueden observar sin error, la FPNP representa un estimador *proxy* perfecto de las descargas difusas que no es posible observar. Cuando la autoridad ambiental ha fijado un objetivo de nivel de contaminación que se descarga a un cuerpo de agua, la estimación parte de las concentraciones ambientales (*ambient concentration*) que incluyen: la suma de emisiones puntuales y no puntuales, los niveles naturales prevalecientes de contaminación ξ y las características y parámetros de la cuenca ψ :

$$a = a(r_1, \dots, r_n, e_1, \dots, e_s, \xi, \psi) \quad (\partial a / \partial r_i \geq 0 \quad \forall_i, \partial a / \partial e_k \geq 0 \quad \forall_k)$$

donde:

r_i son las emisiones no puntuales para la i ésima granja.

e_k representa las emisiones puntuales para la k ésima fuente.

ξ indica los niveles prevalecientes de contaminación en la cuenca.

ψ son las características y parámetros de la cuenca.

$(\partial a / \partial r_i \geq 0 \quad \forall_i, \partial a / \partial e_k \geq 0 \quad \forall_k)$ son las primeras derivadas parciales, que se asumen positivas para ambos tipos de emisiones (r_i y e_k) para todas las granjas (i) y todos los contaminantes (k); es decir, ambas son crecientes en las concentraciones.

A partir de estas relaciones determinísticas y aplicando los principios de optimización, los autores construyen cuatro tipos de instrumentos ambientales económicamente eficientes para las descargas no puntuales agrícolas:

1. Un incentivo (impuesto o subsidio) basado en el monitoreo de insumos (o de los productos) conforme a la función de producción no puntual; por ejemplo, un impuesto sobre fertilizantes o sobre la pérdida estimada de suelo.
2. Un sistema de estándares para la escorrentía estimada; por ejemplo, normas sobre la pérdida estimada de suelo.
3. Un subsidio (o cargo) a las prácticas de manejo en cada granja, dependiendo de que la FPNP sea positiva o negativa; por ejemplo, impuestos a las aplicaciones de nutrientes.
4. Un sistema de estándares sobre prácticas de manejo; por ejemplo, empleo de labranza cero.

Los modelos de Griffin y Bromley constituyeron el punto de partida para el diseño de instrumentos de control económicamente eficientes para las descargas no puntuales, pero incluían dos supuestos irreales: que el regulador conoce los beneficios que obtienen los agricultores cuando modifican sus prácticas de manejo (es decir, que no hay problemas de información), y que la escorrentía de las unidades agrícolas puede determinarse sin error sólo observando las prácticas de manejo.

Con base en ese modelo, Shortle y Dunn publicaron en 1986 un modelo más sofisticado en el que reconocen que las descargas no puntuales no son determinísticas, sino estocásticas y no observables, que los procesos de destino y transporte de contaminantes también son estocásticos y que hay asimetría en la información entre el agente regulador y el productor.

Bajo esas especificaciones, la observación de los insumos de la granja en la FPNP ya no es un sustituto perfecto para medir las emisiones sin error; los agricultores no pueden controlar sus descargas con certeza, pero sí optar por controles sobre la producción y la contaminación, para influir en la distribución de probabilidades de los niveles de escurrimiento.

Shortle y Dunn estimaron los mismos cuatro instrumentos que Griffin y Bromley, pero agregaron tres consideraciones: la información diferencial sobre los costos de modificar las prácticas de manejo; la imposibilidad de un monitoreo directo y preciso, y la naturaleza estocástica de las descargas no puntuales. Asimismo, incorporaron al análisis modelos hidrológicos que no eliminan pero reducen la incertidumbre sobre la magnitud de esas descargas.

Sin considerar los costos de transacción, el principal resultado del análisis fue que *un incentivo sobre prácticas de manejo debe ser, en general, la medida más eficiente para reducir la contaminación no puntual*, ya que, a diferencia de las otras estrategias, tiene mayor capacidad de inducir al agricultor a seleccionar las prácticas que puedan maximizar el beneficio neto social.

De acuerdo con Shortle y Dunn, ninguna de las cuatro estrategias analizadas alcanza un óptimo de tipo *first-best* y algunas medidas ambientales que se ajustan a los principios económicos resultan ser políticamente inaceptables, pero un incentivo sobre prácticas de manejo bien diseñado puede ser políticamente aceptable y económicamente ventajoso.

Por su parte, Segerson [1988] publicó dos años después un artículo que modifica radicalmente el enfoque mantenido hasta ese momento y cuestiona el énfasis puesto por los autores anteriores en las *mejores prácticas de manejo*. También plantea que las regulaciones directas y los impuestos sobre la escorrentía estimada son ineficientes e impracticables para controlar las descargas no puntuales, así que propone trasladar el eje de análisis de las emisiones: del ámbito individual a los niveles de contaminación ambiental de un cuerpo de agua.

El cambio fundamental que introduce Segerson consiste en descartar la observación de las emisiones, ya sea en forma directa o indirecta, y reorientar la política de control hacia el cuerpo de agua. Para el agricultor individual, propone un impuesto ambiental (*ambient tax*) o un subsidio variable en proporción con las concentraciones ambientales y que dependa de que se rebase o no un nivel objetivo de calidad en un cuerpo de agua, para lo cual sugiere una estrategia mínima de monitoreo aleatorio. De este modo,

se deja al productor seleccionar la tecnología de producción y tratamiento que más le convenga.

Romstad [2003] también reconoce como signo distintivo de las descargas no puntuales la dificultad técnica y económica para medir la esorrentía de una granja en lo individual, lo que Segerson denomina *problema de información en la contaminación no puntual*. Según Romstad, las políticas convencionales sobre descargas de ese tipo, es decir, los incentivos o permisos mercadeables sobre insumos, intentan modificar las prácticas que se pueden observar fácilmente (fertilización, aplicación de estiércoles y labranza de conservación) y que se supone mantienen una fuerte relación con la esorrentía de las granjas; pero pueden no ser consistentes con el objetivo principal de la política, que es reducir la esorrentía de nutrientes. A manera de ejemplo, señala el interés que los economistas ponen en los impuestos sobre fertilizantes. Asimismo, comenta que los cambios en la cantidad aplicada de un fertilizante nitrogenado sólo explican 30% del nitrógeno medido en la esorrentía y que, en adición a los argumentos intuitivos que sobre incentivos directos se exponen en la literatura referente a estándares regulatorios, hay razones científicas claras para aplicar incentivos directos que proporcionen calidad ambiental.

Uno de los temas conflictivos en el control de la contaminación no puntual es el costo social relativo de los diferentes instrumentos y medidas para reducir ese 70% restante de nitrógeno en la esorrentía, por lo cual el análisis de Romstad se centra en los costos y beneficios potenciales de emplear políticas más directas para el control de las descargas difusas.

Romstad revisa las aportaciones de Segerson, Cabe y Herriges, Hansen y Horan y encuentra que, en términos generales, no resuelven el problema de información y llegan a tasas de impuestos excesivas. En su opinión, el enfoque de Segerson es altamente demandante de información y conduce a cargos excesivos, porque si las funciones de daño son convexas, la tasa óptima de impuesto varía entre los contaminadores. Agrega que los impuestos ambientales no se han implementado en la práctica porque el impuesto colectado sería, en muchos casos, mayor que los beneficios de la granja.

Romstad plantea incentivos directos con un enfoque sofisticado de participación “de equipo” por parte de los múltiples agentes que descargan a un mismo cuerpo de agua. Los supuestos son que cada agricultor dispone de más información que la autoridad respecto de sus propias emisiones y de cómo se distribuyen las emisiones de otros agricultores, pero posee menos información respecto del comportamiento real del “equipo”.

De acuerdo con Romstad, la autoridad podría ofrecer a los agricultores dos alternativas: estándares regulatorios que reducen sus beneficios si se comparan con la ausencia de normas; o bien, un contrato favorable a los que como equipo alcancen el nivel de emisión objetivo, pero desfavorable si no lo logran. La hipótesis de Romstad es que los agricultores sólo escogerán la segunda opción si todos creen que en equipo cumplirán con el objetivo ambiental.

Para aumentar la cohesión del equipo, la autoridad puede agregar los siguientes incentivos: si el equipo sobrepasa el objetivo, todos los agentes reciben un pago; el agricultor cuenta con la posibilidad de autodeclarar si cree que por causa suya no se alcanzará el objetivo, en cuyo caso paga una multa menor que la impuesta si éste no se alcanza, y debe cubrirla aun cuando el objetivo se alcance.

Romstad concluye que hay razones intuitivas válidas para cambiar las políticas convencionales sobre descargas no puntuales centradas en las prácticas agrícolas y dirigirlas hacia incentivos más directos que reduzcan las emisiones y mejoren la calidad ambiental. El enfoque de equipo sugerido puede modificar la actitud de los agricultores respecto de su responsabilidad en la reducción de emisiones, bajar los costos de monitoreo y aumentar la posibilidad de que se logre la condición de *ausencia de arbitraje*.

También hay propuestas sobre la comercialización de permisos para las descargas no puntuales y descargas puntuales. Aquellos contaminadores que enfrentan un costo de mitigación relativamente más alto pueden negociar la puesta en marcha de medidas para reducir la contaminación con costos menores. Los incentivos basados en el mercado, es decir, en el comercio entre fuentes puntuales y no puntuales (incluyendo emisiones e insumos contaminantes) pueden constituir un método alternativo para controlar las descar-

gas difusas [Horan y Shortle, 2001: 59]. Sin embargo, el mercadeo de permisos de emisión entre fuentes puntuales y no puntuales, en una base de uno a uno, llega a ser difícil, debido a la heterogeneidad y estocasticidad natural de las descargas difusas y a los escollos de su observancia obligatoria [Horan y Ribaud, 1999: 1031].

CONTAMINACIÓN DIFUSA DEL AGUA POR LA GANADERÍA

Importantes organismos internacionales e instituciones de investigación de numerosos países [FAO, 2006] han efectuado estudios que documentan ampliamente la contribución de la ganadería al cambio climático, la contaminación del aire, la degradación de la tierra, aire y agua y la reducción de la biodiversidad. En estos estudios, los impactos de la ganadería en el recurso agua se analizan bajo una perspectiva de cadena, que abarca desde la producción de insumos y pastos para la alimentación animal hasta la transformación de productos de origen animal. Los enormes cambios en la ganadería y los impactos ambientales que conllevan se originan de un conjunto de factores externos a la misma, entre ellos:

- a) *La transición demográfica*: resulta de la combinación del crecimiento poblacional y los cambios en la composición por edades y en la tasa de urbanización.
- b) *El crecimiento económico*: tasas de 2.3% en países en desarrollo durante el decenio de 1990, incremento del ingreso per cápita y altas elasticidades para los productos de origen animal.
- c) *La transición nutricional*: paso de una amplia desnutrición en los países en desarrollo, a dietas variadas que incluyen más alimentos procesados, productos de origen animal, azúcares, grasas y alcohol, cuya contraparte son los problemas de sobrepeso y la obesidad.⁵

⁵ El número de personas con sobrepeso, alrededor de 1 000 millones (300 millones en los países en desarrollo), sobrepasa al de las que sufren desnutrición, que es de alrededor de 800 millones.

- d) *El cambio tecnológico*: para la ganadería aportó mejoras en la genética y la alimentación; para la agricultura, mayores rendimientos y mejoría en la composición de nutrientes de los alimentos para el ganado, y para la cadena de comercialización, tecnologías de información que facilitan la distribución y mercadeo de productos ganaderos.

El mayor uso que la ganadería hace del agua en los pastizales y en los cultivos *de consumo animal* ocasiona el proceso de evapotranspiración que representa la causa principal del detrimento de esas superficies. El agua evapotranspirada por pastos y cultivos *de consumo animal*, que se atribuye a la producción ganadera y no a la agrícola, origina montos tan grandes que, en comparación, los demás usos resultan marginales.

La ganadería genera los dos tipos de contaminación, la puntual y la no puntual. Las fuentes puntuales provienen de las descargas directas a cuerpos de agua por parte de ganaderías estabuladas de cualquier especie, plantas procesadoras de alimentos y fábricas de agroquímicos. En México, sólo la porcicultura y los establos lecheros producen este tipo de descarga⁶ y, al respecto, la norma genérica sobre descargas de aguas residuales (Norma Oficial Mexicana 001-Semarnat-1996) establece límites máximos permisibles para 20 parámetros de contaminación.

Aunque los estudios que han evaluado la norma genérica [Pérez, 2002, 2006] encuentran que no se trata del instrumento apropiado para aplicarse en actividades sujetas a la incertidumbre y variaciones de la naturaleza, sin duda es mejor contar con una norma deficiente que con ninguna.

La contaminación no puntual de la ganadería es provocada por la aplicación de nutrientes de los estiércoles a la agricultura en forma de agua residual y por los accidentes y derrames de las lagunas de tratamiento de aguas residuales procedentes de la ganadería estabulada.

⁶ Se supone que la avicultura no genera descargas puntuales porque hace escaso uso de agua y porque la pollinaza tiene un bajo contenido de humedad; sin embargo, en Estados Unidos se considera que todas las ganaderías intensivas efectúan descargas puntuales.

Los principales tipos de contaminación del agua por las actividades ganaderas son:

- a) *La contaminación por excretas.* Se refiere sobre todo a nutrientes (nitrógeno y fósforo), materia orgánica, bacterias y patógenos,⁷ residuos de medicamentos y metales pesados, que pueden llegar al agua por rutas puntuales y difusas.
- b) *Los residuos del procesamiento de productos ganaderos.* Los rastros constituyen una importante fuente de contaminación local, y las curtidurías emiten un amplio rango de contaminantes orgánicos y químicos.
- c) *La contaminación por la producción de alimento animal.* Incluye como fuentes principales los nutrientes de fertilizantes minerales, los pesticidas y los sedimentos originados por la erosión.
- d) *Pastoreo.* La ganadería afecta el ciclo del agua mediante el pastoreo intensivo y en la conversión de uso del suelo.

Numerosas medidas de mitigación incluyen mayor eficiencia en el uso del agua, del suelo y en el manejo de residuos, así como dietas mejor balanceadas y mejoría en la colección, almacenamiento y procesamiento de residuos. Sin embargo, todas las medidas de mitigación exigen un costo y pueden implicar efectos indirectos no deseados. Se citan a continuación algunos estudios que analizan medidas específicas de mitigación y sus efectos en el ambiente y en la economía de la unidad de producción.

Un artículo de Innes [2000], basado en un modelo espacial de producción regional ganadera, indica que los daños ambientales son resultado de determinados arreglos espaciales de las instalaciones productivas y de las prácticas de manejo observables y no observables. Innes consideró tres efectos ambientales de la ganadería: los derrames de las instalaciones de almacenamiento; la filtración de nutrientes y la escorrentía atribuida a la apli-

⁷ *Campylobacterias, Escherichia coli, Salmonella, Clostridium botulinum, Giardia lamblia, Cryptosporidium parvum, Microsporidia spp., Fasciola spp.* y otras causan enfermedades virales y por parásitos.

cación de estiércoles en los cultivos, e incluyó también la contaminación directa generada en granjas, como los malos olores, las plagas y los gases.

Las medidas de política que Innes examina abarcan: un impuesto directo sobre operaciones ganaderas; una regulación de escala que limita el número de animales por acre; un impuesto a los fertilizantes, y regulaciones para el manejo y almacenamiento de residuos con estándares para la protección de tormentas y para el transporte de estiércoles.

Innes parte de que es imposible monitorear directamente los resultados ambientales de la actividad ganadera y plantea que el gobierno necesita regular las opciones de manejo observables que afectan al ganadero, si desea que éste asuma su costo ambiental. Las opciones de manejo comprenden: la capacidad de las lagunas de almacenamiento para evitar derrames; el número de animales *ad hoc* para la instalación pecuaria, y la distancia entre granjas.

Innes llega a las siguientes conclusiones:

- a) Aun con regulaciones para el manejo de residuos animales, los productores disfrutaban de incentivos para producir más animales en instalaciones más grandes o más numerosas de lo indicado por la eficiencia; porque, aunque efectúen un manejo apropiado de residuos, no asumen los costos de una producción excesiva de animales como el riesgo de derrames, la sobreaplicación de estiércoles a la agricultura y mayor contaminación ambiental directa, en general.
- b) La dispersión (más granjas pero más pequeñas) puede generar beneficios ambientales, sin que se alteren los niveles promedio de producción a escala regional. Se puede ser más eficiente con instalaciones más numerosas pero más pequeñas, que produzcan un cierto número de animales, en lugar de hacerlo con pocas instalaciones mucho más grandes y con mucho más animales.
- c) Una regulación aislada sobre manejo de residuos no lleva a un arreglo espacial eficiente de la producción, la cual puede optimizarse regulando el tamaño de la instalación ganadera y la entrada a la actividad o combinando un límite en el

número de animales por acre con un límite directo en el tamaño de la instalación.

- d) Cuando no se regula en forma directa la aplicación de estiércoles, los agricultores tienden a aplicar más fertilizantes porque no sustituyen el fertilizante químico por el orgánico, sino que aplican la misma cantidad de químico más el fertilizante orgánico provocando un incremento en la escorrentía. La aplicación excesiva de estiércoles y la escorrentía aumentan con el tamaño de la instalación y la proximidad a otra granja.

La eficiencia económica se logra regulando las prácticas de aplicación (opción observable) y los efectos ambientales de ellas. Un incremento en el precio de un fertilizante químico, debido a un impuesto, incentivará a transportar el estiércol a mayor distancia reduciendo su aplicación en tierras cercanas a la granja y con ello la escorrentía.

- e) El gobierno puede promover la eficiencia regulando las decisiones que conllevan la posibilidad de derrames y filtraciones de las instalaciones de almacenamiento, con normas para que las lagunas reciban la mayor tormenta *de 24 horas en 25 años* sin que haya derrames. Esta norma puede modificarse con el tiempo para que refleje los cambios en la intensidad de la producción ganadera.⁸ Puede ser más eficiente una norma más estricta, por ejemplo, para una *precipitación de 48 horas en 10 años*.

Aunque la propuesta de Innes hace abstracción de algunos fenómenos como la heterogeneidad de sitios y empresas, y los costos de aplicación de la norma (*enforcement*), su artículo constituye una referencia obligada en la modelación de regulaciones para la ganadería.

La normatividad en la aplicación de estiércoles a la agricultura es modelada en dos estudios realizados en 2004. En el primero, Feinerman y colaboradores [2004] parten de que el fósforo y el nitrógeno de los estiércoles ganaderos se aplican de manera exce-

⁸ También los fenómenos climáticos extremos, cada vez más frecuentes.

siva, y elaboran un modelo de equilibrio espacial para estimar la demanda de nutrientes de los estiércoles, bajo estándares regulatorios alternativos, y los costos en el bienestar de dichos estándares.

Los modelos que Feinerman y colaboradores [2004] desarrollan para el estado de Virginia muestran que, en efecto, con una norma para la aplicación de estiércol se logra disminuir considerablemente la aplicación excesiva de fósforo y nitrógeno, pero al mismo tiempo ocurre una pérdida de bienestar entre 5 y 15%, que no incluye la valuación ambiental (es decir, sin mercado formal). La regulación sobre nitrógeno conlleva grandes reducciones en el nitrógeno excedente, pero incrementa el exceso de fósforo; en cambio, la regulación sobre fósforo reduce el exceso de ambos nutrientes.

Feinerman y colaboradores [2004] también encuentran más económico transportar pollinaza, el estiércol más empleado en su estudio, que estiércoles líquidos. Pero el método predominante de almacenamiento de estiércoles de cerdos y ganado lechero es en forma líquida, y las regiones con altas concentraciones de estiércoles líquidos experimentan mayores pérdidas en el bienestar, no elevadas, pero importantes en términos de la competitividad interregional de la producción porcina y bovina respecto de la avícola.

Un segundo estudio [Kaplan *et al.*, 2004] evalúa los efectos de una regulación que, en los precios al consumidor, la producción y el empleo agrícola, restringe la aplicación de estiércoles a los cultivos. Este estudio se basó en un complejo modelo que incluyó 55 regiones de Estados Unidos, 33 insumos, 44 productos agrícolas y procesados, más de 5 000 empresas agrícolas y más de 90 unidades ganaderas.⁹

Kaplan y colaboradores [2004] parten de que los efectos ecológicos adversos de los nutrientes de estiércoles en las aguas superficiales y subterráneas de Estados Unidos, han motivado políticas agroambientales dirigidas a reducir esas descargas. Pero señala que

⁹ Sólo consideraron el caso del cumplimiento de la restricción de nutrientes por parte de las grandes unidades ganaderas Concentrated Animal Feeding Operations (CAFO, por sus siglas en inglés).

no importa cuán bien intencionadas sean las políticas señaladas, es posible que surjan efectos potenciales secundarios indeseables en el equilibrio de los mercados. Entre sus resultados más importantes están los siguientes:

- a) Cuando las tasas de sustitución de nutrientes inorgánicos por orgánicos permanecen cercanas, o en los niveles del año de estudio, los efectos secundarios en los precios bastan para compensar a la mayoría de los productores avícolas y ganaderos, por el costo de cumplir con la restricción. Pero a tasas mayores de aplicación, los costos involucrados (transporte y análisis de estiércoles, análisis de suelos y desarrollo de un plan de manejo de residuos) superan los efectos compensadores de los precios, lo cual da lugar a una reducción en los beneficios netos para agricultores y ganaderos.
- b) La restricción en la aplicación de nutrientes no sólo afecta costos y beneficios. Los consumidores pueden enfrentar precios más altos, en particular de productos avícolas y lácteos; la producción ganadera puede disminuir, y los gastos en mano de obra probablemente se reduzcan, aunque con efectos heterogéneos entre regiones y escenarios.
- c) Los resultados potenciales no anticipados en ciertas regiones de Estados Unidos se deben a la heterogeneidad económica y ambiental. En algunas regiones, los impactos pueden ser positivos: incrementos en los beneficios netos de la ganadería y la avicultura. En otras, pueden ser indeseables: incremento en la filtración de nitrógeno al agua del subsuelo. Estos efectos variables ilustran la necesidad de llevar a cabo análisis regionales y sectoriales para evaluar políticas de gran alcance.

LA CONTAMINACIÓN POR FERTILIZANTES

La aplicación excesiva de fertilizantes no sólo afecta los cuerpos de agua y provoca su eutrofización, sino que está presente en otros

dos problemas: la acidificación de suelos y agua, y la producción de gases invernadero que suscitan el cambio climático [Scott, 2005].

El problema de una aplicación excesiva de fertilizantes no deriva de una decisión técnica errónea –aunque también puede presentarse esta eventualidad–, sino de que, en ausencia de regulaciones o cargos por contaminar, para el productor agrícola el precio de la capacidad de asimilación del ambiente es cero. En lo que respecta al productor, el daño económico impuesto a otros por la escorrentía y otras emisiones representa una *externalidad*.

Cuando el daño no tiene un costo, la respuesta racional del productor es aplicar fertilizante hasta el punto donde obtiene un beneficio máximo privado que incluye la protección contra la incertidumbre y el no abatimiento del daño externo. Si a los costos marginales privados se agregan los costos marginales externos –los que recibe la sociedad–, el punto de equilibrio en la aplicación de fertilizantes se obtendrá con un monto menor de ellos.

El asunto principal es que el agricultor desea aplicar una cantidad de fertilizante mayor que la que desea la sociedad. El costo externo impuesto por la aplicación de fertilizante no entra en la contabilidad del agricultor, y el ambiente proporciona un “resumidero gratis” para el exceso de fertilizante aplicado.

Debido a que el daño causado es externo a la granja, hay una tendencia natural a aplicar cantidades excesivas de fertilizante, sin que los productores, al tomar decisiones al respecto, se percaten del costo que ello impone a terceros. Este problema es más agudo cuando existe una política agrícola que subsidia los fertilizantes.

La reducción en la aplicación de fertilizantes no es la finalidad última, sino mejorar la calidad del agua y, por consiguiente, disminuir el daño por parte del agricultor. De manera simplificada, puede decirse que hay tres tipos de enfoque genérico en la solución del problema: las regulaciones, la educación y los instrumentos económicos.

Las regulaciones suponen el enfoque más obvio para asegurar la puesta en marcha de prácticas adecuadas y figuran como el método más aplicado. Se prefieren en lugar de los incentivos, sólo si hay manera de garantizar el cumplimiento de la práctica cuando se requiere alcanzar un límite o un objetivo específico o cuando se

ha prohibido una sustancia. Un ejemplo son los requerimientos de una distancia específica a un cuerpo de agua, y la obligación para el agricultor de llevar registro de nutrientes.

El criterio para poner en marcha las regulaciones es que se focalicen correctamente, tengan un costo administrativo razonable y no generen efectos sociales adversos. Dada la naturaleza difusa de la contaminación agrícola y sus muy diversas causas, la aplicación de políticas resulta particularmente costosa y requiere de incentivos adecuados para minimizar el costo de su cumplimiento [Scott, 2005: 42].

Una buena forma de rectificar el problema consiste en implantar un instrumento económico del tipo de un impuesto sobre fertilizantes, ya que el incremento en el precio puede reducir su aplicación. Por ejemplo, se espera que un aumento de 10% en el precio disminuya, en corto plazo, 3% de la aplicación y aún más si se acompaña de algunas medidas adicionales como programas de educación.

El documento de la EPA, de Irlanda, menciona que seis institutos europeos de investigación encontraron que un impuesto sobre el nitrógeno en los fertilizantes podía generar resultados significativos y que aplicar el impuesto al excedente de nitrógeno podía ser todavía más apropiado. Sin embargo, este tipo de impuesto requiere que los productores lleven registros de los nutrientes que entran a la unidad y de los que salen en forma de producto, lo cual es difícil de encontrar en la agricultura de países en desarrollo.

Los Países Bajos han experimentado, durante seis años, con un impuesto sobre el exceso de nutrientes (MINAS, por sus siglas en inglés),¹⁰ que requiere que las granjas lleven registros sujetos a aprobación de nitrógeno y fósforo y de sus excedentes. La calidad del agua ha presentado signos de mejoría, pero paradójicamente esa política no satisface las directivas europeas sobre nitratos.

Los permisos mercadeables entre fuentes puntuales y no puntuales, en la experiencia de Estados Unidos, han sido difíciles de implementar, porque el cumplimiento de intercambios se obstruye por los retos de monitorear la escorrentía esperada.

¹⁰ *Mineral Accounting Sistem.*

En el Reino Unido se recurre a los principales instrumentos de política para el control de las fuentes difusas agrícolas: multas por no alcanzar la calidad del agua que se establece en sus directivas e impuestos sobre fertilizantes. Esas medidas se pueden emplear con otras políticas con las cuales se generen sinergias.

Entre las políticas en proceso de ponerse en marcha, en Irlanda se encuentran las regulaciones sobre fósforo y la directiva de nitratos. Ambas requieren un gran compromiso en términos de recursos para el monitoreo, verificación y vigilancia. También se ha planteado un impuesto que desincentive la aplicación excesiva de fertilizantes.

Muñoz y Ávila Forcada [2005] proponen un impuesto para gravar plaguicidas que en México están exentos del pago del impuesto al valor agregado. Los autores modelan un impuesto –en realidad una eliminación de la extensión– que varía de acuerdo con la toxicidad del componente del plaguicida y también un impuesto al mismo nivel independientemente de la toxicidad. Concluyen que un impuesto o eliminación de subsidio a los plaguicidas afectaría el precio de algunos productos como el jitomate y la papa, pero sería insignificante para productos de consumo general como el maíz y el frijol.

CONCLUSIONES

La contaminación difusa constituye un problema de largo plazo y un reto mayor en los países desarrollados y las naciones en desarrollo, sobre todo porque las descargas no puntuales no son observables ni fácilmente cuantificables y, por tanto, los instrumentos para su control exigen una vasta información y elevados costos de transacción.

El hecho de que las actividades agrícolas y ganaderas sean las principales fuentes de contaminación por descargas no puntuales, implica problemas adicionales para los países en desarrollo, los cuales dependen en gran medida de estos sectores, no sólo para obtener divisas sino para sobrevivir. No obstante, las prácticas agrícolas tienen que evolucionar hacia formas más sostenibles de

uso del suelo y del agua, y esto requiere arreglos institucionales de largo plazo.

REFERENCIAS

- FAO (Food and Agriculture Organization) [1996], "Control of water pollution from agriculture. Irrigation and drainage", FAO Technical Paper, 55.
- ____ [2006], "Livestock's long shadow. Environmental issues and options", Roma, FAO, LEAD.
- Feinerman, E.D., J. Bosch y W.J. Pease [2004], "Manure applications and nutrient standards", *American Journal of Agricultural Economics*, 86(1):14-25.
- Griffin, R. y D.W. Bromley [1982], "Agricultural runoff as a nonpoint externality: a theoretical development", *American Journal of Agricultural Economics*, 64(3):547-552.
- Horan, R.D. y M. Ribaudó [1999], "Policy objectives and economic incentives for controlling agricultural sources of nonpoint pollution", *Journal of the American Water Resources Association*, 35(5):1023-1035.
- Horan, R.D. y J.S. Shortle [2001], "Environmental instruments for agriculture", en J.S. Shortle y D.G. Abler (eds.), *Environmental Policies for Agricultural Pollution Control*, Wallingford y Nueva York, CABI Publishing, pp. 19-65.
- Innes, R. [2000], "The economics of livestock waste and its regulation", *American Journal of Agricultural Economics*, 82(1):97-117.
- Kaplan, D.J., C.R. Johansson y M. Peters [2004], "The manure hits the land: economic and environmental implications when land application of nutrients is constrained", *American Journal of Agricultural Economics*, 86(3):688-700.
- Magette, W. [2000], *Controlling Agricultural Losses of Pollutants to Water and Air. Are We Helping the Farmer Enough?*, 9th Workshop of the Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture, Roma, Organización para la Alimentación y la Agricultura.

- Muñoz, C. y S. Ávila Forcada [2005], “Los efectos de un impuesto ambiental a los plaguicidas en México”, *Gaceta Ecológica*, 74.
- OCDE [1998], *Agriculture and the Environment. Issues and Policies*, París, Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico.
- [2003], *Agriculture and the Environment. Issues and Policies. The pig sector*, París, Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico.
- Pérez, R. [2002], “El costo ambiental en las granjas porcinas de La Piedad, Michoacán”, *Revista Estudios Agrarios*, 21, 31-38.
- [2006], “Costs of the wastewater standard in pig production in Mexico”, *Environment, Development and Sustainability*, 8(3):391-411.
- Scott, S. [2005], *Environmental Economics. Fertilizer Taxes-implementation Issues*, Final Report, Environmental Research Technological Development and Innovation (ERTDI) Programme 2000-2006, Irlanda, EPA.
- Segerson, K. [1988], “Uncertainty and incentives for nonpoint pollution control”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 15(1):87-98.
- Shortle, J.S. y D. Abler [2001], *Environmental Policies for Agricultural Pollution Control*, Londres, CABI Publishers.
- y W.J. Dunn [1986], “The relative efficiency of agricultural source water pollution control policies”, *American Journal of Agricultural Economics*, 68(3):668-677.
- Spulberg, N. y A. Sabbaghi [1998], *Economics of Water Resource. From Regulation to Privatization*, Norwell, Kluwer Academic Publishers.
- Susmita, D., M. Craig y H. Manuil [2007], “A pinch or a pint? Evidence of pesticide overuse in Bangladesh”, *Journal of Agricultural Economics*, 58(1):91-114.
- Romstad, E. [2003], “Team approaches in reducing nonpoint source pollution”, *Ecological Economics*, 47(1):71-78.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) [2000], “The quality of our nation’s waters: a summary of the national water quality”, USEPA Office of Water. EPA-841-5-00-001.



5. LAS ESPECIES EXÓTICAS COMO CONTAMINACIÓN BIOLÓGICA DEL AGUA

Elsa L. Valiente Riveros

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas epicontinentales constituyen el eslabón entre la tierra y el mar y conforman el sistema circulatorio del planeta. Los ríos, lagos, lagunas y demás cuerpos de aguas continentales cuyo drenaje se vierte hacia el mar, cuencas interiores y a través del subsuelo, forman parte del ciclo hidrológico mundial, el cual enlaza a la gran diversidad de ecosistemas terrestres y acuáticos del mundo.

Al modificar el cauce de los ríos, contaminar el agua y afectar a la fauna y flora de los ambientes dulceacuícolas, se compromete su capacidad natural para mantener la diversidad biológica y los procesos evolutivos; también para proveer importantes servicios ambientales como el control de las inundaciones, la purificación del agua, la recarga de acuíferos, la recuperación de la fertilidad del suelo, el sostenimiento de las pesquerías y el goce de actividades recreativas.

Los efectos de las actividades humanas se reflejan con mayor rapidez en los ecosistemas acuáticos continentales. De todas las especies animales, 12% viven en 1% de la superficie de la Tierra, que corresponde a la proporción de agua dulce en el planeta; sin em-

[145]

bargo, al menos 20% de todas las especies de agua dulce están amenazadas, en peligro de extinción o extintas [Abramovitz, 1996].

Las causas de la degradación acelerada de los ambientes acuáticos se refieren a la fragmentación del hábitat, la contaminación química y la contaminación biológica. La construcción de presas hidroeléctricas, canales y desviaciones del curso natural del agua para la agricultura o la construcción de infraestructura para el control de inundaciones ejemplifican la fragmentación; el vertido directo a los cuerpos de agua de los desechos industriales y domésticos constituye parte de la contaminación química.

Respecto de la contaminación biológica, la introducción de especies exóticas de flora y fauna ha sido la causa histórica de la modificación total de sistemas acuáticos, extinción de especies y declinación de pesquerías, con las consiguientes amenazas serias a la economía. De acuerdo con De la Vega [2003], los principales factores responsables del daño a la biota dulceacuícola incluyen la destrucción del hábitat (88%), la introducción de especies no nativas (53%) y un rango geográfico restringido (6%).

El desarrollo industrial y tecnológico de los siglos XIX y XX ha traspasado las barreras fisiográficas y evolutivas de los sistemas naturales facilitando el transporte fortuito o intencional de especies acuáticas. El resultado de estas acciones se observa en los cambios ambientales de los sistemas acuáticos, cuyos procesos son tan serios como poco fáciles de comprender y relacionar.

En el caso de México, durante los decenios de 1960 y 1970, la acuicultura extensiva e intensiva se convirtió en el objetivo principal de la política gubernamental como una alternativa para proveer de proteína animal, siempre escasa, a las comunidades rurales.

Posteriormente, en el decenio de 1980, la ley de cooperativas pesqueras se modificó para dar cabida a la acuicultura intensiva de camarón. Tal disposición obligó a la deforestación de las zonas de manglar para establecer la estanquería para el cultivo del camarón, y esta actividad puede generar la contaminación orgánica de los sistemas lagunares cercanos, por el desecho de agua rica en nutrientes, además del riesgo permanente de escape de organismos hacia los esteros, con la posible introducción de enfermedades.

Por otra parte, en términos académicos, la escasez de estudios sobre las características biológicas, productividad y usos locales de la fauna dulceacuícola nativa, que se registraban antes de la introducción de especies exóticas, dificulta el conocimiento de la magnitud del impacto al sistema en términos de la cantidad de especies extintas y de los alcances en la modificación de la estructura y funcionamiento de los sistemas acuáticos afectados.

En este capítulo se ofrece un panorama general de la situación de México, considerando sus particularidades geográficas y biológicas relativas a la extensión de la degradación en los sistemas acuáticos, con énfasis en la introducción de especies.

Se abordan el concepto de especies introducidas, las vías de introducción de organismos acuáticos a México, la alteración de los procesos ecológicos tanto directos como indirectos a causa de estas introducciones y el efecto de las mismas en la biodiversidad de México.

RECURSOS HÍDRICOS Y BIODIVERSIDAD DE MÉXICO

La posición geográfica de México, dividido por el trópico de Cáncer, posibilita la presencia de una zona de clima templado (neártica) y otra zona de clima tropical (neotropical), las cuales se encuentran comunicadas por dos sistemas de cordilleras que corren de norte a sur y un sistema neovolcánico que va de este a oeste. El desarrollo geológico de esta configuración, junto con variaciones climáticas extremas ocurridas durante el pleistoceno, permitió el establecimiento de especies de clima frío y restringió la presencia de especies de clima tropical a zonas aisladas, con lo cual se favoreció el surgimiento de nuevas especies que ampliaron su rango de distribución al incrementarse la temperatura. Este proceso, de duración milenaria, produjo un incremento considerable en el número de especies y altos índices de endemismos, y así en la actualidad confirió a México el carácter de país megadiverso [Conabio, 1998].

La misma situación geográfica y climática del país determina condiciones dispares en la distribución de los recursos hídricos. El

volumen total de precipitación pluvial durante 61 años (de 1941 a 2001) fue de 1 511 km³, de los cuales 69% se reincorporó a la atmósfera por evapotranspiración y por tanto quedó una disponibilidad total media de 476 km³, de la que 84% se incorporó a los sistemas acuáticos continentales y el resto se infiltró a los acuíferos [CNA, 2005].

La distribución de ese volumen de agua es heterogénea en el territorio nacional: 3% del total fluye en el norte del país, mientras que 50% es conducido por los ríos del sureste. En cuanto al gradiente altitudinal, 80% de los sistemas de agua epicontinental se ubican por debajo de la cota de 500 msnm, 15% entre 500 y 2 000 msnm, y 5% por arriba de 2 000 metros sobre el nivel del mar. Adicionalmente, 90% del agua pluvial se descarga durante la temporada de lluvias, de mayo a octubre [Aguilar, 2003].

El escurrimiento natural obtenido de la precipitación pluvial corre por 320 cuencas de drenaje que transportan un volumen medio anual de 410 km³ [Arriaga *et al.*, 2000, citado en Carabias y Landa, 2005]. Dentro de las cuencas se encuentran ambientes lóticos (corrientes superficiales en movimiento) y léntricos (almacenamientos naturales y artificiales de agua). Como parte de los ambientes lóticos, se reconocen 39 ríos principales que vierten 349 096 hm³ por la vertiente del Pacífico (24.5%), la vertiente del Golfo (73.3%) y la vertiente interior (2.2%) [CNA, 2005].

Los ambientes léntricos comprenden lagos, presas, humedales y una gran cantidad de reservorios temporales que se forman en la época de lluvias y que en muchos casos se utilizan para la engorda de especies con valor comercial y de rápido crecimiento. De la Lanza y García [2002] informan de la existencia de 70 lagos que cubren en total un área de 370 891 hectáreas; los más importantes se localizan en la zona del eje neovolcánico transversal, asociados al sistema Lerma-Santiago (lagos de Chapala, Cuitzeo, Pátzcuaro, Yuriria y La Luna). De los lagos, 66% son mayores a 10 000 hectáreas, en contraste con los reservorios, que se estiman en 14 000, de los cuales 83.5% tiene una superficie menor a 10 hectáreas [Arriaga *et al.*, 2000]. En el caso de los embalses artificiales, se registran 51 presas que contienen en total un volumen de 64 300 hm³: 74%

represa ríos de la vertiente del Pacífico; 18% de la vertiente del Golfo, y 8% de la vertiente interior de México [CNA, 2005].

En cuanto a los humedales, en función de la fuente de agua que los alimenta (asociados a lagos, lagunas, ríos o marismas), la posición que ocupan en el paisaje (partes altas o bajas de las cuencas) y la temporalidad del agua que contienen (estacionales o permanentes), reciben diferente denominaciones [Lindig Cisneros y Zedler, 2005]. Cowardin y colaboradores [1979] los clasifican en cinco grandes sistemas: marinos, estuarinos, fluviales, lacustres y palustres. En México los humedales continentales lacustres abarcan lagos y lagunas poco profundos, con aguas permanentes o estacionales, así como los bordes de lagos profundos; la salinidad en estos sistemas es baja, y sus especies vegetales características son los tulares y carrizales. Ejemplos de ellos se encuentran asociados a lagos como el de Chapala, Pátzcuaro y Cuitzeo. Otro tipo de humedal lacustre presenta salinidades altas al combinarse una alta evaporación y un aporte estacional de agua; se ubica en zonas áridas como la Laguna Salada en Baja California. Uno de los sistemas de humedal más importantes son las pozas de Cuatrociénegas en Coahuila, cuya existencia depende de la preservación de los acuíferos de dicho estado.

Los humedales continentales palustres, por su parte, se asocian a lagos, deltas y planicies de inundación de ríos o se localizan en pendientes de terreno con salidas de agua subterránea; los ejemplifican el popal de Tabasco, los cenotes y petenes de Yucatán o las selvas bajas inundables de Tabasco, Campeche y Quintana Roo.

En las planicies costeras y cerca de la desembocadura de los ríos, se observan los manglares, ecosistemas que sirven de transición a la interfase tierra-agua. Su funcionamiento ecológico se interconecta con el de los pastos marinos y los arrecifes de coral. Los mangles son árboles o arbustos con ramas descendentes que llegan al suelo y arraigan en él, y resisten la salinidad del agua. En México predominan cuatro especies de mangle: *Rhizophora mangle* (mangle rojo), *Laguncularia racemosa* (mangle blanco), *Avicennia germinans* (mangle negro, madre de sal) y *Conocarpus erectus* (mangle botoncillo) [Arriaga *et al.*, 2000].

El desarrollo de la vegetación principalmente en ambientes dulceacuícolas está condicionado a las características físicas e hidrológicas de los cuerpos de agua. Se clasifican en enraizadas sumergidas, enraizadas de hojas flotantes, enraizadas emergentes, enraizadas de tallos postrados, libres flotadoras y libres sumergidas.

La valoración de la distribución y abundancia de la vegetación acuática en cuerpos de agua continentales y costeros, es de vital importancia para comprender las interacciones entre ella (como zona de anidación y refugio) y la fauna acuática, al igual que su papel en la producción primaria, captura, estabilización y formación de sedimentos, y en el mantenimiento de la transparencia y oxigenación del agua.

La relación entre agua y biodiversidad no es estrictamente lineal. El clima, la disponibilidad de agua y la forma en que ésta interactúa con la geología local determinan la diversidad biológica de los cuerpos de agua continentales (cuadro 1).

En cuanto a la ictiofauna, Espinosa [1999] indica que para las aguas epicontinentales existen cerca de 384 especies de peces registradas: en la región neártica, 8 familias, 47 géneros y 152 especies; en la región neotropical, 12 familias, 18 géneros y 27 especies; compartidas por las regiones neártica y neotropical, 7 familias, 18 géneros y 73 especies; y en la zona de transición centroamericana-mexicana, 4 familias, 19 géneros y 132 especies.

Las familias de peces con mayor número de especies endémicas son *Petromyzontidae*, *Chupeidae*, *Cyprinidae*, *Cichlidae*, *Cyprinodontidae*, *Goodeidae*, *Atherinidae* y *Poeciliidae*.

Para los anfibios, Flores Villela [1998], citado en Conabio [1998], informa sobre la presencia de 285 especies endémicas distribuidas en 13 familias con 45 géneros, así como 43 y 74 especies que comparte con Norteamérica y Centroamérica, respectivamente. En cuanto a los reptiles, reporta 11 familias con 21 géneros y 41 especies, pertenecientes principalmente a *Testudines* y *Crocodylia*.

En lo que respecta a la flora acuática, le corresponden 86 familias, 262 géneros y 763 especies en los que se incluyen helechos, gimnospermas y angiospermas [Aguilar, 2003].

CUADRO 1. DISTRIBUCIÓN GEOGRÁFICA Y NIVELES DE RIESGO DE ALGUNAS ESPECIES REPRESENTATIVAS DE LA FAUNA DULCEACUÍCOLA DE MÉXICO

Familia de especies de fauna dulceacuícola	Región	Provincia	Total	Especies endémicas	Especies en riesgo	Especies extintas
<i>Ameiuridae</i>	NT	B, L, NA	11	5		
<i>Atherinidae</i>	NA	L	32	25	4	
<i>Catostomidae</i>	NA	C	20	2	8	2
<i>Characinidae</i>	NT	B, NA	8	2	4	
<i>Ciclidae</i>	NT	NA, B	41	23	5	
<i>Cyprinidae</i>	NA	C, NA, B	75	40	31	12
<i>Cyprinodontidae</i>	NA	NA, U	29	19	22	1
<i>Goodeidae</i>	NA	L, NA, B	40	37	19	1
<i>Ictaluridae</i>	NA	NA, B, U	12	6	10	
<i>Percidae</i>	NA	NA	5	2	3	
<i>Petromyzontidae</i>	NA	L	2	2		1
<i>Poeciliidae</i>	NT	NA, U, B, L	71	39	18	
<i>Salmonidae</i>	NA	C	4	1	4	

Región: NA, Neártica; NT, Neotropical. Provincias: B, Balsas; C, Californiana; L, Lerma; NA, Neártica; U, Usumacinta.
Fuente: Adaptado de De la Vega M. [2003].

La deforestación es la principal amenaza a las comunidades vegetales ligadas al medio acuático, y deriva sobre todo del desarrollo de centros turísticos y la urbanización.

FACTORES QUE INCIDEN EN LA BIODIVERSIDAD DE LOS CUERPOS DE AGUA

La valoración del grado de interacción entre la disponibilidad del recurso hídrico, la morfometría del lugar y su biodiversidad, puede hacerse mediante dos conceptos, el de riqueza de especies y el de heterogeneidad.

La heterogeneidad se basa en dos componentes: la *propiedad del sistema*, que se refiere a cualquier factor ecológico como la biomasa, los nutrientes contenidos en el cuerpo acuático o la temperatura; y su *complejidad o variabilidad*, es decir, aquello que lo describe en términos cualitativos o cuantitativos. Se puede hacer referencia a la heterogeneidad de un sistema desde un punto de vista estructural, sólo describiendo sus propiedades sin relacionarlas con sus funciones; o bien, desde un enfoque funcional, en el cual la complejidad del sistema afecte alguna propiedad del mismo alterando en consecuencia su funcionalidad, como en el caso de las tasas de crecimiento, los patrones de competencia y depredación o los eslabones de la red trófica [Li y Reynolds, 1995].

A su vez, los procesos que determinan la riqueza de especies se consideran a diferentes escalas: la *diversidad gamma*, establecida principalmente por factores históricos, indica que México es un país megadiverso; la *diversidad alfa*, que se refiere al número de especies dentro de hábitats determinados, señala que México no es particularmente rico, en comparación con hábitats similares de otras regiones del mundo; por el contrario, la *diversidad beta*, relativa a la tasa de recambio de especies a lo largo de un gradiente de hábitat, muestra una heterogeneidad alta de hábitats en el territorio nacional [Conabio, 1998]. De aquí que los ecosistemas acuáticos epicontinentales, independientemente de su área, alberguen gran variedad de grupos taxonómicos como artrópodos, moluscos,

crustáceos, anfibios, reptiles, peces, plantas, algas, hongos, protozoarios, virus y bacterias.

INTRODUCCIÓN DE ESPECIES

Se identifican como no nativos a los individuos, grupo, subespecie o población que entran a cualquier cuerpo acuático fuera de su rango de origen histórico, es decir, que fueron introducidos en un sistema donde no evolucionaron. Estos organismos pueden ser del mismo país, la misma área biogeográfica u otro continente [Benson, 1999].

La introducción de especies puede deberse a factores ambientales u obedecer a situaciones fortuitas, es decir que no persiguen un propósito de aprovechamiento del recurso; o bien, pueden ser intencionales. La introducción de especies del mismo país a ecosistemas diferentes se denomina *translocación*.

FACTORES AMBIENTALES

Una invasión de especies por la alteración de factores ambientales sucedió en las partes bajas del Río Bravo, cuando el incremento gradual en la salinidad del agua ocasionó que el número de especies aumentara de 8 a mediados del siglo XIX a 75 hacia el fin del siglo XX [Contreras Balderas, 1999].

El cambio climático se aprecia en la actualidad como un factor importante que incidirá en el cambio de la diversidad biológica. En una escala global, se predice para 2100 un incremento de entre 1.4 y 5.8 °C [IPCC, 2001]. La estructura termal en los ambientes acuáticos seguirá estrechamente las variaciones de la temperatura atmosférica, en especial en latitudes más altas, donde se favorecerá la introducción de especies de climas tropicales.

INTRODUCCIÓN NO INTENCIONAL O FORTUITA

Se han identificado tres alternativas para esta vía de introducción: la *translocación* de organismos que realizan personas de forma es-

pontánea e improvisada, generalmente en lagos o ríos cercanos a su lugar de origen; la llegada de organismos a través de canales naturales o artificiales que conectan a ríos o manantiales, que ocurre de manera eventual, si bien se origina a partir de la intervención humana con la construcción de infraestructura hidráulica; el traslado de organismos acuáticos en la quilla o en el agua de balastre de embarcaciones locales, regionales o trasatlánticas, que representa la forma más antigua de introducción de especies y la que ha resultado más dañina, sobre todo en Estados Unidos, donde existe el mayor número de rutas marítimas comerciales.

INTRODUCCIÓN INTENCIONAL

La introducción intencional de especies constituye la vía de más impacto en los sistemas acuáticos, debido a su intensidad y constancia, y comprende las categorías que obedecen a políticas gubernamentales, malas prácticas de manejo de pesquerías o irresponsabilidad civil.

Los programas de acuicultura en el ámbito nacional se han centrado por lo general en la introducción de variedades de carpa (*Cyprinus carpio*) y tilapia (*Oreochromis aureus*, *Tilapia niloticus* y *O. mossambica*) utilizando técnicas de cultivo intensivas. Además de éstas, con la finalidad de mejorar la pesca deportiva, se han translocado especies como la lobina (*Micropterus salmoides*), la trucha arcoíris (*Salmo gairdneri*), el ciprínido (*Algansea lacustris*), tres especies de bagre (*Ictalurus punctatus*, *Ictalurus furcatus* y *Pylodictis olivaris*) y finalmente distintas especies de pescado blanco (género *Chirostoma*).

Otra práctica que no obedece a una política gubernamental, sino a una costumbre local, es la introducción intencional de peces para alimento de otros organismos acuáticos. Esta práctica ilegal puede ser la responsable de la inserción de algunos poecílidos en el altiplano mexicano, los cuales compiten con especies nativas amenazadas.

El acuarismo incide de forma importante en la problemática de la introducción de especies, cuando los dueños de acuarios exceden su capacidad de producción y liberan a los organismos en

cualquier cuerpo de agua. En muchos casos, éstos mueren porque se les arroja a localidades no apropiadas, pero sí llegan a presentarse colonizaciones efectivas como la de *Xiphophorus sp.*, en los canales de Xochimilco.

Las crías y los alevines de peces ornamentales, que también se producen en estados como Morelos e Hidalgo, escapan de las granjas hacia corrientes cercanas. Algunas especies de acuario han causado la disminución de poblaciones de especies nativas, como el *Cichlasoma nigrofasciatum* que invadió ríos y lagos desplazando a las poblaciones endémicas de *Cichlasoma istlanum*, el cual está desapareciendo.

Contreras Balderas [1999] registra 90 especies de agua dulce introducidas a México hasta 1997, de las cuales 23 se distribuyeron de forma no intencional o fortuita, y 83 de manera intencional, con los siguientes fines: para protección de la especie (3), como carnada para pesca deportiva (5), para pesca deportiva (9), como forraje para otras especies (15), para acuacultura comercial (38), para acuacultura ornamental (11) y para el control de plagas (2).

Las translocaciones nacionales suman 36 especies (40%), y del extranjero 54 especies (60%), 10 de las cuales se comparten con Estados Unidos. De estas últimas, 33.3% provienen de Estados Unidos; 8.9% de Asia; 6.8% de África; 3.3% de Centro y Sudamérica, y 2.2% de Europa [Contreras Balderas, 1999].

CAMBIOS EN LOS ECOSISTEMAS POR LA INTRODUCCIÓN DE ESPECIES

La evaluación de un sistema acuático para determinar su grado de pristinidad o perturbación puede hacerse desde el enfoque de los componentes bióticos estructurales, o de los procesos o funciones del ecosistema. Por lo general, los componentes estructurales son de rápida respuesta en comparación con los funcionales; es decir, pueden presentarse cambios en la abundancia de especies pequeñas de reproducción rápida y de organismos sensibles a la perturbación, a diferencia de variables como la producción primaria, el

reciclaje de nutrientes o transferencia de energía, que son indicadores de largo plazo del nivel de estrés [Scrimgeour y Wicklum, 1996].

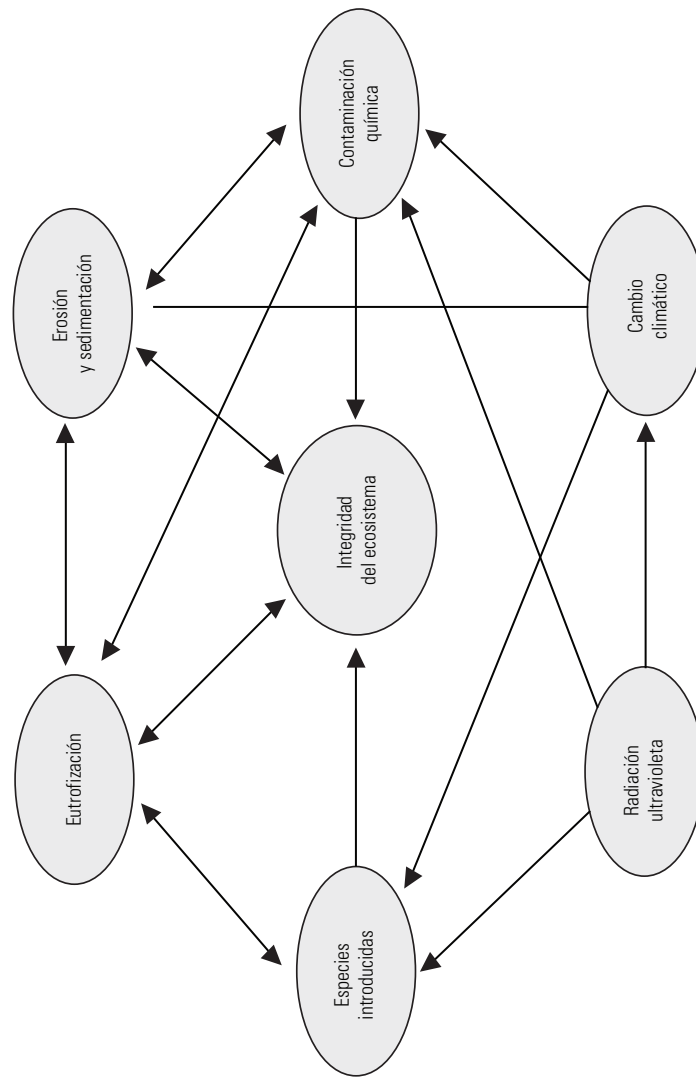
Las variables que alteran la integridad de los ecosistemas tienen su origen en las actividades humanas a dos escalas: *la local*, como la introducción de especies o la contaminación química que alteran la calidad del agua del sistema; y *la global*, que se refiere a procesos que afectan al planeta en su conjunto, pero que inciden también en las alteraciones locales de los sistemas acuáticos (diagrama 1).

Rapport [1992] propone algunos *síntomas* relacionados con la estructura poblacional, que podrían ser consecuencia de las prácticas de introducción o translocación de especies, si bien habría que considerar que el impacto ecológico de la introducción de peces no está claramente definido y por tanto puede confundirse con las consecuencias de otras prácticas que degradan el ambiente, como el aporte externo excesivo de fósforo y nitrógeno o la sobrepesca. Los puntos por evaluar serían:

- Alteración de la estructura biótica de la comunidad en favor de formas más pequeñas.
- Diversidad de especies reducida.
- Aumento en la dominancia de especies con estrategia *r*.
- Aumento en la dominancia de especies introducidas.
- Aumento en la incidencia de enfermedades.
- Estabilidad poblacional reducida.

La disrupción de la heterogeneidad estructural, inducida por factores antropogénicos o eventos naturales, constituye la plataforma ideal para la colonización de especies exóticas [Didham *et al.*, 2007], si bien la capacidad de invasión de las especies depende de varios factores, entre ellos que en su nuevo hábitat el organismo invasor se vea liberado de sus depredadores o parásitos comunes, sea de rápido crecimiento, presente ciclos reproductivos cortos, sea generalista con amplia tolerancia a cambios ambientales y desarrolle mecanismos de dispersión eficientes [Brönmark y Hansson, 2005]. Tanto en el ámbito mundial como nacional, se reconoce la relación entre fragmentación y alteración del hábi-

DIAGRAMA 1 . FACTORES DE ESTRÉS QUE INCIDEN EN LA INTEGRIDAD DE UN SISTEMA ACUÁTICO



Fuente: Elaboración propia.

tat, la invasión de especies exóticas y la pérdida de biodiversidad [Abramovitz, 1996; Aguilar, 2003; Conabio, 1998].

La introducción de especies modifica los sistemas dulceacuícolas de tres formas posibles: directa, indirecta y a largo plazo [Zambrano *et al.*, 1999].

EFFECTOS DIRECTOS

Dentro de los efectos directos, se puede correlacionar el aumento de poblaciones de especies introducidas con la disminución de poblaciones de especies nativas, debido probablemente a los siguientes factores:

- *La competencia por alimento.* La especie introducida ocupa el mismo nicho alimenticio que la especie nativa (véase estudio de caso: Xochimilco).
- *La depredación.* Se realiza sobre una o varias etapas de desarrollo de la especie nativa (véase estudio de caso: carpa).
- *La introducción de parásitos exógenos.* Un organismo patógeno contra el que no existe tolerancia alguna provoca la extinción de especies (por ejemplo, *quitridiomycosis*).

Un caso de afectación directa en la estructura trófica de un sistema se registró en lagos de la región central de Ontario, Estados Unidos. Ahí la introducción de la lobina *Micropterus dolomei* y la perca *Ambloplites rupestris* impactó adversamente la diversidad y abundancia de peces-presa de litoral (ciprínidos), al generar un efecto competitivo negativo sobre las truchas nativas (*Salvelinus* sp.), comúnmente depredadores tope del sistema. Es decir, en presencia de la lobina, el nicho trófico de las truchas cambió: de alimentarse de los peces de litoral a alimentarse de zooplancton [Vander Zanden *et al.*, 2004].

Otra forma de efecto directo, aunque no inmediato, es la diversificación evolutiva que las especies introducidas ejercen sobre las nativas. Si bien la diversificación evolutiva *natural* desemboca en la especiación, es decir, en el origen de nuevas poblaciones a partir de una determinada especie pero aisladas reproductivamente de la

anterior y que con el tiempo acumulan otras diferencias genéticas, la mayoría de las introducciones realizadas por el hombre han sido muy recientes como para observar los resultados. No obstante, la evidencia científica permite inferir una relación causa-efecto, lo que en determinado momento podría originar una paradoja de tipo ético en cuanto al valor de la conservación de la biodiversidad o de sus componentes [Vellend *et al.*, 2007].

A la fecha se han considerado tres mecanismos por los que las especies introducidas pudieran promover la diversificación evolutiva [Vellend *et al.*, 2007]:

1. Las especies exóticas presentan diversificación inmediatamente después de ser introducidas. La razón es la siguiente: la reducción de la diversidad genética debido a la existencia de un pequeño número de individuos de la especie; es decir, el *cuello de botella génico* ante la presencia de un *pool* genético amplio de las especies nativas, al momento de la introducción, no alcanza a detener el cambio evolutivo, y la selección es bastante fuerte para que se genere una evolución adaptativa, de modo que terminan adaptándose al medio y prosperando en él.
2. Las especies nativas se diversifican en respuesta a la introducción de especies invasoras. Éstas alteran la composición biótica de las comunidades invadidas y normalmente la estructura física y química del ambiente generando la extinción o la disminución drástica de la abundancia de determinada especie. En algunos casos, el efecto no es tan fuerte como para llevar a la extinción a la especie nativa, pero sí para producir una respuesta fenotípica, es decir, un cambio estructural, bioquímico, fisiológico o conductual –como la generación de hospederos alternativos– que favorezca una disrupción en las opciones de una población. Otra forma de inducir la diversificación de especies nativas ocurre cuando la especie introducida afecta sólo a una parte de la población.
3. Una tercera vía para la diversificación es la hibridación, ya sea entre especies nativas y exóticas, entre pares de espe-

cies exóticas que llegan a estar en *simpatría*,¹ o entre pares de especies nativas cuya interacción se originó a partir de la introducción de una especie.

De los tres mecanismos anteriores, el de hibridación ofrece ejemplos de una rápida diversificación evolutiva. Los exóticos pueden hibridar con otros exóticos o con especies nativas. Además, las invasiones de especies exóticas pueden alterar la estructura de la comunidad y llevar a la hibridación a dos especies nativas.

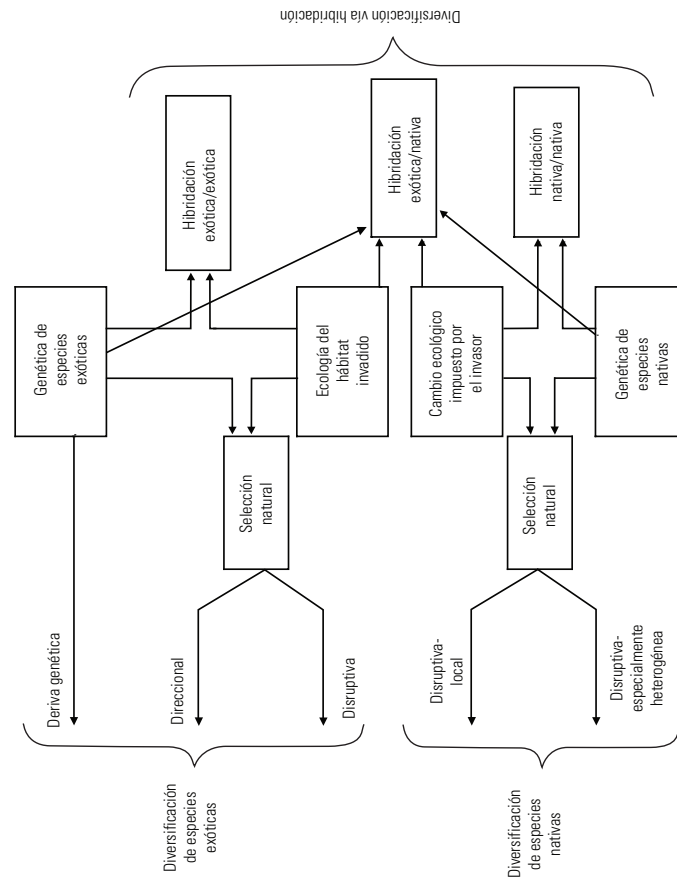
La hibridación puede tener efectos negativos o positivos sobre la biodiversidad: en el primer caso, al inhibir la adaptación local deteniendo la especiación o generar la extinción de especies raras cuando existe una superioridad competitiva de híbridos; en el segundo caso, al favorecer la especiación. Para que se den los efectos positivos a largo plazo, el nuevo taxón híbrido debe ser estable y no llevar a la extinción a cualquiera de sus formas parentales [Vellend *et al.*, 2007].

Un ejemplo de hibridación se encuentra en la laguna de Atezca, Hidalgo. Ahí, la especie nativa *Cichlasoma labridens* (NOM-059-1994-ECOL en riesgo de desaparición) fue explotada comercialmente aun 10 años después de la introducción de la lobina (*Micropterus salmoides*); pero cuatro años después de la introducción de *Tilapia rendalli*, la captura anual de *Cichlasoma* disminuyó en 70% [Zambrano *et al.*, 1999].

En el diagrama 2, se presenta un esquema conceptual que explica los efectos de la invasión de especies exóticas en la diversificación evolutiva. Las características genéticas de las especies exóticas y nativas y la ecología de los hábitats compartidos interactúan mediante la deriva genética, la selección natural y la hibridación, para resultar en la diversificación de las especies nativas y exóticas o en combinaciones de una o ambas de las especies exóticas y nativas [Vellend *et al.*, 2007].

¹ Concordancia geográfica en la presencia de individuos, poblaciones o especies distintas.

DIAGRAMA 2. EFECTO DE LA INVASIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS EN LA DIVERSIFICACIÓN EVOLUTIVA



Fuente: Adaptado de Vellend *et al.* [2007].

EFFECTOS INDIRECTOS

Por lo que toca a los efectos indirectos de la introducción de especies, a la fecha se han estudiado más los que se relacionan con la productividad del sistema acuático. Las variables involucradas son de tipo fisicoquímico y biológico y ambas se interrelacionan estrechamente, por lo que la introducción de especies puede constituir una afectación importante para los sistemas acuáticos. El grado de disturbio es diferente en cada sistema y está en función de su resiliencia, es decir, de su capacidad de respuesta para regresar a ser “estable”.

En un sistema natural, la tendencia general es hacia la complejidad tanto en estructura como en función, en un proceso dinámico con cambios lentos y graduales. Ante alteraciones en el clima, recarga de nutrientes o químicos tóxicos, reducción de fuentes de agua, fragmentación del hábitat, pérdida de la diversidad de especies o introducción de especies exóticas, los ecosistemas pueden responder en forma gradual o bien ser inertes hasta cierto límite y luego responder drásticamente al acercarse a un nivel crítico [Scheffer *et al.*, 2001].

En muchas ocasiones, los cambios en los sistemas naturales se manifiestan cuando los síntomas de su deterioro son conspicuos y afectan directamente a la sociedad, como la disminución de una pesquería importante, la muerte súbita de peces, la extinción de especies llamativas, la eutrofización de un lago u otras situaciones en las cuales la estructura y función del sistema se alteran, si bien no necesariamente en la misma proporción.

En sistemas acuáticos lénticos y someros, como la mayoría de los cuerpos de agua continentales de México, la característica principal de una dinámica que sostiene la estructura y función del sistema, es la calidad del agua, la cual puede mantenerse gracias a varios mecanismos que actúan a diferentes escalas de espacio y tiempo. Por ejemplo, el arrastre de sedimentos es normal en época de lluvias, y el consiguiente azolve del lago disminuye por la vegetación terrestre que se encuentra en sus orillas; asimismo, el zooplancton previene la sobrepoblación de microalgas y transfiere los nutrientes eficientemente hacia niveles tróficos superiores. De

igual manera, la transparencia permite el paso de la luz al fondo, lo cual favorece el crecimiento de macrófitas que acumulan el exceso de nutrientes en sus tejidos y a la vez constituyen zonas de alimento y criadero de una diversidad de organismos acuáticos [Carpenter *et al.*, 1999].

La alteración de cualquiera de estos mecanismos, como un exceso de nutrientes o el aumento en la cantidad de sedimentos, motiva ajustes graduales en el sistema hasta llegar a un punto crítico en el cual se rebasa la capacidad de resiliencia y se descontrolan los mecanismos de autorregulación, dando origen a procesos de degradación como la eutrofización del sistema [Scheffer *et al.*, 2001].

En el caso de la introducción de especies, los mecanismos diversos mediante los cuales se genera una alteración del sistema comprenden la disminución de la calidad del agua y la modificación de la estructura trófica del sistema.

EFFECTOS A LARGO PLAZO

Los cambios en los sistemas después de la introducción de especies no nativas, pueden no ser perceptibles en pocos meses; sin embargo, a mediano y largo plazo la acumulación de efectos indirectos puede dar lugar a cambios aún más espectaculares que los registrados a corto plazo [Zambrano *et al.*, 1999].

Brönmark y Weisner [1992] coinciden al afirmar que la dinámica en un ecosistema acuático puede alterarse por cambios en la comunidad de peces; por ejemplo, una gran cantidad de peces bentívoros puede disminuir la abundancia de macrófitas, lo cual aunado a una mayor turbidez del agua, podría determinar si una comunidad coadyuva o no a mantener la heterogeneidad necesaria para que el sistema acuático conserve sus funciones ecológicas.

Otra forma de afectación a la red trófica es la estudiada por Smith y Smith [2000], quienes refieren que las especies generalistas invaden con mayor facilidad redes alimenticias simples; en cambio, las especialistas, capaces de explotar sólo una fuente de energía restringida, se encuentran más habilitadas para invadir

redes complejas. A la vez, la extracción de un depredador clave puede desencadenar un efecto importante sobre la red trófica; su desaparición produce la mayor pérdida de especies en el nivel trófico inferior, si ejerce influencia en el control de la densidad de las presas y éstas se comportan como generalistas en sus hábitos alimenticios. En el caso de que el depredador controle la densidad de presas especializadas, es menor el efecto de la desaparición del depredador clave.

La hipótesis de la cascada trófica establece que una disminución en la biomasa de peces u otro organismo planctívoro conlleva un aumento en la biomasa de organismos herbívoros y disminuye la biomasa de fitoplancton [Carpenter *et al.*, 1987]. La carpa ofrece un buen ejemplo. Si bien los efectos que la introducción de este organismo ha causado en sistemas oligotróficos templados están bien documentados, en sistemas eutrofizados los efectos se diluyen. En vez de actuar por la depredación o competencia, la carpa modifica los ciclos de nutrientes de tal forma que los miembros nativos de la comunidad se ven afectados de forma indirecta. En estos casos, se conocen las condiciones iniciales y las finales, pero se ignora el mecanismo que derivó en estas últimas.

Un sistema dulceacuícola oligotrófico es por tradición más apreciado que uno eutrófico, ya que la calidad de su agua se presta para varios usos, en contraste con los sistemas eutrofizados cuyos efectos pueden interferir en los diversos usos antropogénicos. Sin embargo, en un sistema eutrofizado, la productividad es mayor en todos los niveles tróficos con beneficios, por ejemplo, de tipo alimenticio para consumo humano. Asimismo, dependiendo de las características del sistema dulceacuícola, la eutrofización puede ser un factor positivo para su manejo y control [Ryding y Rast, 1989].

Los sistemas dulceacuícolas de México comprenden regiones templadas, tropicales y subtropicales. Los sistemas de las dos últimas regiones no han sido tan extensamente estudiados como los de regiones templadas; sin embargo, de acuerdo con Thornton [1987], las diferencias radican en que los “síntomas” para definir la eutrofización en un sistema templado —entre ellos, calidad de agua o condiciones tróficas— pueden no ser igualmente indicativos en un sistema tropical.

Por ejemplo, los tipos de control *ascendente* y *descendente* a que se hacía referencia no son tan evidentes en sistemas dulceacuícolas tropicales como los de México, puesto que las concentraciones de nutrientes generan efectos muy diferentes en el crecimiento poblacional del fitoplancton al de los lagos templados. Además, la capacidad de forrajeo del zooplancton en los lagos tropicales parece ser mucho menor a la de los templados, por lo que es más difícil generar agua transparente por medio de la disminución de los zooplanctívoros. La temperatura media anual y la precipitación también modifican de modo considerable las respuestas de las poblaciones de algas [Zambrano, 2003].

ESTUDIO DE CASO: XOCHIMILCO

La zona lacustre de Xochimilco y San Gregorio Atlapulco se ubica al sur de la Ciudad de México y constituye el área más importante de recarga del acuífero del Valle de México. Su población trata de mantener usos de la tierra y tradiciones que datan de las épocas prehispánica y colonial, respectivamente, como la agricultura en chinampas y las fiestas religiosas. En el ámbito internacional, ha sido reconocida como Patrimonio Mundial Cultural y Natural de la Humanidad por la UNESCO en 1987 y como sitio RAMSAR en 2004; en el ámbito nacional fue decretada como Área Natural Protegida en 1992.

Si bien el lago original de Xochimilco, que formaba parte del gran lago del Valle de México, sufrió modificaciones desde la época prehispánica con la construcción de chinampas, la alteración de mayor impacto estructural e hidrológico se dio con la utilización del agua de los manantiales de Xochimilco hasta su desecación, para cubrir la creciente demanda de la Ciudad de México. En la actualidad, una batería de pozos ubicados a pie de monte extrae constantemente el agua que se infiltra a través de la sierra del Chichinautzin, para su distribución en el área metropolitana. El agua que corre por los canales de Xochimilco es agua residual proveniente de las plantas de tratamiento Cerro de la Estrella y San Luis Tlaxialtemalco.

En el ámbito biológico, estudios paleoambientales y paleoclimáticos realizados en la cuenca de México proporcionan información sobre la gran biodiversidad en el lago y el aprovechamiento de muchas de las especies que lo habitaban [Espinosa, 1996]. Es el caso del ajolote, *Ambystoma mexicanum*, cuya distribución original que se remonta al pleistoceno abarcaba el lago extenso y somero que cubría el Valle de México y comprendía los lagos de Zumpango, Chalco y Xochimilco [Espinosa, 1996]. Se consideraba un manjar en la mesa de los emperadores aztecas y posteriormente en la de los españoles, y desde entonces se le atribuyen propiedades curativas [Espinosa, 1996; Hernández, 1959].

La familia *Ambystomatidae*, del orden *Urodela* y clase *Amphibia* [Larson *et al.*, 2003] se distribuye exclusivamente en la región neártica, que se extiende desde la frontera norte entre las dos Sierras Madre en territorio mexicano, hasta la Cadena Volcánica Transversal que la delimita meridionalmente. Asimismo, se halla representada por los géneros *Rhyacosiredon* y *Ambystoma*, el último de los cuales se integra por 28 especies, 17 de ellas distribuidas en México [Frost, 1985].

Cinco de esas especies son perennibranquiados [Brandon, 1989] y se restringen a lagos aislados en Puebla, México, Distrito Federal y Michoacán (*Ambystoma lacustris*, *Ambystoma lermaense*, *Ambystoma mexicanum* y *Ambystoma dumerilii*, respectivamente); en particular, *Ambystoma mexicanum* es endémico de Xochimilco y Chalco. Se trata de organismos muy estudiados y apreciados en la investigación médica, debido a las propiedades regenerativas de sus tejidos [Chernoff y Stocum, 1995; Dinsmore, 1996] y a sus propiedades curativas para enfermedades respiratorias.

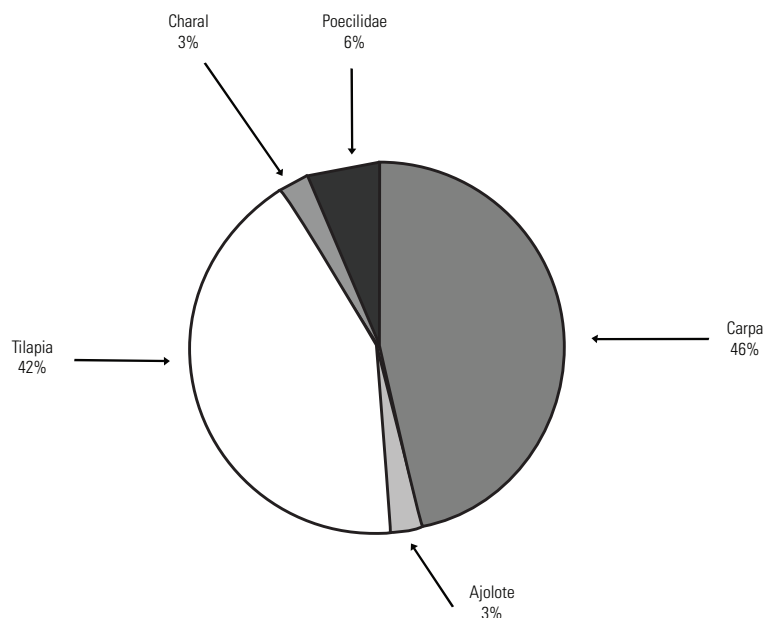
El estudio de la población en su ambiente natural, por el contrario, ha sido escaso. El primer estudio formal lo realizó Graue [1998], sobre la demografía y variabilidad genética. De acuerdo con sus resultados, la densidad del ajolote era de 0.006 ind/m², un valor muy bajo que podría suponer un cuello de botella en su historia evolutiva. Sin embargo, el estudio genético demostró que no había evidencia de reducción en su variabilidad aloenzimática que pusiera en riesgo inmediato a la población.

Al inicio de los estudios emprendidos por el Laboratorio de Restauración Ecológica del Instituto de Biología de la UNAM en

2002, se pretendía conocer si la población de ajolote había mostrado alguna variación con respecto a 1998 y en qué sentido. Los primeros resultados de un muestreo intensivo para determinar presencia/ausencia indicaron que se encontraba presente en 25% de los canales muestreados (gráfica 1).

Los primeros datos sobre la situación del ajolote en relación con las especies introducidas generaron una serie de interrogantes, entre las que destacaba el impacto sobre la población de ajolote. Para tal propósito, se evaluó la densidad de ajolote, la carpa y la tilapia y diversos parámetros fisicoquímicos en siete canales de Xochimilco ubicados en zonas de uso de suelo distinto [Valiente, 2006], con muestreos periódicos entre el segundo semestre de 2002 y principios de 2004. Asimismo se colectaron muestras para el análisis de contenido estomacal y de isótopos estables. Estos últimos análisis ayudarían a entender las interre-

GRÁFICA 1. ABUNDANCIA DE PECES Y AJOLOTES EN XOCHIMILCO, DE ENERO A ABRIL DE 2002



Fuente: Elaboración propia.

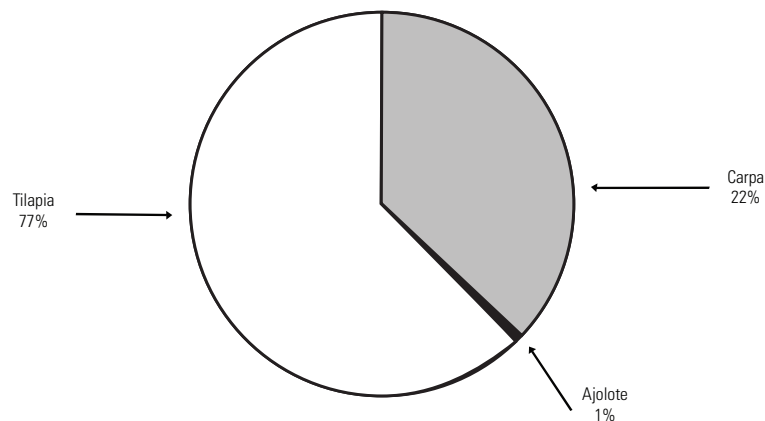
laciones alimenticias entre las tres especies mencionadas. Los resultados del estudio indicaron que la densidad de ajolote disminuyó a 0.0012 ind/m², con la siguiente proporción de tilapia, carpa y ajolote (gráfica 2).

La población de ajolote se observa sumamente reducida (0.0012 ind/m²) y aislada de la zona chinampera y turística de Xochimilco. Las poblaciones de carpa y tilapia, en cambio, presentan una distribución amplia y relativamente homogénea. La población de tilapia muestra una densidad constante en comparación con la de la carpa, a pesar de que el esfuerzo pesquero se ejerce con mayor presión sobre la primera.

Finalmente, en términos de la interrelación alimenticia de las especies introducidas con el ajolote y conforme al análisis de contenido estomacal e isótopos estables en conjunto, se encontró un traslape en el nicho alimenticio entre la carpa y el ajolote al preferir a los mismos grupos tróficos como presas potenciales (insectos, peces, caracol y sanguijuela).

Se observa una competencia entre la tilapia y el ajolote, aunque es menos directa, ya que la tilapia se distingue por un nicho

GRÁFICA 2. ABUNDANCIA DE CARPAS, TILAPIAS Y AJOLOTES EN XOCHIMILCO, DE SEPTIEMBRE DE 2002 A MARZO DE 2004



Fuente: Elaboración propia.

alimenticio más amplio que se extiende a la zona media de los canales, entre las raíces de las macrófitas emergentes y suspendidas, donde encuentra parte de los organismos que conforman su alimentación, como larvas de insectos, anfípodos, quironómidos e isópodos.

Por otra parte, se observó que la zona litoral y béntica de los canales constituye el nicho alimenticio más importante para el ajolote, por lo que su conservación es importante.

CONCLUSIONES

La introducción de especies no nativas junto con la fragmentación de los ambientes acuáticos se cuenta entre las primeras causas de pérdida de biodiversidad y degradación ambiental de los cuerpos de agua lénticos y lóticos de la República mexicana. El registro de especies ícticas invasoras aumentó en 63.6% sólo en un decenio.

El origen del disturbio muchas veces se pierde en el tiempo y en la gran mayoría se desconoce la estructura y función de los ecosistemas originales. Sin embargo, los efectos de la contaminación biológica se resienten actualmente en la gran mayoría de los cuerpos de agua de México, con la pérdida de especies, azolve de los cuerpos de agua, disminución de la productividad, transmisión de enfermedades y contaminación genética.

El estudio y práctica de la restauración de los cuerpos de agua continentales se convierte entonces en un tema de actualidad y en una necesidad imperante para México a fin de recuperar la salud de estos ecosistemas. Sin embargo, conviene recalcar que cada sistema es diferente y por tanto requiere acciones de recuperación “hechas a la medida”. Para tal fin, la restauración ecológica necesita el consenso y participación de usuarios directos, gobiernos locales y academia, a fin de alcanzar ecosistemas saludables perdurables y que mantengan su importancia como proveedores de servicios ambientales y como sustento de actividades económicas locales.

REFERENCIAS

- Abramovitz, J. [1996], "Imperiled waters, impoverished future: the decline of freshwater ecosystems", *Worldwatch Paper*, 128:1-80.
- Aguilar, V. [2003], "Aguas continentales y diversidad biológica de México: un recuento actual", *Biodiversitas*, 48:1-16.
- Arriaga, C.L., V. Aguilar Sierra y J. Alcocer Durand [2000], *Aguas continentales y diversidad biológica de México*, México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Benson, A.J. [1999], "Documenting over a century of aquatic introductions in the United States", R. Claudi y J.H. Leach (eds.), *Non-indigenous freshwater organisms*, Boca Raton, Lewis Publishers.
- Brandon, R.A. [1989], "Natural history of the axolotl and its relationship to other ambystomatid salamanders", J.B. Armstrong y G. Malacinski (eds.), *Developmental biology of the axolotl*, Nueva York, Oxford University Press.
- Brönmark, C. y L.A. Hansson [2005], *The biology of lakes and ponds*, Oxford, Oxford University Press.
- Brönmark, C. y S.E.B. Weisner [1992], "Indirect effects of fish community structure on submerged vegetation in shallow, eutrophic lakes: an alternative mechanism", *Hydrobiologia*, 243-244(1):293-301.
- Carabias, J. y R. Landa [2005], *Agua, medio ambiente y sociedad: hacia la gestión integral de los recursos hídricos en México*, México, UNAM-Colegio de México-Fundación Gonzalo Río Arronte.
- Carpenter, S.R., J.F. Kitchell, J.R. Hodgson, P.A. Cochran, J.J. Elser, M.M. Elser, D.M. Lodge, D. Kretchmer, X. He y C.N. von Ende [1987], "Regulation of lake primary productivity by food web structure", *Ecology*, 68(6):1863-1876.
- Carpenter, S.R. y R.C. Lathrop [1999], "Lake restoration: capabilities and needs", *Hydrobiologia*, 395-396(0):19-28.
- Chernoff, E.A.G. y D.L. Stocum [1995], "Developmental aspects of spinal cord and limb regeneration", *Development Growth & Differentiation*, 37(2):133-147.

- CNA [2005], *Estadísticas del Agua en México. Edición 2005*, México, Comisión Nacional del Agua.
- Conabio [1998], *La diversidad biológica de México: estudio de país*, México, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Contreras Balderas, S. [1999], "Annotated checklist of introduced invasive fishes in Mexico, with examples of some recent introductions", R. Claudi y J.H. Leach (eds.), *Non-indigenous Freshwater Organisms. Vectors, Biology and Impacts*, Boca Raton, Lewis Publishers.
- Cowardin, L.M., V. Carter, F.C. Golet y E.T. LaRoe [1979], *Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States*, Washington, D.C., U.S. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, FWS/OBS-79/31.
- De la Lanza, G. y J.L. García [2002], *Lagos y presas de México*, México, AGT Editor.
- De la Vega, M. [2003], "Situación de los peces dulceacuícolas en México", *Revista Ciencias*, 72:20-30.
- Didham R.K., J.M. Tylianakis, N.J. Gemmell, T.A. Rand y R.M. Ewers [2007], "Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline", *Trends in Ecology and Evolution*, 22(9):489-496.
- Dinsmore, C. [1996], "Urodele limb and tail regeneration in early biological thought: an essay on scientific controversy and social change", *International Journal of Development Biology*, 40(4):621-627.
- Espinosa, H. [1999], "Listado de peces mexicanos", informe final, Proyecto K006, México, Conabio.
- Espinosa, P.G. [1996], *El embrujo del lago*, México, Instituto de Investigaciones Históricas e Instituto de Investigaciones Antropológicas, UNAM.
- Frost, A.R. [1985], *Amphibian Species of the World. A Taxonomic and Geographical Reference*, Lawrence, Allen Press-The Association of Systematics Collections.
- Graue, W.V. [1998], "Estudio genético y demográfico de la población del anfibio *Ambystoma mexicanum* (Caudata: *Ambystomatidae*) del lago de Xochimilco", tesis del ICMYL-UNAM, México.

- Hernández, F. [1959], "Del axolotl o juego del agua", *Tratado quinto: historia de los animales acuáticos de la Nueva España*, México, UNAM.
- IPCC [2001], "Cambio climático 2001", informe de síntesis, Ginebra, Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Larson, A., D.W. Weisrock y K.H. Kozak [2003], "Phylogenetic systematics of salamanders (*Amphibia:Urodela*), a review", *Reproductive Biology and Phylogeny of Urodela*, 1:31-108.
- Li, H. y J.F. Reynolds [1995], "On definition and quantification of heterogeneity", *Oikos*, 73(2):280-284.
- Lindig Cisneros, R. y J.B. Zedler [2005], "La restauración de humedales", O. Sánchez, E. Peters, R. Márquez-Huitzil, E. Vega, G. Portales, M. Valdés y D. Azuara (eds.), *Temas sobre restauración ecológica*, México, Instituto Nacional de Ecología-U.S. Fish and Wildlife Service-Unidos para la Conservación, pp. 201-213.
- Rapport, D.J. [1992], "Evaluating ecosystem health", *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 1(1):15-24.
- Ryding, S.O. y W. Rast [1989], *The Control of Eutrophication of Lakes and Reservoirs*, UNESCO (The Man and Biosphere Series I).
- Scheffer, M., S. Carpenter, J.A. Foley, C. Folke y B. Walker [2001], "Catastrophic shift in ecosystems", *Nature*, 413:591-596.
- Scrimgeour, G.J. y D. Wicklum [1996], "Aquatic ecosystem health and integrity: problems and potential solutions", *Journal of the North American Benthological Society*, 15(2):254-261.
- Smith, R. y T.M. Smith [2000], *Ecología*, México, Addison Wesley.
- Thornton, J.A. [1987], "Aspects of eutrophication management in tropical/subtropical regions: a review", *Journal of the Limnological Society of South Africa*, 13:25-43.
- Valiente, E. [2006], "Efecto de las especies introducidas en Xochimilco para la rehabilitación del hábitat del ajolote (*Ambystoma mexicanum*)", tesis de maestría en Ciencias Biológicas, México, UNAM.
- Vander Zanden, M.J., J.D. Olden, J.H. Thorne y N.E. Mandrak [2004], "Predicting occurrences and impacts of smallmouth bass introductions in North temperate lakes", *Ecological Applications*, 14(1):132-148.

- Vellend M., L.J. Harmon, J.L. Lockwood, M.M. Mayfield, A.R. Hughes, J.P. Wares y D.F. Sax [2007], "Effects of exotic species on evolutionary diversification", *Trends in Ecology and Evolution*, 22(9):481-488.
- Zambrano, L. [2003], "La restauración de ríos y lagos", *Ciencias*, 72:37-43.
- Zambrano, L. y C. Macías-García [1999], "Impact of introduced fish for aquaculture in Mexican freshwater systems", R. Claudi y J.H. Leach (eds.), *Non-indigenous Freshwater Organisms*, Boca Raton, Lewis Publishers.



SOLUCIONES



6. SOLUCIONES TECNOLÓGICAS A LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA

Blanca Elena Jiménez Cisneros

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, se habla de la mala calidad del agua y su contaminación, pero con frecuencia se pierde de vista que ambos conceptos son abstractos y que adquieren sentido práctico sólo cuando se aplican al uso específico del agua. A partir de esta reflexión se pueden determinar parámetros para definir cómo debe ser el agua, cuáles son los agentes que la contaminan y en qué magnitud, y con base en ello establecer métodos de control y prevención de contaminación. La tecnología actual posibilita eliminar cualquier compuesto indeseado del agua; sin embargo, existen limitaciones relacionadas con el costo y la confiabilidad¹ del proceso empleado.

Este capítulo describe las principales opciones tecnológicas para tratar el agua y muestra algunas opciones para evitar su contaminación cuando los métodos de tratamiento resulten poco viables o insuficientes.

¹ Esto se refiere a con qué frecuencia un proceso de tratamiento produce la calidad deseada de agua.

CALIDAD DEL AGUA

La tecnología en el control de la calidad del agua se usa para dos fines: remediar y prevenir. En el primero se encuentran los métodos de tratamiento para la remoción de contaminantes.

Se considera *contaminante* al exceso de materia o energía (calor) que provoque daño a humanos, animales, plantas y bienes, o que perturbe las actividades que se desarrollan con agua, es decir, que limiten su uso en condiciones seguras de salud para el hombre y el ambiente. Dichos usos pueden ser: consumo humano (beber, cocinar y procesar alimentos); aseo personal; acuicultura; agricultura; industria; municipal (riego de jardines, lavado de coches, fuentes de ornato, lavado de calles e instalaciones públicas); recreativo (natación, veleo, etcétera); protección ecológica, y transporte de desechos. Este último, aunque objetable, se refiere al uso que la sociedad en su historia ha dado a los cuerpos acuíferos al descargar en ellos desperdicios residuales y contaminantes de maneras intencional y no intencional.

CLASIFICACIÓN DE CONTAMINANTES Y TRATAMIENTOS

Hay muchas maneras de clasificar los contaminantes. Desde el punto de vista de su posible tratamiento, se toman en cuenta sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Una determinante para seleccionar un método de tratamiento es el tamaño, el cual tiene que ver con cómo se encuentre el contaminante en el agua. Así, se distinguen tres tipos de materia:

- *Suspendida*: contaminantes en fase dispersa y con un tamaño de entre 1 y 100 milímetros. Esta materia es fácilmente removible por sedimentación, gracias a la gravedad.
- *Coloidal*: materia con diámetros equivalentes de 0.001 a 1 mm, que se caracteriza por ser de sedimentación muy lenta.

- *Disuelta*: contaminantes con tamaños entre 0.00001 y 0.001 mm que se encuentran ligados al agua y son difíciles de separar.

En términos generales, conforme el tamaño disminuye, la dificultad para remover los contaminantes es mayor y el costo del tratamiento se incrementa.

Los contaminantes también se clasifican en biodegradables y no biodegradables en función de si pueden o no ser transformados por medio de microorganismos. Para el tratamiento de contaminantes biodegradables, se usan métodos biológicos; para los no biodegradables, métodos físicos y químicos. Desde el punto de vista de la aplicación, los procesos biológicos sólo se utilizan si los contaminantes se biodegradan en un tiempo razonable en términos de costo.

Los objetivos de tratar el agua son diversos y están reglamentados por el gobierno. En el capítulo de Aguilar, Mazari y Jiménez, más adelante en este libro, se presenta la normatividad que existe en México para determinar los criterios de potabilización y depuración del agua residual. Para el reúso del agua, con excepción del empleo agrícola y con fines públicos, no hay normas sino criterios que se encuentran en la literatura. Además, aunque de forma indirecta, la depuración del agua también está determinada por la Ley Federal de Derechos de Agua, la cual fija cuánto se debe cobrar por emplear los bienes nacionales como sitio de descarga y transporte de contaminantes. El término *reúso* se aplica cuando se da un nuevo empleo al agua que ya ha sido utilizada.

En cuanto al tratamiento, se recurre a la *potabilización* cuando el proceso es para consumo humano; a la *depuración*, si el fin es el control de la contaminación, y al *acondicionamiento* cuando se trata de uso industrial. En todos los casos se combinan operaciones (no cambian la naturaleza del contaminante) y procesos (modifican la naturaleza del contaminante) como parte de un sistema o esquema de tratamiento.

El cuadro 1 presenta las operaciones y los procesos que con mayor frecuencia se aplican para remover cierto tipo de contaminantes. A continuación se describe con mayor detalle la potabilización y depuración del agua.

CUADRO 1. OPERACIONES Y PROCESOS UNITARIOS PARA EL TRATAMIENTO DEL AGUA

Contaminante	Proceso/Operación/Sistema
Sólidos suspendidos	Sedimentación, desarenación, cribado, filtración, flotación, coagulación-floculación y disposición en terreno
Compuestos orgánicos biodegradables	<i>Sistemas biológicos con biomasa suspendida</i> : Lodos activados con nueve variantes, y lagunas <i>Sistemas biológicos con biomasa fija</i> : Disco biológico rotatorio, filtro percolador, filtro sumergido, lecho fluidificado y reactor anaerobio de flujo ascendente <i>Sistemas naturales</i> : Uso del suelo como método de tratamiento y humedales
Sales	Procesos de membrana
Patógenos	<i>Para huevos de helmintos</i> : Tratamiento primario avanzado y coagulación-floculación. Lagunas y embalses <i>Para bacterias y algunos protozoarios</i> : Cloración, ozonación, ultravioleta y radiación, disposición en terreno, desinfección solar y filtración lenta
Nitrógeno	Nitrificación-desnitrificación biológica, desorción, intercambio iónico, cloración al punto de quiebre y depósito en suelo como método de tratamiento
Fósforo	Precipitación, remoción biológica y precipitación química, y depósito en suelo como método de tratamiento
Compuestos orgánicos refractarios	Adsorción con carbón activado, ozonación, procesos de membranas y disposición en terreno
Metales pesados	Precipitación, tratamiento primario avanzado, intercambio iónico y depósito en suelo como método de tratamiento
Sólidos disueltos	Procesos de membrana, electrodiálisis e intercambio iónico
Contaminantes emergentes	Procesos de membrana, oxidación con ozono y depósito en suelo como método de tratamiento

Fuente: Jiménez Cisneros [2001].

SISTEMAS DE SUMINISTRO DE AGUA

Un sistema de suministro se compone de: fuente de agua, sistema de captación, proceso de potabilización y sistema de distribución a los puntos de empleo (diagrama 1). Su funcionamiento correcto depende de que todos estos elementos operen de forma adecuada para que en conjunto provean agua de buena calidad y en cantidad suficiente, se tenga un suministro continuo y se atienda a toda la población con un costo mínimo.

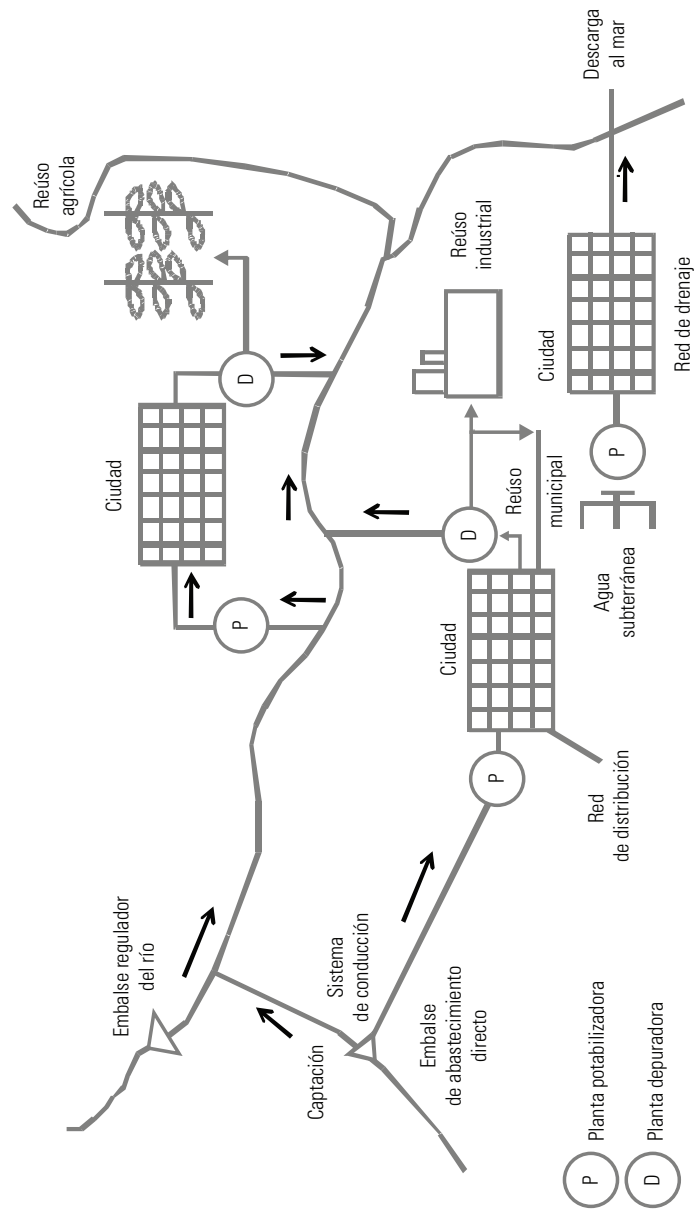
La selección de una fuente apropiada es fundamental en cualquier esquema de suministro, ya que determina la suficiencia, confiabilidad y calidad del servicio; aun cuando la fuente sea de buena calidad, siempre se le da algún tipo de tratamiento para preservar el agua durante su transporte y uso.

El tratamiento de agua para consumo humano se remonta al año 2000 aC, cuando se purificaba el líquido mediante filtrado y hervido. En el siglo XVIII se comenzó a aplicar la filtración como el principal método de tratamiento, y a inicios del siglo XIX se desarrollaron los sistemas de potabilización que se basan en preparar el agua para una desinfección eficiente al reconocer que ésta puede ser un medio de transmisión de enfermedades.

Se distinguen dos grandes grupos de sistemas de potabilización cuya diferencia radica en el tipo de fuente de agua que tratan: las superficiales y las subterráneas. Las *fuentes superficiales* están conformadas por arroyos, ríos, lagos y presas. Su localización y elevación ofrecen la ventaja de aprovechar la fuerza de gravedad para facilitar la distribución. Se caracterizan por ser de calidad variable y por contener partículas que dan sabor, olor y un contenido microbiológico al agua; además, poseen materia orgánica en cantidad variable. Si se encuentran relativamente estancadas y hay presencia de nutrientes, se produce el crecimiento de plantas acuáticas, como microalgas y lirio acuático, que deterioran la calidad.

Las *fuentes subterráneas o freáticas* provienen de los acuíferos, es decir, las formaciones geológicas que almacenan agua y se forman por la infiltración de aguas pluviales, ríos, lagos y embalses a través

DIAGRAMA 1. ABASTECIMIENTO Y DISPOSICIÓN DEL AGUA



Fuente: Jiménez [2001].

del suelo, lo cual les da un tratamiento natural. Para emplear el agua subterránea debe extraerse mediante bombeo.

El agua subterránea usualmente es de mejor calidad que la superficial respecto de la turbiedad y el contenido bacteriológico y de materia orgánica. De acuerdo con las condiciones geológicas (composición del suelo donde se almacene el agua), puede contener hierro, manganeso y ácido sulfhídrico (H_2S) como contaminantes, que constituyen compuestos relativamente fáciles de eliminar. Aunque en condiciones menos frecuentes, puede contener metales pesados cuya eliminación es compleja.

La *potabilización* representa un concepto legal utilizado por el gobierno que consiste en especificar una lista de compuestos y asociarlos con un nivel tolerable, en busca de que el agua sea bebible. Desde un punto de vista práctico, la cantidad de sustancias seleccionadas debe ser limitada y medible, así como relacionada con los problemas de calidad de las fuentes de agua de cada país. Es común que se especifiquen entre 80 y 130 compuestos, a pesar de que se sabe que pueden estar presentes cerca de 70 000 compuestos sintéticos que. De esta forma, aun cuando el agua cumpla con las normas de potabilización, no se puede asegurar la ausencia de algún compuesto nocivo. Los parámetros que se limitan en el agua potable se clasifican en cinco grupos:

- a) Organolépticos: se refiere a las características que hacen que el agua sea o no sea aceptable para el consumidor, sin que se relacionen con efectos en la salud. Incluyen color, olor, sabor y turbiedad.
- b) Físicoquímicos: abarcan contaminantes y propiedades de interés para el tratamiento, conducción o almacenamiento del agua.
- c) Sustancias indeseables en cantidades excesivas: contaminantes que pueden llegar a ser dañinos si rebasan cierto nivel, como nitratos, fluoruros, fenoles, cloruros, carbono orgánico total, hierro y manganeso.
- d) Sustancias tóxicas: compuestos cuya presencia en el agua potable no es conveniente por sus efectos tóxicos en la salud.

- e) Microbiológicos: son los elementos que deben eliminarse, ya que causan efectos agudos en la salud; incluyen diversos patógenos, aunque en las normas de agua potable sólo se da seguimiento a organismos indicadores como los coliformes fecales.

En general, para el agua superficial los procesos de tratamiento son los siguientes:

- *Cribado y desarenación*: se aplica para retirar sólidos grandes.
- *Coagulación-floculación*: remueve la turbiedad provocada por los coloides.
- *Sedimentación*: elimina los flóculos formados en el proceso anterior.
- *Filtración*: extrae la turbiedad remanente con lo cual se logra, además, la eliminación de microorganismos.
- *Desinfección*: destruye organismos patógenos y garantiza una concentración residual de desinfectante en el sistema de distribución.

Como es común que el agua subterránea es de buena calidad, casi siempre se maneja sólo la desinfección como tratamiento. En cambio, para acuíferos contaminados es necesario recurrir a procesos mucho más complejos como los siguientes:

- *Aeración*: elimina gases disueltos como H_2S y precipita por oxidación hierro y manganeso.
- *Ablandamiento*: controla la dureza (altas concentraciones de calcio y magnesio).
- *Desinfección*: elimina microorganismos y asegura su calidad bacteriológica en el sistema de distribución.

La desinfección es un proceso común para ambas fuentes y para cualquier tipo de tratamiento. No significa esterilizar el agua sino inactivar o destruir microorganismos (en teoría los patógenos, aunque en la práctica todos) hasta una concentración considerada sin riesgo o con riesgo aceptable. Tiene por objeto reducir

a concentraciones no detectables los coliformes fecales en agua potable y a menos de 1 000 NMP/100 ml en el agua residual.

Un buen desinfectante debe ser tóxico para los microorganismos en concentraciones lo suficientemente bajas, pero inocuo para los humanos y animales. Además, debe persistir una concentración remanente para prevenir el recrecimiento de organismos en el sistema de distribución de agua potable.

El desinfectante más común en todo el mundo es el cloro. Debido al deterioro de las fuentes de suministro, hoy en día se comienza a cuestionar su empleo cuando hay materia orgánica presente en el agua, por la formación de subproductos denominados organoclorados que son carcinógenos; sin embargo, ante el riesgo que significa consumir o usar agua no desinfectada, así como por el elevado costo de los otros métodos de desinfección, se opta siempre por la cloración.

La luz ultravioleta y el ozono son otras opciones de desinfección, pero de uso limitado por su costo y por la falta del efecto residual, el cual consiste en seguir desinfectando el agua durante su distribución.

En tiempos recientes, debido a la escasez, en algunos sitios se utiliza el agua de las denominadas *fuentes no convencionales*, entre las que se encuentran el agua de mar y el agua residual. El agua de mar contiene más contaminantes que el agua residual (3.5% contra 1% en peso), y éstos se hallan en forma soluble, por lo que resulta más costoso removerlos. No obstante, el agua residual se considera de mayor riesgo.

SISTEMAS DE SANEAMIENTO

Los sistemas de saneamiento se componen de cuatro elementos: drenaje para captar y conducir las descargas de agua residual, planta de tratamiento, conducto para desalojo del agua tratada, y sitio de depósito final donde se descarga el agua residual (tratada o no) al ambiente. En nuestro país, como en muchos otros en vías de desarrollo, esos sistemas con frecuencia están incompletos y presentan falta de depuración como la principal deficiencia.

La necesidad de manejar el agua residual en forma adecuada inició cuando el suministro constante de agua potable generó la producción, también constante, de desechos. Por ello, se construyeron los drenajes que datan de la época de los romanos. Desde un inicio, los drenajes se concibieron para coleccionar el agua residual y pluvial, con la finalidad de sacarlas de las ciudades y así evitar inundaciones; su funcionamiento consiste en llevar los desechos a cuerpos acuíferos superficiales (ríos, lagos y estuarios) que sacan el agua de la cuenca al menor costo. Una de las primeras personas en remarcar este error fue Edwin Chadwick, quien en 1842 dijo “el agua de lluvia al río y el agua residual al suelo”; sin embargo, no lo escucharon y los cuerpos de agua se utilizaron como colectores de desechos.

Con el tiempo se observó que los drenajes se azolvaban y entonces se aplicó la desarenación como primer método de tratamiento. Posteriormente, a finales del siglo XIX, cuando el agua conducida a los ríos rebasó la capacidad de autodepuración, se desarrollaron otros procesos de tratamiento, ahora con el objetivo de reducir la materia orgánica biodegradable que consumía el oxígeno en ríos y lagos matando la fauna acuática.

En la actualidad, el requerimiento de tratar aún más el agua para evitar otros problemas de contaminación, así como la escasez del recurso hídrico, ha generado el reúso. La filosofía del tratamiento del agua para controlar los problemas de contaminación observados en cuerpos superficiales de agua, pasó hacia la revalorización del agua de desecho.

Se considera que existen tres tipos de descargas contaminantes: las puntuales, las accidentales y las dispersas o difusas (véase el capítulo de Pérez Espejo en este libro). Las *descargas puntuales* son más fáciles de controlar debido a que se conoce su localización, lo que facilita su muestreo, cuantificación y procesamiento; por consiguiente, resultan susceptibles de reusarse en forma controlada, ya que en general provienen de industrias o municipios. Las *descargas dispersas*, en cambio, suponen un difícil control porque provienen de retornos agrícolas, silvicultura, lixiviados de desechos sólidos, erosión, drenados de minas, lavado de contaminación atmosférica, falta de drenaje, fugas y fosas sépticas. El avance del gobierno

mexicano ha sido importante en materia de normatividad para el control de las descargas puntuales, pero ha sido casi nulo en cuanto a las descargas dispersas debido a la falta de conocimiento. Por último, las *descargas accidentales* son casi imposibles de cuantificar pues, como su nombre lo indica, ocurren aleatoriamente. Algunos ejemplos son los accidentes industriales, como los derrames de Pemex.

Las tecnologías de tratamiento del agua se conciben para controlar descargas puntuales; las difusas requieren otros métodos de control que se abordan más adelante. En México, el control de las descargas puntuales está aún en curso, ya que se trata aproximadamente de 36% de las descargas municipales y 15% de las industriales [CNA, 2007].

Como se mencionó, en los drenajes municipales también se colecta agua de lluvia a menos que éstos sean separados, es decir, que exista un sistema para captar el agua residual y otro para captar el agua pluvial, lo que es poco común en el ámbito mundial. Contrario a lo que se piensa, el agua de escorrentía (agua de lluvia que se capta en las ciudades) es de mala calidad, debido a que arrastra contaminantes atmosféricos y lava el suelo de los poblados.

Diversos estudios han mostrado que, del aire contaminado, se transportan al agua sulfuros, óxidos de nitrógeno, polvos, hidrocarburos, metales (cromo), patógenos, bifenilos policlorados e hidrocarburos [Jiménez, 2007]. Algunos de estos contaminantes participan en la producción de la lluvia ácida, la cual al caer desmoviliza metales de suelos y plantas, mientras que en cuerpos de agua disminuye la alcalinidad y baja el pH desmovilizando contaminantes retenidos en los sedimentos. La calidad del agua de lluvia es un tema de estudio reciente, por lo que se dispone de datos escasos que provienen en su mayoría de países desarrollados. El cuadro 2 muestra cuánta contaminación arrastra la lluvia según el tipo de asentamientos humanos. Por el lavado del suelo el agua de lluvia contiene entre 0.1 y 0.8 g/l de plomo, de 0.3 a 0.8 g/l de zinc, y de 0.02 a 0.2 g/l de cobre.

En México, los drenajes municipales son de tipo combinado y por tanto acarrearán agua residual y de lluvia. Sin embargo, la normatividad vigente no contempla el tratamiento de agua de lluvia

CUADRO 2. CONTAMINACIÓN ARRASTRADA POR LA LLUVIA SEGÚN LOS ASENTAMIENTOS HUMANOS DE CADA REGIÓN

<i>Contaminantes</i>	<i>Zona residencial con densidad poblacional baja</i>	<i>Zona residencial con densidad poblacional alta</i>	<i>Comercial</i>	<i>Industrial baja</i>	<i>Carreteras y autopistas</i>
Sólidos, kg/km ² /año	10-180	30-210	13-180	80-290	13-1 100
DBO, mg/l	5 200	3 300	7 100	2 900	2 300-10 000
DQO, mg/l	40 000	42 000	39 000-62 000	25 000	53 000-80 000
NT, mg/l	480	55-600	400	430	220-1 000
Pb, mg/l	1 570	1 900	2 300	1 600	450-2 300
Cd, mg/l	3.2	2.7	2.9	3.6	2.1-10.2
Coliformes fecales, NIMP/100 ml	60-82 000	25-32 000	36 000	30 000	19-30 000

Fuente: Valiron y Tabuchi [1992].

y, aunque no es posible distinguirla de la del resto del drenaje, las plantas depuradoras se limitan a tratar el gasto correspondiente al del agua residual doméstica.

Las aguas municipales, además de agua de lluvia, contienen aguas residuales industriales en proporción variable, en función del desarrollo local de la industria y de los programas de control gubernamentales sobre ese tipo de desechos. Algunas de sus características son muy similares en todas las partes del mundo, como las que se muestran en el cuadro 3, en cambio otras, como las biológicas (cuadro 4) difieren de forma notable entre países desarrollados y en desarrollo, con la consiguiente diferencia en el nivel de salud de la población.

Para depurar el agua se emplean diferentes métodos de tratamiento agrupados de acuerdo con el mecanismo principal de remoción y cada uno con diversas opciones tecnológicas. A partir del mecanismo principal de remoción se distinguen dos tipos de procesos: los fisicoquímicos (fenómenos abióticos) y los biológicos (fenómenos bióticos).

Los procesos fisicoquímicos son los más antiguos y se basan en las propiedades físicas o químicas de los contaminantes para removerlos. Entre los principales se encuentran: cribado, desarenación,

CUADRO 3. COMPOSICIÓN TÍPICA DE LAS AGUAS RESIDUALES MUNICIPALES

<i>Compuesto</i>	<i>Concentración</i>		
	<i>Mínima</i>	<i>Promedio</i>	<i>Máxima</i>
Sólidos suspendidos totales, mg/l	100	220	350
Sólidos sedimentables, ml/l	5	10	20
DBO ₅ , mg O ₂ /l (materia orgánica biodegradable)	110	220	400
DQO, mg O ₂ /l (materia orgánica total)	250	500	1 000
Nitrógeno total, mg N/l	20	40	85
Fósforo total, mg/l	4	8	15
Grasas, mg/l	20	100	150

Fuente: Adaptado de Metcalf y Eddy, INC [1991].

CUADRO 4. COMPARACIÓN DE LA COMPOSICIÓN BIOLÓGICA DEL AGUA RESIDUAL MUNICIPAL DE PAÍSES DESARROLLADOS Y EN DESARROLLO

<i>Organismo</i>	<i>Países desarrollados</i>	<i>Países en desarrollo</i>
<i>Salmonella</i> , NMP/100 ml	10^3 - 10^4	10^6 - 10^9
Virus entéricos, ufp/100 ml	10^2 - 10^4	10^4 - 10^6
Huevos de helmintos, HH/l	1-9	6-800
Quistes de protozoarios, organismos/l	10^1	10^3

Fuente: Jiménez [2009].

flotación; sedimentación, filtración, adsorción, procesos de membrana, precipitación, coagulación-floculación, oxidación química y desinfección.

Los procesos biológicos, en cambio, se basan en la transformación de la materia orgánica biodegradable en microorganismos que son removidos del agua. Los procesos más comunes son: lodos activados y sus variantes, lagunas, disco biológico rotatorio, filtro percolador y reactor anaerobio de flujo ascendente.

Otros dos procesos, denominados naturales porque reflejan lo que ocurre en la naturaleza, utilizan procedimientos biológicos y fisicoquímicos para remover contaminantes. Ellos son: el uso del suelo como método de tratamiento y los humedales.

Las operaciones y procesos anteriores se combinan de diversos modos en plantas depuradoras. Históricamente, y conforme se fueron adicionando los procesos de depuración para resolver los problemas observados de contaminación, se han distinguido tres etapas de tratamiento: primaria, secundaria y terciaria o avanzada (cuadro 5). En la actualidad es posible encontrar esquemas de tratamiento en los cuales estas etapas no se distinguen con claridad debido al desarrollo de *sistemas compactos* o de sistemas que cubren de manera parcial cada etapa, y que por lo general son de menor costo; sin embargo, por costumbre los sistemas de depuración siguen clasificándose por etapas.

En el ámbito mundial, el sistema de depuración más aplicado se muestra en el diagrama 2. Consiste en un proceso biológico

CUADRO 5. ETAPAS DE TRATAMIENTO

<i>Etapas</i>	<i>Proceso</i>
Pretratamiento	Cribado, flotación y desarenación
Primario	Sedimentación y reoxigenación
Primario/secundario	Primario avanzado
Secundario	Procesos biológicos y coagulación–floculación
Terciario/avanzado	Filtración, remoción de nitrógeno y fósforo, y remoción de detergentes
Complementario	Desinfección con cloro, ozono o luz ultravioleta

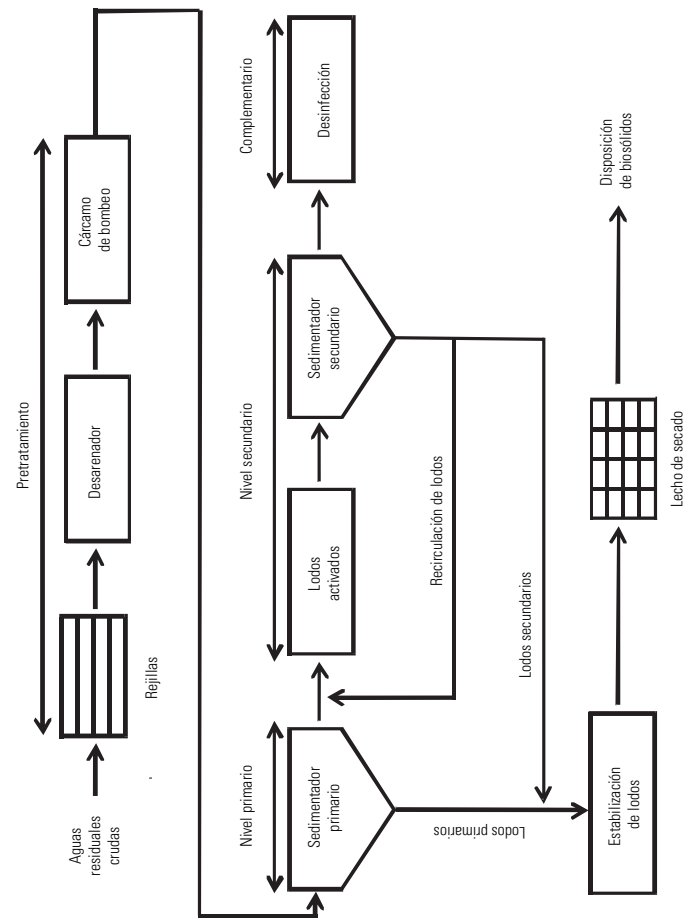
Fuente: Elaboración propia.

conocido como lodos activados, preferido por su confiabilidad y posibilidad de adaptación a los constantes cambios de calidad del agua residual, pero no constituye la única ni mejor solución de depuración para todos los casos.

Como contraparte del sistema de lodos activados se puede mencionar el tratamiento primario avanzado (TPA). Este proceso busca preservar la calidad de cuerpos superficiales de agua y promueve el reúso del agua para la agricultura en condiciones seguras y con ventajas para la productividad agrícola. Así, los lodos activados remueven materia orgánica biodegradable, nitrógeno y fósforo del agua; en cambio, el tratamiento primario avanzado mantiene los compuestos que incrementan la fertilidad de los suelos y al mismo tiempo remueve los patógenos que representan el principal riesgo de salud cuando el agua se emplea para riego agrícola. Este proceso trata el agua a un tercio del costo del proceso de lodos activados [Jiménez, 2005].

La selección de un sistema de tratamiento no es sencilla, ya que comprende aspectos técnicos, económicos, sociales y políticos. El aspecto técnico determina si un proceso funciona o no para remover los contaminantes. Aunque sorprenda, dadas las diversas características del agua y su contenido de contaminantes, no hay una forma *a priori* de establecer la eficiencia de un proceso. Para ello, se requiere efectuar en laboratorio *pruebas de tratabilidad*, que consisten en someter el agua residual en estudio al proceso

DIAGRAMA 2. TRATAMIENTO EN UNA PLANTA CONVENCIONAL DE AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA



Fuente: Jiménez [2001].

que teóricamente debiera funcionar para el objetivo deseado. De este modo, es posible confirmar si se logrará la eficiencia deseada, bajo qué condiciones y a qué costo aproximado.

Aunque las pruebas de tratabilidad representan un gasto, su ejecución posibilita ahorrar costos de inversión, ya que se descartan procesos no funcionales; también permiten realizar el adecuado dimensionamiento de una planta y así evitar el sobredimensionamiento o subdimensionamiento, para asegurar el uso óptimo de los recursos económicos [Jiménez Cisneros, 2001]. Además de la viabilidad técnica, para seleccionar un proceso de tratamiento deben considerarse el caudal, la disponibilidad de espacio para construir la planta de tratamiento, el uso del efluente tratado o del requerimiento legislativo, la compatibilidad entre los diferentes procesos y operaciones, la disponibilidad de tecnología, la factibilidad económica de operar el proceso, el grado de calificación necesario para operar la planta de tratamiento y la generación de subproductos como lodos.

El tratamiento del agua residual genera un subproducto conocido como *lodo*: una suspensión de sólidos y agua. Los lodos contienen los contaminantes que de origen se hallan presentes en el agua; también otros compuestos contenidos en el agua residual (que también se remueven durante el tratamiento), así como los reactivos añadidos para procesarla.

El tratamiento y el depósito controlado de los lodos en el ambiente igualan con facilidad el costo del tratamiento del agua, por lo que deben considerarse de manera cuidadosa. A los lodos tratados se les conoce como *biosólidos*, y pueden revalorizarse como mejoradores de suelos o cubierta de rellenos sanitarios. En Jiménez y Wang [2006] se encuentra mayor detalle del manejo de lodos, aquí sólo se destacará que su alto contenido de patógenos representa el principal problema para la revalorización en países como México, y lo mismo ocurre en el caso del tratamiento de las aguas municipales. Por ejemplo, si se habla de huevos de helmintos en lodos sin tratar, en países desarrollados el contenido es de <1 a 13 HH/g TS, mientras que en países en desarrollo las concentraciones varían de 60 a 735 HH/g TS [Jiménez, 2007].

REÚSO

En México, por la escasez de agua en el centro y norte del país, el reúso representa un tema muy importante. De hecho, México es uno de los principales países en el mundo que reúsan agua: segundo lugar en volumen total y cuarto en reúso per cápita para la agricultura [Jiménez y Asano, 2008]. En cuanto al reúso industrial y municipal, ocupa el primer lugar en Latinoamérica. Esto permite compaginar las necesidades de desarrollo planteadas por la industria, la agricultura y los asentamientos humanos, en lugares donde el líquido escasea.

El patrón ideal de reúso (en términos económicos y de ventajas para los usuarios) es el siguiente: doméstico, industrial y agrícola, siempre y cuando sea posible técnica y económicamente [Jiménez y Navarro, 1995]. En México el reúso se practica desde 1959 cuando inició en forma controlada para fines industriales (en Monterrey) y municipales (en la Ciudad de México) [Jiménez, 2001]. En la actualidad, de acuerdo con datos de la Comisión Nacional del Agua [2007], del agua residual municipal generada, por lo menos se reúsan 88 m³/s para riego agrícola, 7.4 m³/s para fines municipales y 10.5 m³/s para la industria, en estos dos últimos casos toda tratada; pero no hay datos para todas las regiones. Además, del agua residual generada en la industria, se reúsan 43 m³/s para la agricultura, 0.5 m³/s en municipios y 1.3 m³/s en la propia industria. Las tecnologías para reusar agua combinan procesos de depuración con los de potabilización.

La falta de agua, así como su intensidad de uso, hace que se hable cada vez más de reutilizarla para consumo humano. Ello ocurre en situaciones contadas en forma intencional, pero en un número creciente de forma no intencional al descargar aguas negras, contaminantes e incluso efluentes de plantas de tratamiento (que no poseen la calidad del agua original) a las fuentes de suministro [Dillon y Jiménez, en prensa].

El reúso para consumo humano indirecto y en forma intencional se practica en algunos lugares al recargar con agua residual altamente tratada los acuíferos usados como fuente de suministro. La recarga se logra por percolación desde la superficie o por

inyección directa. En el primer caso, el agua se infiltra desde lagunas a través de la zona no saturada hasta el acuífero, con lo que se obtiene una mejora sustancial de la calidad. El tratamiento se debe a la gran actividad bacteriana de la capa superior del suelo (zona no saturada) así como a la capacidad de adsorción y filtración del mismo. También se hace por inyección directa pero es de mayor costo. Recargar los acuíferos favorece el control del problema de la sobreexplotación, muy importante en el país, ya que se estima que al menos hay 104 acuíferos sobreexplotados [CNA, 2007].

Otra forma de reúso intencional para consumo humano, pero en forma directa, es el procesamiento del agua residual hasta obtener su potabilidad por medio de procesos avanzados de tratamiento. Esto se realiza sólo en Windhoek, Namibia, desde hace más de 30 años, sin que se haya detectado efecto alguno en la salud de los consumidores [Haarhoff y Van der Merwe, 1996].

En contraste, tanto en países desarrollados como en desarrollo, existen diversos esquemas de reúso no planificados en los que se descargan aguas negras, con o sin tratamiento, en cuerpos de agua superficiales y subterráneos. Esta situación, junto con la dificultad para controlar las descargas dispersas, introduce en las fuentes de suministro una amplia variedad de contaminantes. Entre las descargas dispersas que afectan las fuentes de agua [Marsaleck *et al.*, 2006; Jiménez, 2007] se incluyen: agua de retornos agrícolas, descargas de actividad ganadera, excedentes de aguas industriales y municipales, agua del drenado de minas y sus desechos; lixiviados de basureros, rellenos sanitarios, confinamientos de residuos tóxicos o cementerios; agua con material erosionado, precipitaciones contaminadas por la polución atmosférica (en especial la lluvia ácida), flujos excedentes de drenajes combinados, derrames accidentales de industrias o por transportes de sustancias peligrosas, descargas de agua residual en drenes pluviales o de riego, así como en fosas de adsorción, excedentes y fugas de fosas sépticas, arrastres de materia fecal al aire libre, y fugas de las redes de suministro y del drenaje de aguas residuales y pluviales. Todas estas descargas contienen sólidos, nutrientes, plaguicidas, metales pesados y contaminantes emergentes.

Con el tiempo, la lista de contaminantes se ha ampliado y han aparecido nuevos términos para describirlos. De los contaminantes convencionales se ha pasado a los tóxicos prioritarios y hoy en día se habla de los contaminantes *emergentes*: los que surgen por efectos antes no observados y por tanto no se habían considerado en las reglamentaciones, de modo que ejemplifican el desconocimiento sobre el impacto que ejerce el hombre en el ambiente.

En la clasificación de contaminantes se ubican los biológicos y los químicos, y dentro de estos últimos los *disruptores endocrinos*, es decir, los compuestos que a muy bajas concentraciones (del orden de nanogramos por litro, es decir una parte en 1 000 000 000 partes de agua) tienen efectos de tipo hormonal en animales (feminización de peces macho, por ejemplo) y posiblemente en humanos. Debido a la dificultad para detectar, medir y remover este tipo de contaminantes, actualmente se promueve la aplicación de métodos preventivos para evitar su presencia en fuentes de agua.

SOLUCIONES TECNOLÓGICAS DE PREVENCIÓN

Ante la evidencia de que tratar parcialmente el agua residual para que la naturaleza termine de depurarla no es del todo efectivo, ahora se impulsa un uso más responsable sin que se pierda de vista que debido a que el agua no se crea en la naturaleza (ya que ha sido prácticamente la misma cantidad desde hace millones de años), siempre acabamos reusándola por medio del ciclo hidrológico. Por ello, se han introducido nuevos conceptos para preservar su calidad, entre ellos: la producción más limpia; el control de la síntesis, uso y descarga de sustancias recalcitrantes; el manejo de los intercambios de contaminantes entre el suelo, aire y agua; la protección de las fuentes de suministro mediante criterios de manejo de cuencas superficiales y subterráneas; el control de fugas de sistemas de suministro, drenaje e industrias; el empleo de métodos individuales y eficientes de saneamiento; el diseño urbano de ciudades e industrias para proteger el agua; el diseño de plantas de tratamiento como parte del ciclo natural de reúso del

agua; el control de las descargas industriales a los drenajes, y una mayor educación del ciclo del agua para todos los sectores de la sociedad, de manera que se responsabilicen de su calidad [Jiménez, 2009].

Entre los sistemas tecnológicos modernos para el control de la contaminación del agua y la utilización eficiente de la misma, destaca el uso del suelo como método de tratamiento acoplado con la recarga y almacenamiento en el subsuelo.

CONCLUSIONES

El bajo avance en el tratamiento del agua residual municipal (36%) e industrial (15%) hace importante impulsar que el gobierno exija el cumplimiento de las normas. Además, la sociedad debe promover métodos de tratamiento apropiados a las condiciones del país y en particular para el reúso del agua en las zonas con escasez. Por otra parte, dado el número creciente de contaminantes difíciles de controlar en el agua, es necesario que en México se desarrollen programas de prevención de la contaminación basados en un enfoque de manejo integral.

REFERENCIAS

- CNA (Comisión Nacional del Agua) [2007], *Estadísticas del agua en México 2007*. Disponible en: <http://www.cna.gob.mx/>
- Dillon, P. y B. Jiménez [en prensa], "Water reuse via aquifer recharge: intentional and unintentional practices in water reuse: an international survey", Londres, IWAP, Inc.
- Haarhoff, J. y B.F. van der Merwe [1996], "Twenty-five years of wastewater reclamation in Windhoek, Namibia", *Water Science and Technology*, 33:25-35.
- Jiménez, B. [2001], *La contaminación ambiental en México: causas, efectos y tecnología*, México, Limusa.

- Jiménez, B. [2005], "Treatment technology and standards for agricultural wastewater reuse: a case study in Mexico", *Irrigation and Drainage*, 54:23-35.
- ____ [2007], "Helminth ova control in sludge: a review", *Water Science and Technology*, 56:147-155.
- ____ [2009], "Wastewater risks in the urban water cycle", B. Jiménez y J. Rose (eds.), *Urban Water Security: Managing Risks*, Londres, Taylor and Francis.
- ____ y T. Asano [2008], "Water reclamation and reuse around the world", B. Jiménez y T. Asano (eds.), *International Survey on Water Reuse: Current Situation, Users, Issues and Case Studies*, Londres, International Water Association.
- ____ e I. Navarro [1995], "Evaluation of potential reuse of wastewater in Mexico", *The Sultanate of Oman International Conference on Water Resources Management in Arid Countries*, IAWQ, 3:675-687.
- ____ y L. Wang [2006], "Sludge treatment and management", Z. Ujang y M. Henze (eds.), *Municipal Wastewater Management in Developing Countries: Principles and Engineering*, Londres, International Water Association Publishing.
- Marsalek, J., B. Jiménez, P.A. Malmquist, M. Karamouz, J. Goldenfum y B. Chocat [2006], "Urban water cycle processes and interactions I", *Urban Water Series*, 2:1-131.
- Metcalf & Eddy, Inc. [1991], *Wastewater engineering, treatment, disposal and reuse*, Estados Unidos, McGraw-Hill Publishing Company, 3a. ed., pp. 927-934.
- Valiron, F. y J.P. Tabuchi [1992], *Maîtrise de la pollution urbaine par temps de pluie, état de l'art*, París, Lavoisier.

7. SOLUCIONES ECOLÓGICAS A LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA

Luis Zambrano

INTRODUCCIÓN

La creciente demanda de agua por parte de las actividades humanas ha provocado, en los últimos 150 años, uno de los efectos más devastadores sobre los ecosistemas: ha reducido el cauce de los ríos, la profundidad de los lagos y el tamaño del manto freático en sistemas terrestres; también ha modificado el ciclo hídrico de las cuencas debido a grandes represas, o pequeños bordos que desvían el cauce o mantienen el agua quitándole la humedad a los sitios bajos.

En fechas recientes se ha hecho hincapié sobre los problemas que la falta de este recurso implicaría sobre la humanidad y los ecosistemas. Sin embargo, un segundo efecto, el de la contaminación del agua, genera tantos impactos ecológicos como la obtención de la misma; por ello, hay que considerarlo dentro de la lista de prioridades en el manejo del recurso.

En los países de las regiones templadas, los siglos XVIII y XIX fueron cruciales en el manejo de los recursos naturales. En Europa en el siglo XVIII y en Estados Unidos en el siglo XIX, las sociedades se dieron cuenta de que los recursos naturales no eran infinitos y que los planes de desarrollo y progreso tendrían a acabarlos. A su vez la reducción de los recursos naturales estaba afectando el cre-

[199]

cimiento de la economía, por lo que muchos gobiernos comenzaron a generar planes para su conservación, restauración y manejo [Palmer *et al.*, 2006]. Dentro de los recursos más importantes que contemplan estas políticas se encuentran la cantidad y calidad del agua, aunque, como se verá más adelante, no siempre se ha tenido el mejor de los éxitos.

A diferencia de los países del hemisferio norte, la sociedad mexicana comenzó a aceptar la idea del carácter finito de los recursos apenas a finales del siglo xx. Esta diferencia se relaciona con la velocidad de crecimiento poblacional y desarrollo social; ambos repercuten en la capacidad de ocupación de las tierras vírgenes y la contaminación de los ríos y lagos.

A principios del siglo xx, en México, se consideraba que el agua de los ríos, los lagos e incluso el mar podían contener y purificar los contaminantes que recibían. De hecho, todavía en el decenio de 1980 se hablaba de que México tenía la forma del cuerno de la abundancia y por tanto contaba con recursos inagotables. Pero en ese decenio se contaminó un volumen de agua mucho mayor que en épocas pasadas. También se sumó a ello la variedad y tipo de desperdicios que se vierten por las cañerías de las casas o las industrias.

Hace alrededor de tres decenios se estableció una regulación de los desperdicios de agua que generan las industrias, obligándolas a contar con tratamientos previos o a pagar dinero por descargar ciertos químicos hacia el agua. No hay regulación en el ámbito mundial en cuanto a la contaminación doméstica, puesto que ésta se ha considerado relativamente constante y con menor afectación que la industrial. Sin embargo, dicha idea está cambiando, ya que la cantidad de medicinas y antibióticos que se desechan también dañan la salud de los ecosistemas acuáticos.

Los desperdicios más comunes que han afectado los ecosistemas dulceacuícolas se dividen en dos grupos: los nutrientes y los industriales. El primer grupo de contaminantes deriva primordialmente de fertilizantes de agricultura que se lixivian o vierten hacia un cuerpo de agua; también de la gran mayoría de los desperdicios domésticos, puesto que los desechos humanos se vuelven nutrientes para las plantas.

El efecto de los nutrientes fue el primero que se detectó hace más de un siglo, y se basa en la eutrofización del río o el lago. El aumento en la concentración de nitrógeno y fósforo, por el desperdicio doméstico y agrícola, significa mayor recurso para las algas flotadoras, las cuales pueden cubrir toda la columna de agua en muy poco tiempo (días o semanas) y cambiar un lago transparente en uno verde.

Las consecuencias de que un lago se torne turbio por las algas son muy grandes [Carpenter *et al.*, 1998]. El cambio en la ruta de energía generar una producción rápida y excesiva de materia orgánica y por consiguiente provoca reducciones drásticas en la concentración de oxígeno en el fondo del lago [Vander Zanden *et al.*, 2006]. Esto se debe a que la descomposición de la materia orgánica muerta en el fondo origina condiciones propicias para las zonas anóxicas. La falta de oxígeno produce la muerte masiva de organismos bentónicos y algunos peces, de modo que pasan a engrosar la fila de materia orgánica en el fondo haciéndolo aún más anóxico.

Por su parte, el desperdicio industrial puede originar múltiples cambios en el sistema receptor. El efecto varía mucho en función de la industria: si vierte ácidos al agua, el cambio de pH modifica las reacciones químicas de los organismos en la columna de agua y ocasiona muertes masivas; si vierte solventes, éstos liquidan directamente las bacterias que son fuente importante en el reciclado de la energía; si aumenta la concentración de metales pesados en el agua, tal vez las consecuencias no se adviertan con rapidez como en los casos anteriores, pero son más graves y demandan un remedio más costoso y más lento. Por tanto, todo tipo de contaminación resulta altamente nociva para los cuerpos acuáticos.

La repercusión de la contaminación en los ecosistemas afecta no sólo a ríos y lagos, sino también a los mares. El norte del Golfo de México parece ahora un “desierto marino”, porque nada puede crecer ahí, ya que el río Misisipí, que cruza Estados Unidos de norte a sur, descarga toda la contaminación en el mar y así destruye desde la base toda la cadena trófica en la costas del norte del Golfo de México [Rabalais *et al.*, 2007]. Esto ha generado pérdidas económicas en actividades como la pesca y el turismo.

Puesto que la contaminación de las aguas representa un factor inherente a la sociedad, es muy difícil pensar en disminuir a corto plazo la cantidad de agua contaminada o el tipo de contaminación. Sin embargo, se requiere crear una cultura de reutilización del agua, así como de manejo eficiente de la misma para reducir la cantidad de contaminantes que se arrojan al sistema. Para ello, se deben generar tecnologías en el proceso de producción industrial que eliminen fuentes de contaminación y al mismo tiempo sean competitivas con otras formas de producción. Por tanto, es necesario contar con diferentes técnicas de tratamiento de agua para que el efecto sobre los ecosistemas acuáticos sea menor.

PLANTAS DE TRATAMIENTO

Las aproximaciones más exitosas para mejorar la calidad del agua han sido las plantas de tratamiento (véase Jiménez Cisneros, en este libro). La tecnología, en vertiginoso aumento, cada día genera soluciones más baratas para contaminantes más complejos. Las plantas de tratamiento para desperdicio doméstico ofrecen esas soluciones a escalas tan pequeñas y precios tan económicos que se pueden incluir en el plan de construcción de cada casa, sin que ello signifique modificar la arquitectura o el precio global de la misma.

El funcionamiento de la mayoría de las plantas que tratan agua doméstica involucra sedimentación, filtración y una colonia de bacterias de todo tipo que digieren la gran mayoría de los elementos contaminantes. Las plantas más avanzadas incluyen procesos como la *ósmosis inversa*, que elimina gran parte de los químicos nocivos, o el paso de *rayos ultravioleta* que destruyen muchos de los organismos indeseables.

Las plantas de tratamiento en el ámbito industrial dependen mucho del tipo de contaminantes. Los procesos, de carácter complejo, suponen la remoción del fondo (sedimentación) y la remoción de la parte superior en que se concentran los aceites menos densos que el agua. Los ácidos se neutralizan con sustancias alcalinas y los desechos orgánicos necesitan cepas de bacterias especializadas.

Todas las plantas de tratamiento, desde la más sofisticada para uso industrial hasta la más sencilla de aplicación doméstica, requieren un mantenimiento mínimo y constante; de lo contrario, se rompe el tren de procesos bioquímicos que conllevan y por tanto se ve disminuida su eficiencia. Éste representa uno de los principales problemas en México, ya que se dispone de muchas plantas de tratamiento, pero por la falta de mantenimiento muy pocas resultan útiles.

Alternativamente a las plantas de tratamiento, en ocasiones se utiliza la capacidad de resiliencia y absorción de contaminantes que tiene la naturaleza, es decir, el poder de los ecosistemas para mejorar la calidad del agua.

CARACTERÍSTICAS DE LA NATURALEZA COMO AGENTE DEPURADOR DEL AGUA

Los procesos con los cuales la naturaleza puede mejorar la calidad del agua se relacionan con la complejidad de un sistema [Gliwicz, 1992], que a su vez depende del número de interacciones entre múltiples variables, tanto bióticas como abióticas [Naeem, 2006]. Las interacciones conforman una red cuyos nodos constituyen las variables por donde fluyen los diferentes procesos fisicoquímicos del sistema. Cada proceso pasa por diferentes rutas, por lo que se producen resultados difíciles de predecir. Sin embargo, el número tan grande de variables y rutas posibilita que el sistema soporte perturbaciones a los flujos normales.

Cuando una ruta se rompe o un elemento desaparece, el sistema dispone de otras rutas alternativas por las cuales puede fluir un proceso determinado [Larkin *et al.*, 2006]. Hay variables y rutas que generan la mayor parte de las dinámicas de un sistema natural; estas rutas y flujos equivalen a los puntos de atracción matemática, por lo que se les llama puntos estables [Scheffer, 1998].

Cuando se presenta una perturbación en cualquier sistema natural, la complejidad de su red y la capacidad de atracción de los puntos estables generan la posibilidad de regresar el sistema a su

estado original. Ahora bien, hay puntos estables deseables (cuando un sistema es prístino y se le perturba, y vuelve a su estado natural), pero los puntos estables también pueden generar sistemas muy alterados [Scheffer *et al.*, 2001] y volver más difícil la restauración de un sistema perturbado.

Una de las características factibles de medir en un sistema es la fuerza de atracción que ejerce un punto estable después de una perturbación. Esta capacidad de regresar a un punto de estabilidad se llama *resiliencia del sistema* [Pimm, 1982]. La resiliencia se asimila a la capacidad de una liga para estirarse y retornar a su estado natural una vez que deja de ser tensada; si se le estira de más, se rompe y nunca regresa a su forma original. Cuando la perturbación sobrepasa la capacidad de la resiliencia, deja de existir el punto estable que antes ejercía dominio sobre los procesos del mismo ecosistema y se produce otro [Scheffer, 1998] que por lo general no ofrece los mismos servicios que el original.

Todo sistema natural tiene una capacidad de resiliencia limitada y, cuando ésta se sobrepasa, el sistema deja de producir los beneficios que aportaba: como mejorar la calidad del agua. Regresar un ecosistema a su condición original es muy complicado y costoso, así que no se puede considerar a la naturaleza un gran resumidero de contaminantes. El pensarlo así, como se ha hecho, desencadena consecuencias catastróficas: en la ecología, al destruirse la diversidad y el funcionamiento de un ecosistema; en la economía, al requerir gastar en tecnología para obtener los servicios que antes el ecosistema proporcionaba sin costo; y en lo social, debido a los consiguientes problemas de salud y conflictos sociales.

Por lo anterior, el aprovechamiento de la naturaleza para solucionar la contaminación del agua debe acompañarse de información sobre la capacidad de resiliencia del sistema [Larkin *et al.*, 2006]. También se deben conocer ampliamente las variables y sus interconexiones [Pimm, 1991; Vander Zanden *et al.*, 2006], así como estar preparado para corregir con rapidez los cambios imprevistos que surjan a partir del manejo de los sistemas como agentes depuradores.

Los agentes que incrementan la calidad del agua dentro de los ecosistemas se parecen mucho a los que se utilizan en una

planta de tratamiento. Los sistemas naturales son capaces de degradar sustancias que por lo general se encuentran en la naturaleza, como los nutrientes, pero no pueden absorber las sustancias industriales que modifican drásticamente el balance químico o el pH del agua.

Los humedales

Definir un humedal es complicado, ya que puede involucrar prácticamente cualquier ecosistema que tengan agua y una profundidad menor a seis metros. De ese modo, un arrecife somero en el mar podría considerarse humedal, lo mismo que las pequeñas zonas inundables que durante la temporada de lluvias también se generan en cualquier terreno. Pero, para los fines de este escrito, se considerarán humedales todos los sistemas de agua dulce someros que contengan agua gran parte del año y estén colonizados por plantas sumergidas y emergentes; éstas constituyen las propiedades básicas para que un humedal pueda mejorar la calidad del agua.

Desde hace varios años, los humedales se incorporan en los planes de mejoramiento de la calidad del agua en ríos y lagos [Vincent, 1994; Smith *et al.*, 2006]. Muchos planes de manejo incluyen el paso del agua por un humedal antes de llegar a un río o lago. La generación de pequeños humedales cerca de la alimentación de cuerpos de agua permanentes puede ser una solución alternativa para que se cuente con mejor calidad de líquido [Hey *et al.*, 1994] y a la vez ayuda a mantener parte de la diversidad acuática de la región [Worrall *et al.*, 1997].

Otra gran ventaja de los humedales es que, si se encuentran saludables, requieren un mantenimiento relativamente menor que el de una planta de tratamiento, puesto que son sistemas muy resilientes; además, pueden generar dinero, ya que las plantas emergentes (como la *Typha*) sirven de sustrato para la producción de biocombustibles [Ciria *et al.*, 2005].

Una vez que llega a un humedal, el agua reduce la velocidad de su cauce y deja de estar sujeta a corrientes por viento u olas creadas por lanchas, de manera que casi todos los sólidos que acarrea se precipitan al fondo. Así, de manera primaria, los humedales

funcionan como plantas de sedimentación quitando todos los sólidos suspendidos en el agua. Pero, no sólo la reducción de velocidad del agua promueve una disminución en los sólidos; el área intrincada que generan las plantas emergentes, como la *Typha* o el *Junco* [Ciria *et al.*, 2005], aminora aún más la velocidad del agua y al mismo tiempo acelera la sedimentación de los sólidos al chocar con los tallos de las mismas.

En los sedimentos se captura gran parte de los nutrientes, en particular fósforo [Bridgham *et al.*, 2001] y nitrógeno [Gearheart, 1992]. Las plantas aprovechan esos sedimentos para reproducirse, y la gran productividad derivada de la sedimentación promueve la proliferación de bacterias. De hecho, entre más cantidad de plantas exista en un humedal, hay una comunidad más diversa de bacterias [Ibekwe *et al.*, 2007] y éstas digieren los compuestos orgánicos que se hallan en el agua, lo cual es útil para la fotosíntesis que realizan las plantas sumergidas y emergentes y para organismos bentónicos que viven asociados a las plantas. Asimismo, con la reducción de sólidos también baja la cantidad de bacterias coliformes en el agua [Tanaka *et al.*, 2006], de modo que el agua aumenta de calidad mediante su lento paso a través de un humedal.

Como se mencionó, los humedales necesitan mantenimiento; de no recibirlo, su capacidad como solución ecológica decae al punto de significar una fuente de contaminación, en lugar de una fuente de ayuda. La base de estos sistemas se encuentra en sus comunidades de bacterias, organismos bentónicos y plantas, todos muy sensibles a cambios químicos propiciados por sustancias industriales, por lo que es fundamental someter los desechos industriales a un tratamiento previo antes de enviar sus contaminantes a los humedales.

Un humedal saludable puede ser una solución ecológica muy efectiva para mejorar la calidad de un sistema. Pero si no cuenta con los flujos o las variables necesarias para ubicarse en un punto estable, puede convertirse en fuente de contaminación y enfermedades humanas; porque la energía puede ser utilizada por bacterias patógenas y vectores de enfermedades (como los mosquitos).

Con los procesos correctos, los humedales han probado su gran eficiencia [Gearheart, 1992]. De hecho, gran parte de la tecnología

de tratamientos busca generar humedales artificiales con características particulares que permitan mejorar la calidad del agua. Humedales artificiales con diferente tipo de sustrato han servido para mejorar el agua de plantas con residuos de la acuicultura [Henry Silva y Camargo, 2006; Sindilariu *et al.*, 2007] o de la industria lechera [Tanner *et al.*, 1995]. Incluso ya se han creado humedales capaces de reducir contaminantes de la industria farmacéutica [Matamoros y Bayona, 2006], petrolera [Aslam *et al.*, 2007] y metales pesados disueltos en el agua [Vymazal *et al.*, 2007].

La biomanipulación para mejorar la calidad del agua

El término biomanipulación es quizá uno de los que peor se utilizan en la literatura del manejo de sistemas naturales. Se le llama biomanipulación a cualquier ejercicio en el que se manipulan elementos biológicos; sin embargo, el término es mucho más específico y viene de una conceptualización más profunda basada en la teoría de los flujos de energía de un ecosistema, y en el control que cada una de las variables ejerce sobre el mismo flujo.

Cuando los lagos de los países templados se contaminaron, coincidían en que el agua se llenaba de algas y el paisaje de un lago azul se transformaba en un lago verde. Posteriormente, se presentaban las muertes masivas de peces y el olor fétido característico de fondos anóxicos [Carpenter *et al.*, 1985]. La causa de la explosión poblacional de algas fue el incremento en la concentración de nutrientes que arribaban de aguas contaminadas a los lagos en forma de nitrógeno y fósforo. De hecho, una clasificación muy común de los lagos se basa en la cantidad de nutrientes y de clorofila en el agua [Wetzel, 2001], y así se les llama oligotróficos (con pocos nutrientes) o eutróficos (con muchos nutrientes). Por eso, el concepto eutrófico se ha usado como sinónimo de lago contaminado, pero no siempre es cierto; hay muchos sistemas naturalmente eutróficos.

En un principio, gran parte de las soluciones se enfocaron en reducir, por medio de métodos químicos, el flujo y la cantidad de nutrientes en el sistema [Babin *et al.*, 1992]; basadas en teorías de ecosistemas que sugieren que la cantidad de nutrientes “con-

trola” el tipo de organismos que pueden vivir en un sistema [Babin *et al.*, 1989]. Así, dicho control se denominó *control ascendente*, dado que los nutrientes constituyen la base de la cadena alimentaria. Sin embargo, los organismos también son capaces de controlar diferentes secciones de la red trófica [Pace *et al.*, 1999], como lo hacen los depredadores con sus presas [Post, 2002].

La capacidad del zooplancton como depredador puede reducir al mínimo las poblaciones de algas. De esta manera, aun cuando dispongan de mucha materia prima para su fotosíntesis y el crecimiento, las algas alcanzan poblaciones bajas porque son devoradas por sus depredadores [Carpenter *et al.*, 2001]. A esto se le llama *control descendente*, puesto que el control lo ejerce sobre posiciones superiores dentro de la red trófica [Carpenter *et al.*, 1985]. Sin embargo, la capacidad de depredación del zooplancton se relaciona directamente con su abundancia; se requieren grandes cantidades para controlar a las algas y ello se logra cuando consume muchas algas, pero también cuando no tiene depredadores que se lo coman. Con el fin de que el zooplancton pueda ejecutar bien su trabajo, conviene reducir las cantidades de peces zooplanctívoros, los principales consumidores de zooplancton dentro de un lago [Vander Zanden *et al.*, 2006]. Pero, para disminuir la población de estos peces, por lo general muy pequeños, se necesita otro elemento de control: los peces piscívoros, que suelen ser más grandes y demandan mucha energía para sobrevivir.

Como se ha observado, se puede mejorar el funcionamiento de una cadena con base en efectos en cascada desde la punta de la red trófica (peces carnívoros) hasta la base (las algas), que dé por consecuencia un agua transparente sin algas, aun cuando éstas dispongan de todos los recursos de un sistema eutrófico. La modificación de elementos que se ubican en las posiciones superiores de la red trófica se denomina *biomanipulación*, puesto que se contrapone con la manipulación de los elementos abióticos para mejorar la calidad del agua.

La biomanipulación se ha utilizado desde hace varios decenios en lagos templados con resultados favorables en la gran mayoría de los casos [Carpenter *et al.*, 1998]. La disminución de la cantidad de algas induce cambios en todo el sistema. En la red trófica se

torna más eficiente el paso de la energía producida por los productores primarios. En un lago poblado de algas, la energía que se genera se queda prácticamente en esos productores primarios; pero si pasa al segundo eslabón (el zooplancton), la productividad del lago en biomasa de peces aumenta.

Un lago poco eficiente en la transferencia de energía tiene pocos eslabones en su cadena por la gran pérdida de energía en cada paso de nivel, de modo que la energía que pasa no siempre basta para mantener una población con amplias necesidades energéticas, como la de los peces carnívoros [Pimm, 1982]. Por tanto, la biomanipulación busca hacer eficiente el paso de la energía hacia los niveles superiores, y esto se logra de diversas maneras. Una, ya antes explicada, consiste en romper el dique que forman las algas para retener la energía, con base en el aumento de las poblaciones de zooplancton.

Una segunda forma se basa en que un lago más transparente facilita la vida a los cazadores visuales (insectos y peces que necesitan localizar a sus presas) [Zambrano *et al.*, 2001; Bonner y Wilde, 2002], que al esforzarse menos en atrapar a su presa puede hacer más eficiente el paso de energía. Otra consecuencia de la transparencia en el lago es que más tipos de organismos logran sobrevivir y la diversidad aumenta.

Los resultados de la biomanipulación no sólo se enfocan desde el punto de vista de la red trófica. Un lago transparente permite la colonización de plantas sumergidas en zonas más profundas. Las plantas sirven de barrera para evitar que las corrientes y las olas resuspendan los sedimentos. En lagos someros, las olas generan grandes resuspensiones, sobre todo en días con mucho viento o en lugares con mucho tráfico de lanchas con motor [Zambrano *et al.*, 2005]; en lagos profundos, la resuspensión de sedimentos se propicia por las corrientes de agua dentro del lago. Por tanto, una barrera como la de macrófitas reduce el efecto de las olas y de las corrientes; además, las raíces de las macrófitas estabilizan los sedimentos y así reducen aún más la resuspensión de sedimentos.

La importancia de la reducción en la resuspensión de sedimentos se puede encontrar desde varios ángulos. Por un lado, la turbidez del agua no sólo depende de la cantidad de algas que hay

en la columna de agua (agua verde), sino de los sedimentos re-suspendidos (agua café) [Zambrano *et al.*, 2005], de modo que un lago puede ser turbio incluso sin la presencia de los productores primarios. Un segundo ángulo es la estabilización de los contaminantes en los sedimentos [Scheffer *et al.*, 2003]: si los sedimentos capturan los contaminantes que llegan a la columna de agua, es más fácil que los procesos químicos que se localizan en el fondo los depuren con mayor rapidez y con menos consecuencias para la salud humana. Además, las mismas plantas pueden absorber parte de los contaminantes, eliminándolos del sistema.

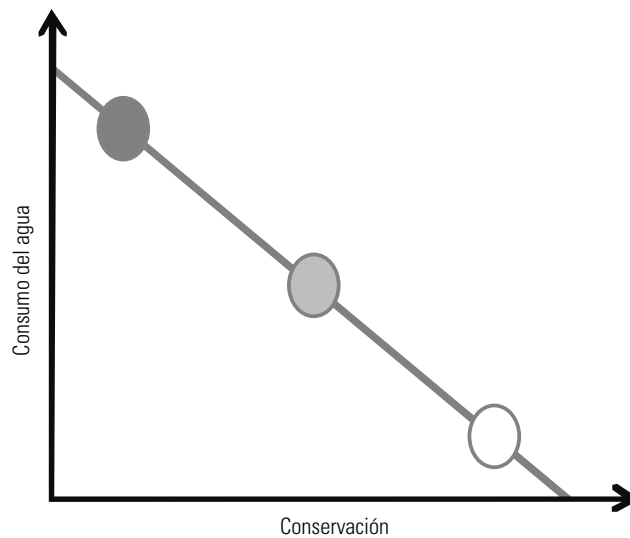
La presencia de plantas también promueve nuevos hábitats para diferentes especies de aves, anfibios, peces e invertebrados, lo que aumenta la diversidad de organismos en el sistema [Cristofor *et al.*, 2003; Zbikowski y Kobak, 2007]. El aumento de la diversidad de organismos favorece también la diversificación en las rutas de energía, haciendo a la red más compleja y más heterogénea y resiliente [Pimm, 1991].

LA TEORÍA ECOLÓGICA EN EL MANEJO Y CONSERVACIÓN DEL AGUA

El manejo del agua siempre se ha visto como una relación directamente negativa entre contaminación y conservación (diagrama 1). Esta visión sugiere un vínculo estático entre ambos elementos, y entonces el manejo supone empujar el estado de conservación o de utilización hacia un lado o el otro. Sin embargo, la conservación del agua es un proceso, no una meta, de modo que la contaminación y conservación del agua implican procesos dinámicos.

Con lo anterior en mente, es posible entender el manejo de agua mediante un enfoque que involucre modelos matemáticos en ecuaciones diferenciales, como los generados por los ecólogos de poblaciones que estudian los procesos en la relación de un depredador con su presa (o recursos-consumidores). El mismo tipo de modelos se ha probado mucho en manejo de cuerpos acuáticos [véase Scheffer, 1998]. En este caso, el consumidor sería el ser humano; y el recurso, la calidad del agua.

DIAGRAMA 1. RELACIÓN INVERSAMENTE PROPORCIONAL ENTRE LA CONSERVACIÓN DEL AGUA Y SU CONSUMO Y CONSECUENTE CONTAMINACIÓN



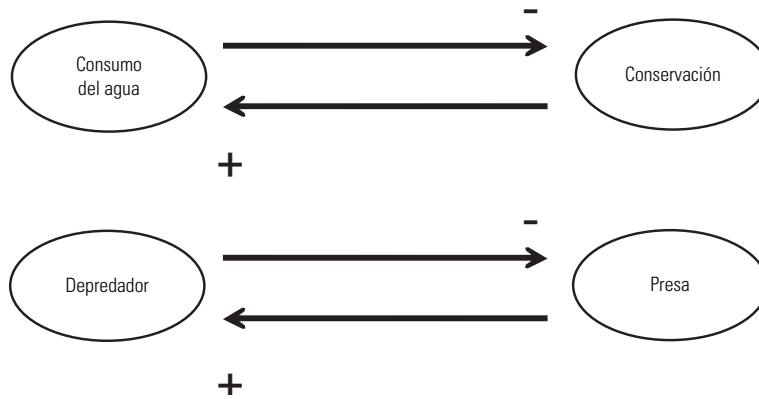
Fuente: Elaboración propia.

Como ya se dijo, el sistema acuático posee la capacidad de autodepurarse y el ser humano modifica el uso del agua con base en sus requerimientos. Esto es muy importante, puesto que uno de los supuestos más grandes de las ecuaciones diferenciales es que lo que sucede en un tiempo determinado se relaciona directamente con el tiempo anterior y la dinámica propia de la variable.

El diagrama 2 muestra la relación en que la dinámica del consumidor afecta al recurso y viceversa.

Las ecuaciones que describen ese proceso serían modificaciones a las de depredador-presa de Lotka-Volterra. Estas ecuaciones que muestran la relación entre el recurso (A) y el consumidor (C) deben involucrar por un lado la capacidad de autodepuración de un sistema acuático, el cual depende de una constante que aumenta la calidad del agua por sus factores intrínsecos (r). A esto habría que restarle la capacidad de contaminar de los consumidores, la cual depende del número de éstos y de una constante (U) que es

DIAGRAMA 2. RELACIÓN ENTRE EL CONSUMO DEL AGUA Y SU CONSERVACIÓN,
EQUIVALENTE A UNA RELACIÓN ENTRE UN DEPRADOR Y UNA PRESA



Fuente: Elaboración propia.

la tasa de contaminación que cada individuo o industria hacen en un sistema. Así la ecuación que describe al recurso (calidad del agua) es:

$$\frac{dA}{dt} = rA - CUA \quad (1)$$

Para describir al consumidor habría que pensar primero en un mundo fatalista en el que toda el agua está tan contaminada que no puede utilizarse. La cantidad de agua mínima para sobrevivir como individuos o como industria se representa como q . En un mundo real a esta situación estresante hay que sumarle las ganancias que produce utilizar el recurso y contaminar el agua (g), las cuales deben estar relacionadas con UA , por lo que quedaría:

$$\frac{dC}{dt} = -qC + gCUA \quad (2)$$

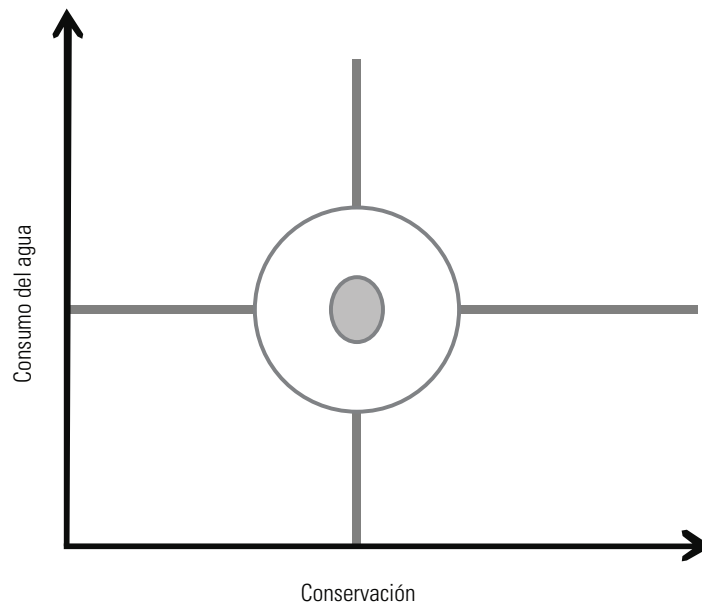
Al estar relacionadas, estas ecuaciones se pueden ubicar en lo que los matemáticos llaman *modelo en equilibrio*, que implica igualar las ecuaciones entre ellas y con cero. Esto es:

$$\frac{dA}{dt} = \frac{dC}{dt} = 0 \quad (3)$$

De las ecuaciones en equilibrio, se puede generar una nueva figura que representa mejor la dinámica entre la conservación del agua y su contaminación (diagrama 3).

Las líneas horizontales y verticales presentan variables (consumo o conservación) que llegan a un punto en el cual no crecen

DIAGRAMA 3. SISTEMA EN EQUILIBRIO CON BASE EN LAS ECUACIONES DIFERENCIALES ENTRE AMBAS VARIABLES



La isoclina (línea gris horizontal) representa la conservación del recurso; la línea vertical, al consumidor. La dinámica de ambas estará alrededor del círculo de estabilidad.

Fuente: Elaboración propia.

ni decrecen; por tanto, se llaman *isoclinas*. El punto en que las dos isoclinas se juntan constituye el punto del sistema en equilibrio.

Ese tipo de visión ofrece un mundo de posibilidades de manejo, puesto que ya no se basa en una línea antagónica como la del diagrama 1, sino en dos isoclinas que interactúan. Además, ambas líneas se pueden mover para contar con posibles formas de recurso. A partir de la ecuación en equilibrio (3) se puede entonces considerar que:

$$A = \frac{q}{gU} \text{ y que } C = \frac{r}{U} \quad (4)$$

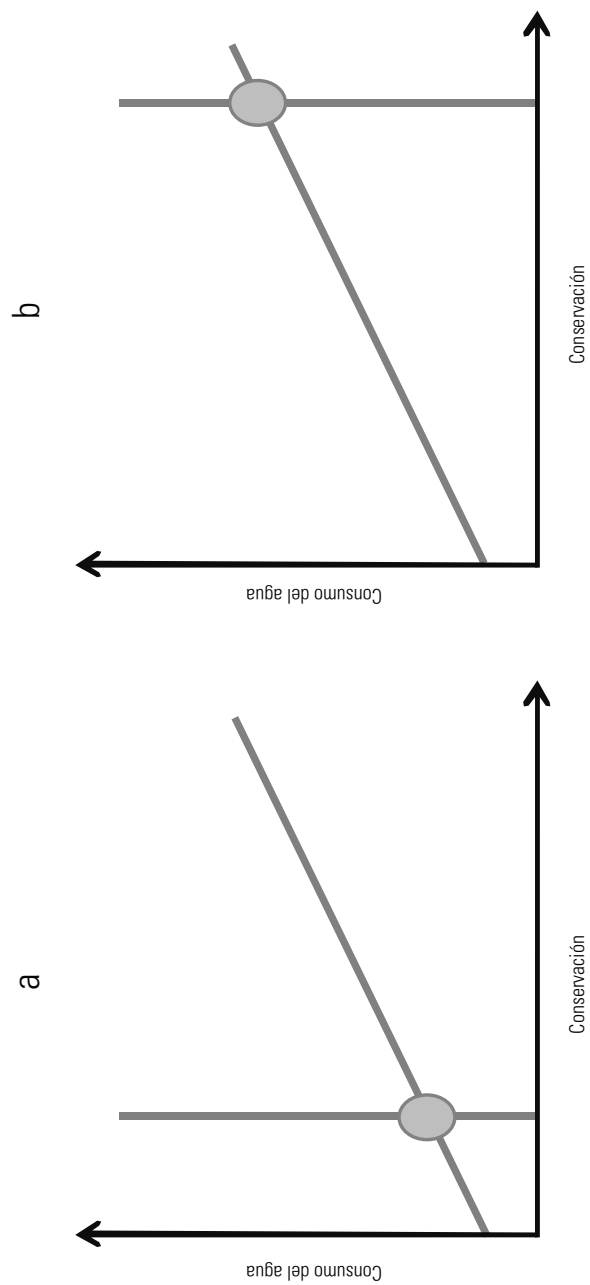
Por tanto, las isoclinas pueden moverse de ubicación, al modificar no tanto la calidad del agua o la cantidad de consumidores, sino variables como la capacidad de autodepuración del sistema (r), la cantidad de contaminación por persona o la cantidad de ganancia al contaminar el sistema. Dos ejemplos se dan en el diagrama 4: en un caso, al modificar las variables se puede contar con un sistema en equilibrio muy deteriorado; en otro caso, el uso eficiente del agua puede llevar a una calidad alta con soporte para muchos consumidores.

Entonces, el manejo de recursos, la cantidad de agua contaminada y la cantidad de desechos no son las únicas variables factibles de modificar. Cuando se transforman variables como la capacidad de autodepuración del sistema (véanse secciones anteriores de este libro), la eficiencia de las industrias o las personas usuarias del agua también pueden inducir sistemas estables deseables (o en la mayoría de los casos, no deseables). Por tanto, generar sistemas más complejos para explicar las relaciones entre los seres humanos y sus recursos amplía las posibilidades de soluciones sobre la explotación de los mismos.

CONCLUSIONES

La contaminación del agua crece día con día no sólo en cantidad, sino también en diferentes tipos de contaminantes. La contami-

DIAGRAMA 4. ESCENARIOS AL MODIFICAR LAS VARIABLES DE LAS ECUACIONES EN EQUILIBRIO



Las isoclinas cambian de posición y así lo hacen también los puntos en equilibrio. El escenario *a* indica obtención del recurso poco eficiente y muy contaminado; el escenario *b* representa una eficiencia alta, así como la conservación del mismo.

Fuente: Elaboración propia.

nación daña la diversidad, al atacar de forma directa la conservación de organismos y ecosistemas, y afecta los servicios que el ecosistema provee a la sociedad. Dichos servicios, de gran importancia para las comunidades y por lo general gratuitos, incluyen brindar agua, regular el clima y evitar la erosión del suelo, entre otras cosas; pero al verse mermados por la contaminación, se afecta a la economía del país y exige atacar el problema desde diversas fronteras.

La solución más ecológica es reducir al máximo los contaminantes que se vierten en la naturaleza, por ejemplo, con el reciclado del agua de la industria, pequeñas plantas de tratamiento y uso de químicos menos nocivos, entre otras acciones. Cada una de estas medidas cuestan dinero y las industrias son poco sensibles a aplicarlas porque aumentan el costo de producción; pero, la lógica a largo plazo (en que se incluyen los servicios ecosistémicos como costo) sugiere que pueden ser mucho menos costosas que pagar el precio de aguas contaminadas a futuro.

El aprovechamiento de la naturaleza como depuradora es posible si se conocen las capacidades del ecosistema, ya que el sistema mejora la calidad del agua y la resiliencia. Pero los ecosistemas sujetos a perturbaciones fuertes pueden sufrir cambios grandes en las variables de sus sistemas, al grado de dejar de proveer el servicio de depuración del agua. Por tanto, conviene ser muy cauteloso en el momento de utilizar los agentes depuradores naturales.

Las características físicas y biológicas de los humedales, en los ámbitos espacial y temporal, proveen elementos centrales para la depuración del agua, pero se necesita mantenimiento y monitoreo constante. Un humedal poco cuidado puede generar a mediano plazo más perjuicios que beneficios.

En los últimos decenios se han utilizado las redes tróficas para mejorar la calidad del agua, en particular en los lagos. Muchos de los resultados de la aplicación de este método han sido exitosos; no obstante, otros no han tenido gran impacto. Debido a que el trabajo con redes tróficas implica entender sistemas complejos con variables poco conocidas, es muy importante comprender al máximo los procesos dentro de cada variable para maximizar los resultados esperados.

La complejidad de la naturaleza por la intervención de muchas variables vuelve a los ecosistemas poco predecibles. En consecuencia, la manipulación de algunas variables dentro de este tipo de sistemas conlleva riesgos de un resultado poco esperado. Por eso, cuando se recurra a la naturaleza como agente depurador deben tomarse muchas precauciones, conocer al máximo el sitio a tratar, efectuar pruebas piloto antes de implementar grandes programas y ejecutar “acciones adaptativas” que permitan corregir los errores sobre la marcha. El aprovechamiento de la naturaleza con visiones dogmáticas y poco flexibles trae como consecuencia desastres ecológicos y resultados nulos en el mejoramiento de la calidad del agua.

REFERENCIAS

- Aslam, M.M., M. Malik, M. Baig, I.A. Qazi y J. Iqbal [2007], “Treatment performances of compost-based and gravel-based vertical flow wetlands operated identically for refinery wastewater treatment in Pakistan”, *Ecological Engineering*, 30:34-42.
- Babin, J., E.E. Prepas, T.P. Murphy y H.R. Hamilton [1989], “A test of the effects of lime on algal biomass and total phosphorus concentrations in Edmonton stormwater retention lakes”, *Lake and Reservoir Management*, 5:129-135.
- Babin, J., E.E. Prepas y Y. Zhang [1992], “Application of lime and alum to stormwater retention lakes to improve water quality”, *Water Quality Research Journal of Canada*, 27:365-381.
- Bonner, T.H. y G.R. Wilde [2002], “Effects of turbidity on prey consumption by prairie stream fishes”, *Transactions of the American Fisheries Society*, 131:1203-1208.
- Bridgham, S.D., C.A. Johnston, J.P. Schubauer Berigan y P. Weisshampel [2001], “Phosphorus sorption dynamics in soils and coupling with surface and pore water in riverine wetlands”, *Soil Science Society of America Journal*, 65:577-588.
- Carpenter, S.R., J. Kitchell y J.F. Hodgson [1985], “Cascading trophic interactions and lake productivity”, *Bioscience*, 35:634-639.

- Carpenter, S.R., N.F. Caraco, D.L. Correll, R.W. Howart, A.N. Sharpley y V.H. Smith [1998], "Nonpoint pollution of surface waters with phosphorous and nitrogen", *Ecological Applications*, 8:559-568.
- _____, J.J. Cole, J.F. Hodgson, J. Kitchell, M.L. Pace, D. Bade, K.L. Cottingham, T.E. Essington, J.N. Houser y D.E. Schindler [2001], "Trophic cascades, nutrients, and lake productivity: whole lake experiments", *Ecological Monographs*, 71:163-186.
- Ciria, M.P., M.L. Solano y P. Soriano [2005], "Role of macrophyte *Typha latifolia* in a constructed wetland for wastewater treatment and assessment of its potential as a biomass fuel", *Biosystems Engineering*, 92:535-544.
- Cristofor, S., A. Vadineanu, A. Sarbu, C. Postolache, R. Dobre y M. Adamescu [2003], "Long-term changes of submerged macrophytes in the Lower Danube Wetland System", *Hydrobiologia*, 506-509(1-3):625-634.
- Gearheart, R.A. [1992], "Use of constructed wetlands to treat domestic waste-water, City of Arcata, California", *Water Science and Technology*, 26:1625-1637.
- Gliwicz, Z.M. [1992], "Can ecological theory be used to improve water quality?", *Hydrobiologia*, 243-244(1):283-291.
- Henry Silva, G.G. y A.F.M. Camargo [2006], "Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents", *Scientia Agricola*, 63(5):433-438.
- Hey, D.L., A.L. Kenimer y K.R. Barrett [1994], "Water-quality improvement by 4 experimental wetlands", *Ecological Engineering*, 3:381-397.
- Ibekwe, A.M., S.R. Lyon, M. Leddy y M. Jacobson-Meyers [2007], "Impact of plant density and microbial composition on water quality from a free water surface constructed wetland", *Journal of Applied Microbiology*, 102:921-936.
- Larkin, D., G. Viviam-Smith y B. Zedler [2006], "Topographic heterogeneity theory and ecological restoration", D.A. Falk, M. Palmer y B. Zedler (eds.), *Foundations of Restoration Ecology*, Washington, Island Press, pp. 142-165.

- Matamoros, V. y J.M. Bayona [2006], "Elimination of pharmaceuticals and personal care products in subsurface flow constructed wetlands", *Environmental Science and Technology*, 40:5811-5816.
- Naeem, S. [2006], "Biodiversity and ecosystem functioning in restored ecosystems: extracting principles for a synthetic perspective", D.A. Falk, M. Palmer y B. Zedler (eds.), *Foundations of restoration ecology*, Washington, Island Press, pp. 210-238.
- Pace, M.L., J.J. Cole, S.R. Carpenter y J. Kitchell [1999], "Trophic cascades revealed in diverse ecosystems", *Trends in Ecology and Evolution*, 14:483-488.
- Palmer, M., D.A. Falk y B. Zedler [2006], "Ecological theory and restoration ecology", D.A. Falk, M. Palmer y B. Zedler (eds.), *Foundations of Restoration Ecology*, Washington, Island Press, pp. 1-14.
- Pimm, S.L. [1982], *Food webs*, Nueva York, Chapman and Hall.
- ____ [1991], *The balance of nature?*, Chicago, Chicago University Press.
- Post, D.M. [2002], "The long and short of food-chain length", *Trends in Ecology and Evolution*, 17:269-277.
- Rabalais, N.N., R.E. Turner, B.K.S. Gupta, E. Platon y M.L. Parsons [2007], "Sediments tell the history of eutrophication and hypoxia in the northern Gulf of Mexico", *Ecological Applications*, 17:S129-S143.
- Scheffer, M. [1998], *Ecology of Shallow Lakes*, Londres, Chapman & Hall.
- ____, S.R. Carpenter, J.A. Foley, C. Folke y B. Walker [2001], "Catastrophic shifts in ecosystems", *Nature*, 413:591-596.
- ____, R. Portielje y L. Zambrano [2003], "Fish facilitate wave resuspension of sediment", *Limnology and Oceanography*, 48:1920-1926.
- Sindilariu, P.D., C. Schulz y R. Reiter [2007], "Treatment of flow-through trout aquaculture effluents in a constructed wetland", *Aquaculture*, 270:92-104.
- Smith, E., R. Gordon, A. Madani y G. Stratton [2006], "Year-round treatment of dairy wastewater by constructed wetlands in Atlantic Canada", *Wetlands*, 26:349-357.
- Tanaka, N., K. Jinadasa, D. Werellagama, M.I.M. Mowjood y W.J. Ng [2006], "Constructed tropical wetlands with integra-

- ted submergent-emergent plants for sustainable water quality management", *Journal of Environmental Science and Health, Part A-Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 41(10):2221-2236.
- Tanner, C.C., J.S. Clayton y M.P. Upsdell [1995], "Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands. 1. Removal of oxygen-demand, suspended-solids and fecal-coliforms", *Water Research*, 29:17-26.
- Vander Zanden, J., J. Olden y C. Gratton [2006], "Food web approach in restoration ecology", D.A. Falk, M. Palmer y B. Zedler (eds.), *Foundations of Restoration Ecology*, Washington, D.C., Island Press, pp. 165-190.
- Vincent, G. [1994], "Use of artificial wetlands for the treatment of recreational waste-water", *Water Science and Technology*, 29:67-70.
- Vymazal, J., J. Svehla, L. Kropfelova y V. Chrastny [2007], "Trace metals in *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* growing in constructed and natural wetlands", *Science of the Total Environment*, 380:154-162.
- Wetzel, R. [2001], *Limnology. Lake and River Ecosystems*, San Diego, Academic Press.
- Worrall, P., K.J. Peberdy y M.C. Millett [1997], "Constructed wetlands and nature conservation", *Water Science and Technology*, 35:205-213.
- Zambrano, L., J. Beijer, F. Roozen y M. Scheffer [2005], "A method for measuring effects of bioturbation and consolidation on erosion resistance of aquatic sediments", *Archiv fur Hydrobiologie*, 162:327-337.
- Zambrano, L., M. Scheffer y M. Martinez-Ramos [2001], "Catastrophic response of lakes to benthivorous fish introduction", *Oikos*, 94:344-350.
- Zbikowski, J. y J. Kobak [2007], "Factors influencing taxonomic composition and abundance of macrozoobenthos in extralittoral zone of shallow eutrophic lakes", *Hydrobiologia*, 584:145-155.

8. SOLUCIONES DE LA TEORÍA ECONÓMICA PARA LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA

Alonso Aguilar Ibarra, Rosario H. Pérez Espejo
y Sara Ávila Forcada

INTRODUCCIÓN

La contaminación del agua es resultado de actividades económicas que repercuten no sólo en el medio acuático, sino también en diversas actividades humanas. Desde el punto de vista de la economía, la contaminación representa un costo social que implica una pérdida de bienestar general y se relaciona con un concepto fundamental en la teoría económica, particularmente en la economía ambiental: *externalidad*.

La externalidad significa que el mercado no funciona de forma adecuada y que los precios no reflejan todos los beneficios o todos los costos. La contaminación, ya sea del aire, del agua o del suelo, constituye un claro ejemplo de externalidad; nadie asume sus costos, pero todos sufrimos sus efectos. Una manera de *internalizar* el costo ambiental es mediante la intervención del gobierno con una política que obligue a los participantes a asumir cierto comportamiento.

Para explicar el fenómeno de manera gráfica, supóngase que una fábrica de pulpa de papel descarga sus desechos a un río. Si no hay reglamentación contra la contaminación, y el papel se vende

[221]

en un mercado perfectamente competitivo,¹ entonces el precio y la cantidad producida serán P^* y Q^* , respectivamente (gráfica 1), en la intersección entre las curvas de demanda de papel por los consumidores y de *costo marginal privado* (costo de producir papel) o también conocida como curva de oferta. Dado que la producción contamina el río y afecta negativamente el bienestar de otros usuarios aguas abajo (entre ellos centros recreativos, agricultores o pescadores), se genera un costo social que se representa por la curva del costo marginal social más elevado. La diferencia entre los costos social y privado se denomina *externalidad* y se muestra como una línea vertical en la gráfica 1.

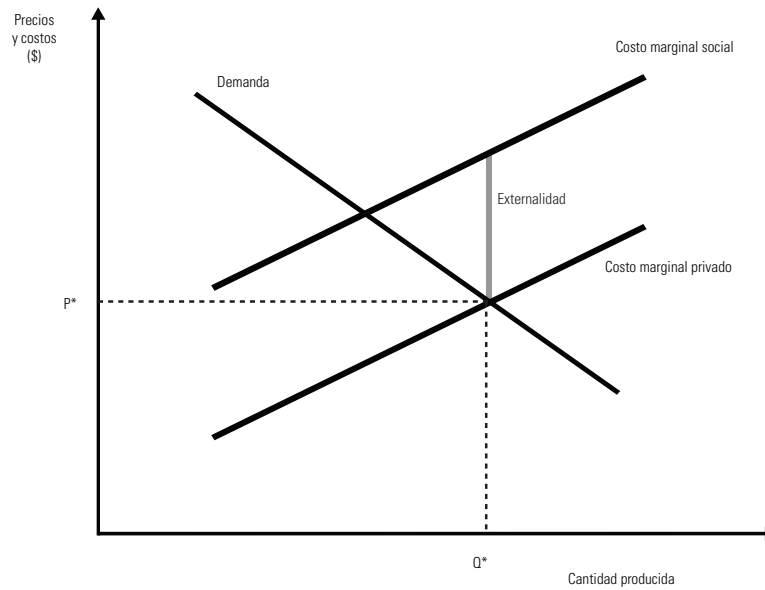
La experiencia ha demostrado que dos fenómenos suelen acompañar la existencia de estas externalidades. Por un lado, no se tomará ninguna acción que remedie el deterioro mientras no haya una amenaza severa (no se llega a un punto de no retorno o umbral) para la salud humana, para el desarrollo de otras especies o para el desarrollo industrial [Zylilc, 1998]; por ejemplo, en el decenio de 1970, varios ríos europeos estaban tan contaminados que ya habían perdido su fauna acuática y en ese punto se aplicaron medidas para mejorar la calidad del agua. Por otro lado, la externalidad, como un deterioro del medio ambiente, afecta más a los estratos más pobres. Reddy y Behera [2005] muestran que en algunos casos la población más pobre de los países en desarrollo sufre las consecuencias más graves de la degradación ambiental.

Aquí se debe hacer una anotación: la contaminación del agua puede reducirse si se disminuye la producción causal o mediante la inversión en tecnologías limpias (diagrama 1). Sin embargo, bajar el nivel de producción de cualquier empresa resulta muy caro, así como la limpieza *ex post*.

Desde el punto de vista técnico, a largo plazo es menos costoso invertir en soluciones *ex ante* (programas de prevención con tecnologías limpias, prácticas agrícolas sostenibles y educación

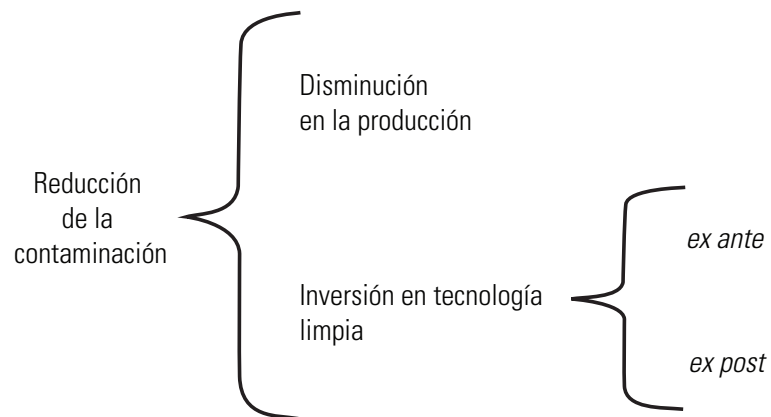
¹ Cuyos supuestos difícilmente tienen lugar en el mundo real: información perfecta, múltiples compradores y vendedores que no influyen en el precio e inexistencia de obstáculos a la entrada a la actividad. De cualquier manera, este modelo de referencia sirve para comprender los aspectos básicos de la economía ambiental.

GRÁFICA 1. EXPRESIÓN GRÁFICA DE UNA EXTERNALIDAD



Fuente: Basada en Pearce y Turner [1990].

DIAGRAMA 1. ENFOQUES PARA EL CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN



Fuente: Elaboración propia.

ambiental) que en soluciones *ex post* (instalación de sistemas de tratamiento del agua ya contaminada). Además, si el tipo de contaminantes deja de ser el mismo, debido a cambios en los procesos de producción, las plantas de tratamiento podrían resultar inútiles.

Andersen [2001] menciona que Dinamarca realizó enormes inversiones en instalaciones hidráulicas durante el decenio de 1970 y ahora registra un excedente de plantas de tratamiento, muchas en la actualidad fuera de operación. En contraste, Holanda invirtió en tecnologías limpias desde un principio y redujo de modo sustancial la contaminación del agua. Como se expone en el capítulo de Jiménez Cisneros en este libro, existen posibilidades tecnológicas efectivas para remediar la calidad del agua; incluso la restauración ecológica puede ser otra opción (véase el capítulo anterior).

Cualquier método implica un elevado costo que debe cubrir la sociedad (particulares, el erario público o ambos), y posponer las inversiones para descontaminar el agua puede traer consigo mayores costos [Perkins, 2003].

Las preguntas clave en la gestión de la calidad del agua son: ¿cómo financiar las mejoras tecnológicas, los programas de educación ambiental y los de restauración ecológica?, ¿cómo influir en el comportamiento de los agentes que producen la contaminación para mejorar la calidad del agua?, y ¿quién debe asumir los costos? En este capítulo se explican diversas propuestas, desde los puntos de vista teórico y práctico, para responder estas preguntas. El objetivo es describir los principales instrumentos de gestión para mejorar la calidad del agua, con un enfoque basado en la teoría económica, especialmente la economía ambiental.²

MARCO TEÓRICO

Con fines esquemáticos, se presenta un caso sencillo. La producción de un bien genera, además de beneficios, daños ambientales;

² Para un análisis más detallado, véanse Pearce y Turner [1990], y Martínez Alier y Roca Jusmet [2000].

en otras palabras, a mayor producción, mayor contaminación. La gráfica 2 muestra la curva de daño ambiental marginal asumiendo que el costo del daño se puede medir en términos monetarios. Al mismo tiempo, la producción conlleva un beneficio marginal representado por la curva con pendiente negativa; significa que el beneficio del primer bien producido es muy alto, pero el del milésimo es mucho menor. Una empresa maximiza su beneficio total cuando el beneficio marginal es igual a cero, por lo que el productor trata de producir siempre al nivel de Q_{π} , en que la curva de beneficio marginal corta al eje de las abscisas (gráfica 2).

Según la gráfica, producir en ese nivel dañaría mucho al ambiente y una manera de conciliar las actividades económicas con una calidad ambiental aceptable sería encontrar un equilibrio o *nivel óptimo de contaminación*. Este punto se representa por la intersección de la curva del *costo ambiental marginal* y la curva del *beneficio marginal del productor*, y corresponde a un nivel de producción Q^* intermedio entre un óptimo estrictamente ecológico (daño ambiental igual a cero) y uno estrictamente económico (maximización de beneficios del productor).

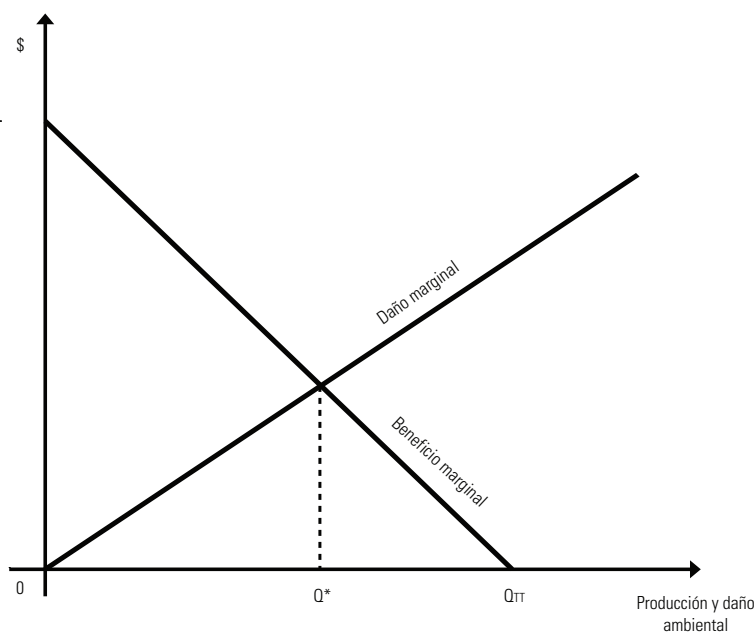
La economía propone diversos instrumentos de política para alcanzar objetivos ambientales, que suelen clasificarse en: instrumentos de comando y control o regulaciones directas, instrumentos de mercado, incentivos flexibles, y programas voluntarios. Se explicarán a continuación.

Instrumentos de comando y control

Los instrumentos del enfoque directo que más se emplean para controlar la contaminación son las normas ambientales, las cuales pueden ser voluntarias u obligatorias y en general las aplica el gobierno. En México, la Ley Federal de Metrología y Normalización (1992) reglamenta dos tipos de normas: las Normas Oficiales Mexicanas (NOM), de carácter obligatorio en temas relacionados con la salud humana, vegetal y animal, la seguridad y el ambiente; y las Normas Mexicanas, que son voluntarias.

Tanto esa ley como la Ley de Aguas Nacionales facultan a la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat)

GRÁFICA 2. DAÑO AMBIENTAL MARGINAL



Fuente: Basada en Pearce y Turner [1990].

y a su órgano desconcentrado, la Comisión Nacional del Agua (CNA), para elaborar NOM de productos, procesos y servicios en el sector referente al agua (véase el capítulo de Aguilar, Mazari y Jiménez en este libro).

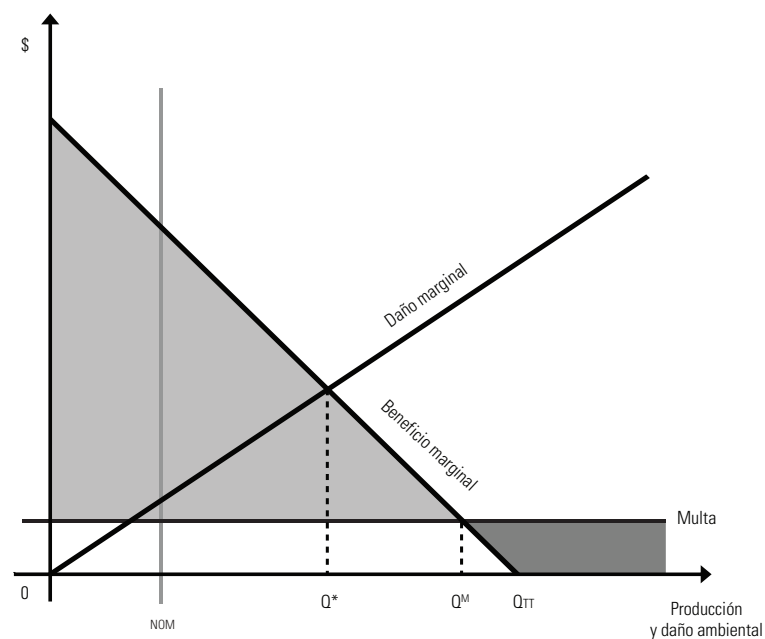
Pearce y Turner [1990] señalan que el éxito de la aplicación de una norma depende de manera sustancial de:

- El incentivo económico para no transgredir la ley (en este caso una multa).
- La probabilidad de ser aprehendido.
- La información disponible para calcular el monto “eficiente” de la multa y calcular el daño ambiental “óptimo”.

Como se explica en las gráficas 3 y 4, cumplir con esos requerimientos es difícil. Con base en la gráfica 2, supóngase que la autoridad competente impone un nivel de daño ambiental (o de producción) que no debe rebasar lo establecido en una norma; por eso, se muestra como una línea vertical en la gráfica 3, y se mide ya sea en términos de cantidad de producto o de contaminante. Al mismo tiempo, hay una multa que se representa como una línea horizontal porque se mide en términos monetarios.

Como se observa en la gráfica 2, el productor trata de obtener el beneficio máximo, es decir, el punto que se ubique más a la derecha en la curva del beneficio marginal (Q^*). Pero, en la gráfica 3, la multa aumenta la superficie del área en la cual resulta más caro producir que dejar de hacerlo (zona sombreada en gris oscuro), por lo que la producción que maximiza el beneficio bajo

GRÁFICA 3. FALTA DE COMPATIBILIDAD ENTRE UNA MULTA Y UNA NORMA (NOM)



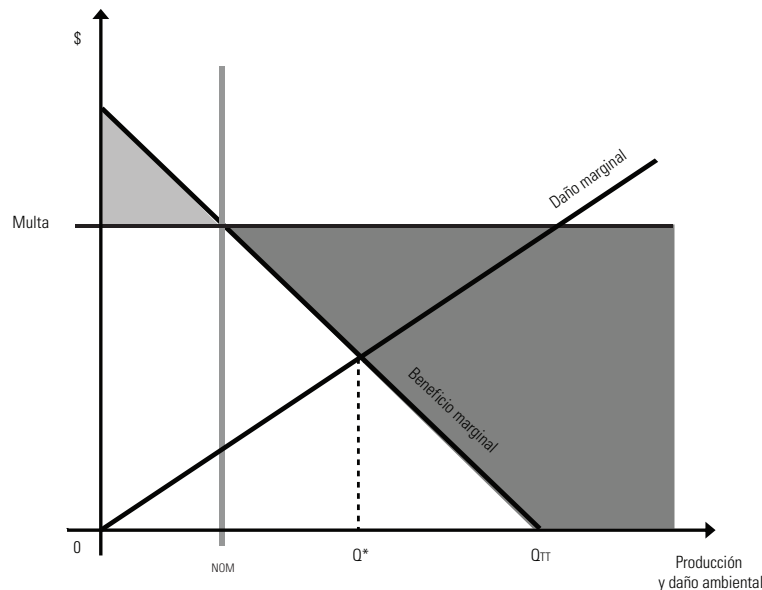
Fuente: Basada en Pearce y Turner [1990].

esta restricción se sitúa al nivel Q^M . Obsérvese que este nivel es mayor no sólo al óptimo teórico (Q^*), sino también al establecido por la norma. Significa que el productor preferirá pagar la multa a disminuir su producción ya que el nivel Q^M sigue en “números negros” (zona gris claro).

Como se puede observar, la multa en este caso no es un disuasivo lo suficientemente poderoso para incentivar el cumplimiento de la norma y en consecuencia se seguirá contaminando el agua. Entonces, ¿cuál es el nivel de multa necesario para esta norma? La respuesta está en la gráfica 4.

El productor no tendrá interés en producir o contaminar más de lo que permite la norma por temor a sufrir pérdidas debido a la multa. En términos teóricos, se puede argumentar que el nivel de la norma no es el óptimo para la sociedad en su conjunto, ya que el óptimo se encuentra a la derecha en el eje de las abscisas (Q^*). Es decir, se puede contaminar “un poco más”, pero al mismo tiem-

GRÁFICA 4. COMPATIBILIDAD ENTRE UNA MULTA Y UNA NORMA (NOM)



Fuente: Basada en Pearce y Turner [1990].

po crear riqueza por medio de los procesos económicos, sin causar un daño extremo al ambiente.

Una norma tan estricta como ésta se podría justificar para un contaminante en extremo peligroso, pero la multa debe ser alta. En otras palabras, se le da un valor negativo alto al contaminante y por consiguiente su “precio” debe ser alto: el valor negativo es la multa. Falta anotar que se está presuponiendo una inspección y vigilancia efectivas, ya que el nivel fijado por la norma difícilmente será respetado si hay una mínima probabilidad de ser capturado por transgredir la ley.

En la práctica, inspeccionar, vigilar y hacer cumplir las normas es costoso y complicado debido, entre otros factores, a la diversidad tecnológica involucrada en el control ambiental. Por ello, las normas no deben convertirse en instrumentos únicos de gestión; son una buena guía porque ayudan a dar un marco claro de la política ambiental de un gobierno, pero deben acompañarse de cargos o multas disuasivos, inspección y vigilancia efectivas, incentivos económicos (subsidios, impuestos, mercados, financiamiento, etcétera) y programas de educación y asistencia técnica.

Instrumentos económicos

Al comienzo de este capítulo se explicó que el problema de contaminación ambiental se conceptualiza como un costo externo que afecta a terceros (los grupos sociales) y que no lo asume quien lo genera. Así se concibe la *externalidad*, pero la cuestión fundamental es cómo internalizarla. En el enfoque de instrumentos económicos, la intervención del gobierno se orienta a darle un “precio” a la contaminación, de manera que se pueda “absorber” en el sistema de mercado. Como ya se expuso, para que un incentivo económico sea efectivo, debe imponerse a un nivel que realmente influya en el comportamiento del usuario. Los principales instrumentos económicos de internalización del costo ambiental incluyen los impuestos, los subsidios y los mercados de emisiones.

En 1920, Arthur C. Pigou propuso un impuesto para internalizar los costos sociales. De ahí proviene el término *impuesto pi-*

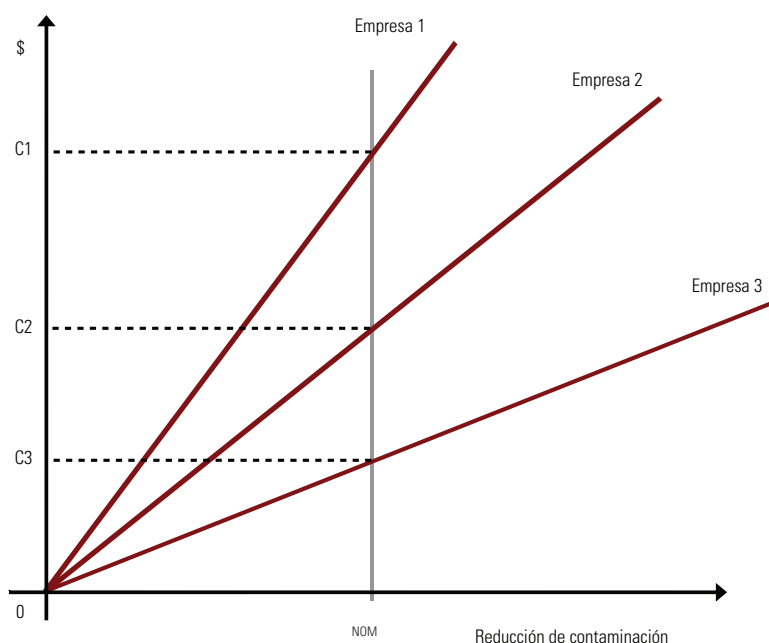
guyano, como un cargo monetario que posteriormente se aplicó a los procesos de contaminación ambiental y que dio origen al conocido principio “el que contamina, paga”, adoptado por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) en 1972. Este principio no se concibe como una compensación por un daño ambiental accidental, sino como el pago de un impuesto o un cargo de forma constante por parte del contaminador, por el servicio ambiental que le proporcionan los recursos suelo, agua o aire para que vierta sus desechos.

En la práctica, los impuestos y los subsidios van ligados de manera estrecha. El principio teórico es el siguiente: supóngase que existen tres empresas que producen un mismo bien pero reducen la contaminación con tres tecnologías distintas y por tanto con costos marginales disímiles (gráfica 5); imagínese, además, que las tres deben cumplir con la misma norma (el gobierno no puede establecer normas personalizadas).

En la gráfica 6 se supone un impuesto para las tres empresas a fin de cumplir con la normatividad ambiental. Se observa que para la empresa 1 es más costoso cumplir con la norma que pagar el impuesto y, en consecuencia, abatirá la contaminación (R1) menos que lo requerido por la norma NOM; en otras palabras, será la más contaminante; la empresa 2 paga el impuesto y cumple con la norma (R2); la empresa 3 es más eficiente (le resulta menos costoso abatir la contaminación) y limpia (R3), aunque de cualquier modo debe pagar el impuesto. Desde un punto de vista generalizado (y *ceteris paribus*), la reducción de la contaminación de la empresa 3 compensa lo que contamina la empresa 1, y el nivel de contaminación general requerido por la NOM tiene mayor probabilidad de ser cumplido.

Las tres empresas pagaron el impuesto y aunque no todas cumplen con la norma, se logra el nivel de calidad ambiental deseado. Bajo ese esquema, lo ideal es aplicar el principio *del ambiente para el ambiente*; significa que el dinero colectado por los *impuestos ambientales* deben dirigirse a mejorar el ambiente por medio de la creación de fideicomisos o fondos etiquetados, al combinar impuestos y subsidios. Así funciona en la práctica el principio *el que contamina paga*: la internalización se alcanza no sólo con ciertos

GRÁFICA 5. APLICACIÓN DE UNA NORMA (NOM) CUANDO LAS EMPRESAS TIENEN DIVERSAS TECNOLOGÍAS Y COSTOS PARA REDUCIR LA CONTAMINACIÓN



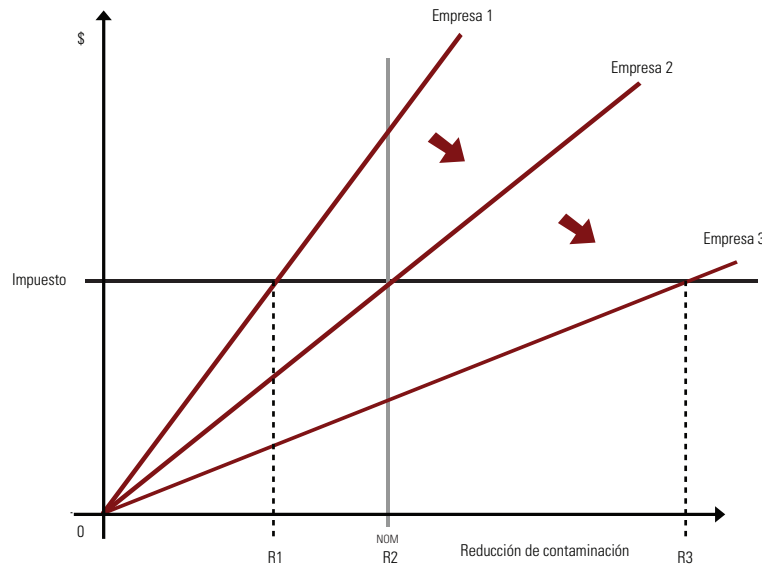
Fuente: Basada en Pearce y Turner [1990].

impuestos a los contaminadores, sino también con subsidios otorgados a veces a expensas de otros contribuyentes, de tal forma que la sociedad en su conjunto comparte el costo, ayuda a reducir la contaminación y así aumenta el bienestar social.

En Europa, por ejemplo, los impuestos y cargos colectados a nivel de cuenca van a un fondo que las empresas pueden emplear para invertir en tecnología limpia, sistemas de tratamiento de aguas residuales, educación ambiental y restauración ecológica [Andersen, 2001]. De acuerdo con Talec [1998], este sistema ha funcionado gracias a tres importantes factores:

1. La presión financiera de la autoridad de cuenca sobre los contaminadores.

GRÁFICA 6. EFECTO DE UN IMPUESTO CUANDO LAS EMPRESAS TIENEN DIVERSAS TECNOLOGÍAS Y COSTOS PARA REDUCIR LA CONTAMINACIÓN



Fuente: Basada en Pearce y Turner [1990].

2. La presión del gobierno para hacer cumplir la ley de aguas.
3. La presión del público y los medios que ahora prestan mayor atención a los problemas ambientales.

De manera gráfica, las flechas que se muestran en la gráfica 6 representan el efecto de la ayuda financiera para las empresas más contaminantes, lo que les servirá para invertir en tecnología más limpia y ser más eficientes en reducir la contaminación. Una vez que se ha conseguido abatir la contaminación y se cumple la norma, el impuesto puede eliminarse o, de permanecer, aplicarse en fondos *del ambiente para el ambiente* con los siguientes fines:

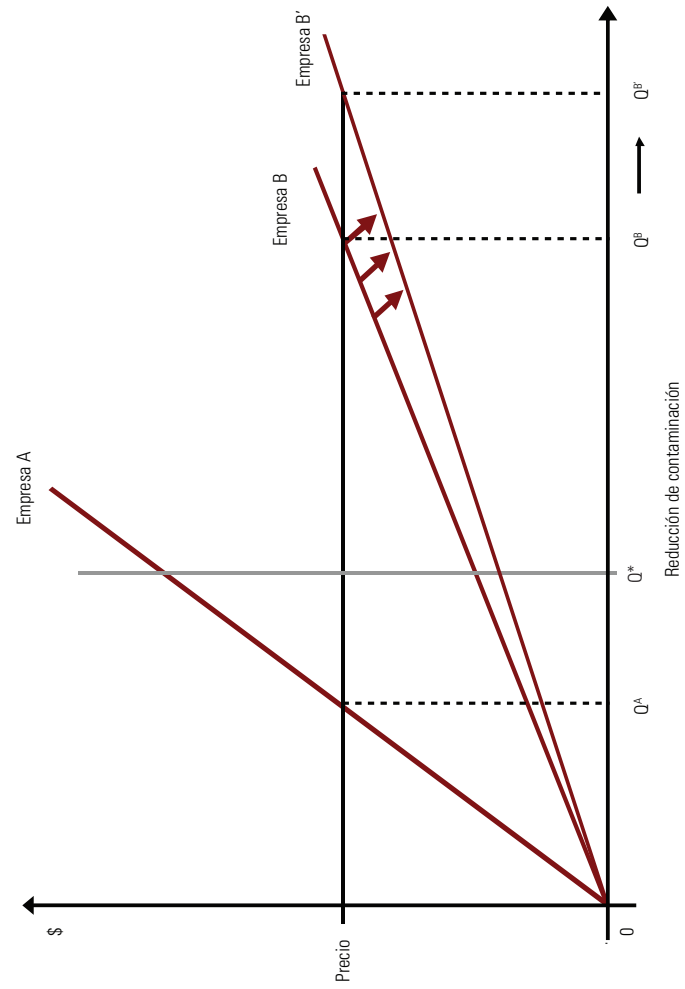
- Programas de restauración ecológica para aliviar el daño producido por la actividad económica.

- Instalaciones de obra pública para sanear el ambiente (contenedores de desechos, plantas de energía eléctrica, plantas de tratamiento de residuos sólidos o agua, etcétera).
- Mayor inspección, vigilancia y monitoreo.
- Educación o sensibilización ambiental.
- Subsidios a otros contaminadores para abatir los costos de reducción de la contaminación.
- Pagos por servicios ambientales.
- Inversión en investigación y desarrollo.

Otra posibilidad de financiamiento de las mejoras tecnológicas es el mercado de permisos. El principio de los mercados de emisiones se basa en el cálculo de un nivel máximo permisible de contaminación en el agua; las empresas tienen la opción de comprar “permisos o cuotas de contaminación” a otras empresas para seguir produciendo, siempre y cuando no se rebase el límite máximo global de contaminación permitida. La autoridad debe calcular ese nivel bajo una política ambiental definida. Así, como en el caso del principio *el que contamina, paga*, los mercados de emisiones no eliminan totalmente la contaminación pero sí la reducen a un nivel *sostenible*, además de que solucionan el problema de externalidad. En este caso, la internalización se lleva a cabo con el precio del mercado de permisos para contaminar que regula las transacciones entre empresas [Xepapadeas, 1999].

Lo anterior se puede explicar de la siguiente forma. La gráfica 7 es muy parecida a la anterior, pero se diferencia en que sólo hay dos empresas: A y B. En lugar de aplicar un impuesto para toda la industria, hay un precio de mercado que corresponde al *mercado de permisos para contaminar*. Dado que la empresa B es más eficiente para reducir la contaminación y cumple en exceso con el nivel óptimo Q^B (o el equivalente a la norma ambiental), recibe el incentivo económico de obtener una ganancia extra (además de las ventas de su producto) al venderle a la empresa A permisos para contaminar, ya que esta última no tiene los procesos o tecnologías suficientes para lograr el nivel óptimo ambiental. Si la ganancia adicional es un incentivo fuerte para la empresa B, ésta puede

GRÁFICA 7. FUNCIONAMIENTO DE UN MERCADO DE PERMISOS PARA REDUCIR LA CONTAMINACIÓN



Fuente: Basada en Pearce y Turner [1990].

invertir en bajar aún más la contaminación para vender más permisos (Q^B en la gráfica 7). En consecuencia, el bienestar social aumentará, ya que el resultado será una mejoría en las condiciones ambientales.

Incentivos flexibles

Los incentivos flexibles son instrumentos en los cuales se especifican objetivos de gestión ambiental, pero se deja al productor la libertad de seleccionar la manera de alcanzarlos. Incluyen, además de los ya señalados, ecoetiquetas, persuasión moral, educación, asistencia técnica y certificación verde, entre otros. De acuerdo con Batie y Ervin [1999], el diseño de incentivos flexibles involucra cuatro características fundamentales:

- Son un medio y no un fin en sí mismos, y su éxito depende en gran medida de la claridad de los objetivos buscados.
- No son una panacea y la mejor forma de enfocarlos es mediante una combinación que se ajuste a condiciones sociales, económicas y ambientales locales.
- Representan elevados costos de transacción, cuya reducción puede requerir reformas institucionales; el reto político es cómo reducir estos costos.
- Para su puesta en marcha se requiere un alto nivel de capacidades humanas de manejo, tanto por parte del productor como de la autoridad.

Programas voluntarios

Hay ocasiones en las cuales los instrumentos económicos tradicionales no se pueden aplicar para controlar la contaminación, como en el caso de la contaminación difusa que se abordó a fondo en el capítulo de Pérez Espejo en este libro. A manera de recordatorio, las descargas difusas no son observables ni cuantificables, y no es posible identificar al responsable de la descarga, así que no se pueden monitorear. Por tanto, la información necesaria para aplicar

los instrumentos óptimos de control de la contaminación muchas veces no está disponible. Además, los costos de inspección y vigilancia por parte de la autoridad se vuelven enormes.

Según Horan y colaboradores [2001], hay cuatro tipos de programas voluntarios para el mejoramiento de la calidad del agua:

- *Educación*: proyectos demostrativos, asistencia técnica, seminarios y otros.
- *Investigación y desarrollo*: generación de tecnologías “verdes”, “sustentables” y “orgánicas”, que incluyan el manejo integrado de plagas, rotación de cultivos, manejo de estiércoles, biotecnología, etcétera.
- *Pagos verdes*: incentivos que no distorsionen precios de mercados, para adoptar tecnologías amigables ambientalmente.
- *Cumplimiento para la conservación*: programas eficientes cuando se vinculen a los programas de subsidios, condicionando éstos los resultados de conservación del suelo.

Otro tipo de instrumentos voluntarios son las normas propuestas por la Organización Internacional para la Normalización (ISO, por sus siglas en inglés). Esta organización no gubernamental se creó en 1947 para promover el desarrollo de normas internacionales voluntarias, en principio sobre procedimientos y procesos de calidad de productos para facilitar los intercambios comerciales internacionales. En 1996 se diseñó la serie ISO-14000 para reducir el impacto ambiental de la industria [Scott, 1999], pero el hecho de que las normas sean voluntarias, limita mucho su utilización para empresas sin presencia notoria en los mercados internacionales y que, por tanto, no les interesa certificarse.

APLICACIONES

En el caso de los instrumentos de comando y control ejemplificado con las normas, resulta muy difícil cumplir con los requisitos para que por sí solos sean un instrumento eficiente de gestión,

sobre todo por el costo de inspección y vigilancia. A esto se suma que en muchos países en desarrollo las instituciones son débiles en términos de capital humano, recursos financieros y organización; por lo que la autoridad carece de la credibilidad necesaria para exigir el cumplimiento de las normas, como sucede en México [Pérez, 2006] y Tailandia [Hettige *et al.*, 1996].

Con respecto a los instrumentos económicos, los impuestos a los insumos agrícolas o a la descarga se han aplicado con éxito en China, Colombia, Malasia y Filipinas [Dasgupta *et al.*, 2002; Kathuria 2006]. En el caso mexicano existen cargos por contaminación, en forma de tasas anuales establecidas en la Ley Federal de Derechos en Materia de Agua, que se asocian con las normas sobre descargas de aguas residuales.

En lo que se refiere a la contaminación difusa, el Instituto Nacional de Ecología (INE) ha propuesto una solución a la contaminación por plaguicidas mediante la aplicación de un impuesto ambiental que se basa en los niveles de toxicidad del plaguicida y que toma en cuenta tres elementos: 1) que exista proporción entre el monto del impuesto y la toxicidad, 2) que sea fácil de recolectar y difícil de evadir, y 3) que se recicle en beneficio de los agricultores afectados por el impuesto [Muñoz y Ávila, 2005].

El INE reconoce que un impuesto ambiental a los plaguicidas difícilmente alcanzará objetivos de política por sí mismo y, como con frecuencia se señala para las políticas agroambientales, este instrumento debe acompañarse de programas de educación, inversión en tecnología alternativa, investigación, mejores prácticas de manejo, asistencia técnica y financiamiento. Sin embargo, el principio *el que contamina, paga* requiere no sólo cobrar el impuesto, sino reinvertirlo en tecnología de tratamiento de aguas, así como en tecnología limpia.³ Esto permitiría el otorgamiento de subsidios para compartir el costo de la tecnología con las empresas y municipios que vierten desechos en los cuerpos de agua. Sin incentivos económicos, será muy difícil lograr que las empresas

³ La inversión para disminuir el deterioro ambiental es importante sobre todo cuando los contaminadores mantienen el “comportamiento sucio” a pesar del impuesto.

inviertan de forma voluntaria en procedimientos y tecnologías de depuración de aguas.

En el caso de Europa, existe un fideicomiso a cargo de las agencias dedicadas a la gestión del agua en cada cuenca (Agencias del Agua), para después redistribuirlo entre las empresas contaminantes ayudándoles así a invertir en tecnología para el saneamiento de aguas. El fideicomiso también aporta dinero para el monitoreo físicoquímico del agua y de los componentes bióticos. Dichos incentivos han permitido la restauración ecológica en los ríos europeos gracias al control de la contaminación puntual. El objetivo de esta política es repartir el costo entre toda la sociedad con la idea de que disminuir la contaminación del agua incrementa el bienestar general. Sin embargo, el principio *el que contamina, paga* no es fácil de aplicar en el caso de la contaminación difusa [Mollard, 1997] ya que es extremadamente difícil medir la contribución de cada productor al aumento general del nivel de contaminantes en un río (véase Pérez Espejo en esta obra).

Sobre los subsidios, O'Connor [1994] propone que sólo se empleen como ayuda a empresas de bajos ingresos o a municipios en los países en desarrollo. Si éstos se dirigen a la producción de insumos (agua para riego, fertilizantes, agroquímicos o créditos blandos),⁴ el resultado no sólo será una distorsión en precios y mercados, sino mayores niveles de contaminación ambiental [Barbier y Bishop, 1995]. Un subsidio bien utilizado para remediar la contaminación del agua es el que ya se mencionó para las Agencias de Agua Europeas, exclusivamente dedicado a la inversión en tecnologías para el saneamiento de aguas.

En México, los subsidios agrícolas suelen buscar objetivos de productividad a corto plazo; de manera que se subsidian los usos del agua, la electricidad y los insumos agrícolas, y se promueve el uso de estos insumos en detrimento del medio ambiente y de la misma productividad agrícola futura. Por ello, se sugiere contar con subsidios diferenciados que reconozcan el alto grado de heterogeneidad de la agricultura mexicana. Hay algunos ejemplos de subsidios para eliminar la contaminación puntual que han funcio-

⁴ Lo cual está proscrito por la Organización Mundial del Comercio.

nado en países en desarrollo como Polonia y Colombia [Dasgupta *et al.*, 2002; Kathuria, 2006].

Como una forma alternativa para corregir la falla de mercado que se presenta cuando hay una externalidad, en Estados Unidos recientemente se han puesto en marcha los mercados de emisiones, no sólo para el control de la contaminación del aire, sino también del agua. El funcionamiento de mercados de emisiones o de permisos para contaminar es incipiente, pero con resultados positivos en el control de la contaminación del agua [Jarvie y Solomon, 1998]. Para que se logre un comercio de tal tipo, se requiere un enorme compromiso por parte de las autoridades estatales en términos de costos de administración y de adquisición de información básica [Ribaud y Casey, 1999]; requisitos que con dificultad se pueden cumplir en países en desarrollo.

Los programas voluntarios casi siempre se han aplicado en la agricultura de algunos países industrializados, de tal suerte que los productores cambien algunas prácticas agrícolas nocivas para el ambiente. Entre los instrumentos más utilizados de la política voluntaria están las Buenas Prácticas de Manejo en América del Norte y el de Medidas Agroambientales en Europa.

Una limitante de los acuerdos voluntarios es que, por lo menos a corto plazo, no han inducido modificaciones notables en el comportamiento de los contaminadores, tal y como lo demuestran Lacroix y colaboradores [2005] para los programas de reducción de nitratos en Europa. De manera similar, Young y Karkoski [2000] demostraron que el programa de Buenas Prácticas de Manejo tampoco redujo la contaminación en el Valle de San Joaquín, California. En consecuencia, sólo cuando las medidas voluntarias se combinan con incentivos económicos pueden alcanzarse resultados positivos, ya que la búsqueda de beneficios siempre priva sobre las prácticas ambientales amigables, a menos que éstas produzcan ganancias monetarias o mejoras en la calidad de vida de los productores [Horan *et al.*, 2001].

Por otra parte, hay ejemplos exitosos de programas voluntarios en países en desarrollo, como el Programa de Ríos Limpios (PROKASIH) de Indonesia, en el cual el gobierno y grandes productores se

comprometieron, desde fines del decenio de 1980, a limpiar las aguas superficiales más contaminadas. Esta estrategia incluyó la capacitación en monitoreo, supervisado por universidades locales [O'Connor, 1994; Hettige *et al.*, 1996].

Ninguno de los programas voluntarios para la gestión ambiental puestos en marcha en México tiene como objetivo específico el mejoramiento de la calidad del agua en forma directa, sino que se orientan a la preservación de fuentes y al uso racional de las mismas. Entre ellos se encuentran la Cruzada Nacional por los Bosques y Agua, Estrategia de Manejo Integral de Cuencas, Alianza para el Campo, Programa de Adecuación de Derechos de Usos del Agua y Redimensionamiento de Distritos de Riego (PADUA), Programa de Pagos de Servicios Ambientales Hidrológicos, Permiso Único de Siembra, y Procampo Ecológico. El efecto de dichos programas ha sido limitado porque operan en extensiones muy reducidas de la superficie agrícola y benefician a pocos productores; en su mayoría no han sido evaluados ni se les ha dado seguimiento.

Los pagos verdes se han aplicado con éxito en Costa Rica, donde los propietarios rurales han sido compensados por los servicios ambientales que prestan, lo cual ha estimulado la conservación de los bosques [Postel y Thompson, 2005]. Este pago por servicios ambientales, aunque ya se aplica en diversos países (incluyendo México), se basa en un subsidio gubernamental para campesinos o ejidatarios y no en un pago directo por parte de usuarios finales. El problema potencial es que el éxito depende por completo del subsidio y no de un sistema autofinanciable entre usuarios.

La persuasión es un nuevo instrumento regulador que encuentra ejemplos en Estados Unidos, Indonesia y Filipinas [Dasgupta *et al.*, 2002]. Tal como lo señalan Hettige y colaboradores [1996], la presión de la comunidad y el prestigio ambiental de algunas empresas también inciden en el mejoramiento de la calidad del agua en algunos países asiáticos.

Finalmente, para asegurar el éxito en la aplicación de instrumentos económicos de gestión, hay que tomar en cuenta las condiciones locales, tanto ambientales como sociales e institucionales [Hahn y Stavins, 1992].

CONCLUSIONES

Los instrumentos para el control de la contaminación del agua deben elegirse de acuerdo con las condiciones locales (involucrando a la población en su diseño) y utilizarse en forma combinada (siempre que sea posible) para que sean más efectivos y se logre aumentar el bienestar general de la población.

A pesar de que muchas veces toda la sociedad asume el costo generado por los contaminadores, siempre será bienvenido un mayor bienestar colectivo como consecuencia de las mejoras ambientales. Se debe poner mayor énfasis en la equidad de la carga en costos y acceso a subsidios, ya que una mala gestión podría ser contraproducente y causar conflictos que impidan la aplicación de los instrumentos adecuados.

Hay que priorizar la prevención de la contaminación con soluciones *ex ante* que representarán un menor costo a largo plazo y mayor bienestar para las generaciones futuras, cumpliendo así con los preceptos originales del desarrollo sustentable.

REFERENCIAS

- Andersen, M. [2001], *Economic Instruments and Clean Water: Why Institutions and Policy Design Matter*, París, OCDE.
- Barbier, E.B. y J.T. Bishop [1995], "Economic values and incentives affecting soil and water conservation in developing countries", *Journal of Soil and Water Conservation*, 50:133-137.
- Batie, S.S. y E.D. Ervin [1999], "Flexible incentives for environmental management in agricultures: a typology", F. Casey, A. Schmitz, S. Swinton y D. Zilberman (eds.), *Flexible Instruments for the Adoption of Environmental Technologies in Agriculture*, Berlín, Springer, pp. 55-78.
- Dasgupta, S., B. Laplante, H. Wang y D. Wheeler [2002], "Confronting the environmental Kuznets curve", *Journal of Economic Perspectives*, 16:147-168.

- Han, R.W. y R.N. Stavins [1992], "Economic incentives for environmental protection: integrating theory and practice", *American Economic Review*, 82:464-468.
- Hettige, H., M. Huq, S. Pargal y D. Wheeler [1996], "Determinants of pollution abatement in developing countries: Evidence from South and Southeast Asia", *World Development*, 24:1891-1904.
- Horan, R.D., M. Ribaud y D.G. Abler [2001], "Voluntary and indirect approaches for reducing externalities and satisfying multiple objectives", J.S. Shortle y D.G. Abler (eds.), *Environmental Policies for Agricultural Pollution Control*, Wallingford y Nueva York, CABI Publishing, pp. 67-84.
- Jarvie, M. y B. Solomon [1998], "Point-nonpoint effluent trading in watersheds: a review and critique", *Environmental Impact Assessment Review*, 18:135-157.
- Kathuria, V. [2006], "Controlling water pollution in developing and transition countries-lessons from three successful cases", *Journal of Environmental Management*, 78:405-426.
- Lacroix, A., N. Beaudoin y D. Makowski [2005], "Agricultural water nonpoint pollution control under uncertainty and climate variability", *Ecological Economics*, 53(1):115-127.
- Martínez Alier, J. y J. Roca Jusmet [2000], *Economía ecológica y política ambiental*, México, PNUMA-Fondo de Cultura Económica.
- Mollard, A. [1997], "Curative or preventive solutions to water non-point source pollution? An approach to water resource sustainability", *Natures Sciences Sociétés*, 5:5-21.
- Muñoz, C. y F.S. Ávila [2005], "Los efectos de un impuesto ambiental a los plaguicidas en México", *Gaceta Ecológica*, 74:43-53.
- O'Connor, D. [1994], *Managing the environment with rapid industrialization: lessons from the East Asia experience*, París, Development Centre Studies-OCDE.
- Pearce, D.W. y K. Turner [1990], *Economics of Natural Resources and the Environment*, Baltimore, Johns Hopkins University.
- Pérez Espejo, R.H. [2006], *Granjas porcinas y medio ambiente. La contaminación del agua en La Piedad, Michoacán*, México, Plaza y Valdés-UNAM-Semarnat.

- Perkins, R. [2003], "Environmental leapfrogging in developing countries: a critical assessment and reconstruction", *Natural Resources Forum*, 27:177-188.
- Postel, S.L. y B.H. Thompson [2005], "Watershed protection: capturing the benefits of nature's water supply services", *Natural Resources Forum*, 29:98-108.
- Reddy, V.R. y B. Behera [2005], "Impact of water pollution on rural communities: an economic analysis", *Ecological Economics*, 58:520-537.
- Ribaudo, M. y M.F. Caswell [1999], "Environmental regulation in agriculture and the adoption of environmental technology", F. Casey, A. Schmitz, S. Swinton y D. Zilberman (eds.), *Flexible Instruments for the Adoption of Environmental Technologies in Agriculture*, Berlín, Springer, pp. 7-26.
- Scott, S. [1999], *International Environmental Standards Handbook*, Boca Raton, CRC Press.
- Talec, J.F. [1998], "Les aides et les redevances: 30 ans d'expérience des organismes de bassin Loire-Bretagne", *La participation des usagers à la gestion et au financement des organismes de bassin*, París, Atelier RIOB-UNESCO.
- Xepapadeas, A. [1999], "Non-point source pollution control", J.C.J.M. van den Bergh (ed.), *Handbook of Environmental and Resource Economics*, Cheltenham, Edward Elgar, pp. 539-550.
- Young, T.F. y J. Karkoski [2000], "Green evolution: are economic incentives the next step in nonpoint source pollution control?", *Water Policy*, 2:151-173.
- Zylicz, T. [1998], "Environmental policy in economies in transition", T. Tietenberg y H. Folmer (eds.), *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 1998/1999*, Cheltenham, Edward Elgar, pp. 119-152.



GOBERNANZA Y CALIDAD DEL AGUA



9. ASPECTOS SOCIALES
SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA
Y LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS:
un análisis de conflictos y controversias
en torno al agua

*Alejandro von Bertrab Tamm
y Javier A. Matus Pacheco**

INTRODUCCIÓN

Mujeres indígenas mazahuas marcharon a la Ciudad de México en protesta por el trasvase de agua del Sistema Cutzamala al Distrito Federal, que disminuye la disponibilidad del vital líquido en sus regiones. Campesinos guerrerenses realizaron un plantón en Acapulco para exigir la salida de la Comisión Federal de Electricidad que construye la presa hidroeléctrica La Parota en el río Papagayo con posibles afectaciones directas por inundaciones de tierras de las que dependen miles de familias. Centros de derechos humanos y otras organizaciones locales han denunciado los altos grados de

* Agradecemos al coordinador de la presente edición por incluirnos en el proyecto y a Ana Elisa Villareal Barón por el apoyo en la investigación. Parte del contenido de este capítulo se basa en investigaciones de campo y gabinete de los autores y en una ponencia presentada por el maestro Javier A. Matus Pacheco, en las Jornadas Académicas del CEIICH en enero de 2007, en proceso de publicación.

[247]

contaminación marina en la bahía de Zihuatanejo, Guerrero, que se atribuyen a las descargas generadas por el sector turístico. Agricultores mexicanos y estadounidenses de la cuenca baja del Río Bravo unen fuerzas para protestar contra la decreciente disponibilidad de agua en esta zona, cercana al final del recorrido de este río transfronterizo. Estos ejemplos representan sólo algunas de las múltiples manifestaciones de conflicto en torno al agua que se han vivido en México en años recientes. El agua, ya sea por contaminación, carestía o exceso, es detonante de conflictos sociales.

El agua es un líquido vital para la vida humana, para el desarrollo económico y para asegurar la salud de los ecosistemas. Por tanto, el acceso al agua constituye no sólo un derecho humano universal,¹ sino que el propio recurso de uso colectivo responde a necesidades diversas: más de un núcleo poblacional puede usar el agua de un mismo río y para distintos fines; de un acuífero subterráneo pueden depender actividades agrícolas e industriales y habitantes de localidades aledañas y remotas. Por ello, hay una fuerte prevalencia de conflictos en torno a este recurso.

El presente capítulo brinda una visión general de la problemática alrededor del agua por medio de un análisis conceptual, más que factual, de las causas –los factores que propician diferencias– y un planteamiento sobre los elementos por considerar para prevenirlos. Se argumenta que detrás de las causas de los conflictos relacionados con el agua se encuentran aspectos controvertidos, o diferentes opiniones y posturas relativas a su uso y acceso. Una prevención efectiva de estas situaciones debiera centrarse en encontrar puntos de conciliación de intereses que resuelvan dichas controversias.

El enfoque en la prevención, más que en la resolución, se debe a que la tarea primordial, y la más compleja, en materia de conflictos, es evitar que surjan. El capítulo, además de explicar en qué

¹ En la Cuestión 15, de la Observación General 14 al Artículo 12, “El derecho al disfrute del más alto nivel posible de salud”, del Pacto Internacional de Derechos Económicos, Sociales y Culturales del Comité de Derechos Económicos, Sociales y Culturales (CESCR) de las Naciones Unidas, se hace hincapié sobre la necesidad de los estados de “velar por el suministro adecuado de agua limpia potable” para toda la población [CESCR, 2000].

consisten los problemas, sus causas y vías de prevención, brinda ejemplos concretos sobre casos en México para entender mejor su génesis, consecuencias y posibles maneras de resolverlos.

HACIA UNA DEFINICIÓN DE LOS CONFLICTOS SOCIALES EN TORNO AL AGUA

Antes de entrar a una discusión sobre las causas de los conflictos en torno al agua, es conveniente explorar los principales elementos que conforman los problemas sociales. Quizá no exista algo tan prevalente en las relaciones intrapersonales e interpersonales que el conflicto. En términos generales, Bisno [1988: 14] recuerda que:

el conflicto social se refiere al proceso de interacción que involucra la contienda sobre la demanda en torno a recursos, poder y estatus, creencias y otras preferencias y deseos. La meta de los grupos o personas en conflicto puede extenderse desde simplemente lograr la aceptación de una preferencia particular, o asegurar una ventaja sobre un recurso, hasta el extremo de lastimar o eliminar a los opositores.²

La definición anterior ofrece un buen punto de partida para nuestro ejercicio, pero es necesario complementarla. Los grupos o individuos en una disputa —a los que comúnmente se les denomina *actores*³ en el lenguaje de análisis de conflicto— tienen un interés o una preocupación en los recursos sobre los que existe una contienda [Ramírez, 1999]. Los intereses de los actores están íntimamente relacionados con el significado o importancia que atribuyen a ciertos elementos. En el caso del agua, así como de otros recursos naturales, las contiendas implican una contraposi-

² Parte de la literatura consultada está en inglés. Las traducciones de citas directas son de los autores de este texto.

³ La palabra en inglés *stakeholder* se utiliza para referirse a los actores sociales en una disputa o con intereses encontrados sobre recursos o creencias; alude a tener algo que perder o ganar.

ción o incompatibilidad de intereses específicamente con respecto del acceso y uso del recurso, y diferentes perspectivas sobre la degradación ambiental [Buckles y Rusnak, 1999].

Las incompatibilidades no se circunscriben al ámbito material, ya que existen elementos simbólicos y de identidad que se vinculan con los recursos naturales [Bush y Opp, 1999; Adams *et al.*, 2003]. En el caso del agua, en muchas ocasiones no sólo existe una dependencia sobre el recurso para la subsistencia humana, sino que puede también acarrear significados culturales y sociales que forman parte de la identidad de las personas. Tal es el caso de innumerables grupos indígenas de México cuya cosmovisión está basada en los elementos de la naturaleza y donde el agua tiene un simbolismo fundamental.

Los conflictos se relacionan con la inestabilidad, el resquebrajamiento de las relaciones sociales y la ineludible aparición de ganadores y perdedores. En el caso del agua, algunos elementos negativos pudieran ser la pérdida de acceso al vital líquido y la desintegración de la vida comunitaria. Sin embargo, el conflicto es un proceso de cambio social, por lo que se le puede entender como el medio para ventilar desacuerdos, expresar diferencias, demarcar identidades de grupo y personales, así como alcanzar soluciones creativas. Cuando existen diferencias manifiestas, el proceso de diseñar políticas públicas se vuelve más desafiante pero a la vez más fructífero [Adams *et al.*, 2003].

Los conflictos pueden ser manifiestos o latentes. En los conflictos manifiestos, las partes están conscientes de la problemática y adoptan posturas o formulan estrategias para resolverlos; en los latentes, alguna de las partes no está del todo consciente de la problemática y su manifestación se va postergando en el tiempo. Un ejemplo de conflicto deriva de la contaminación difusa de cuerpos de agua por parte de grupos de actores dedicados a actividades contaminantes, como los acuacultores de camarón en muchas zonas lagunares del país, sin que sea posible atribuir la contaminación a un sólo actor social o se conozca qué grupo la perpetúa.

Las manifestaciones de los conflictos son de distinta índole, aunque un primer paso para su expresión consiste en la formación de *alianzas* entre actores con intereses o preocupaciones similares,

los cuales, a su vez, formulan *estrategias de movilización* de acuerdo con la percepción de lo que se quiere y puede alcanzar. Las diversas estrategias abarcan, entre otras, audiencias públicas, protestas y marchas, publicación de inconformidades en medios de comunicación, actos violentos o la *resistencia pasiva*. Esta última se refiere a la renuencia para realizar labores cotidianas o boicotear las de otros, mediante la deserción, la falta de cooperación o el fingimiento [Scott, 1985].

Los actos violentos no siempre se presentan en todos los conflictos. Recurrir a la violencia depende en gran medida de diversos factores que, según Becerra Pérez y colaboradores [2006] suponen el agotamiento de vías institucionales para resolver los problemas, la presencia de situaciones frustrantes que generan descontento, el rompimiento de acuerdos o tratados entre actores, la existencia de abusos de poder o abusos en el uso de recursos naturales. Esto último ocurre con frecuencia en el caso del agua debido, por ejemplo, a excesos en el uso del recurso en comunidades río arriba en detrimento de los actores dependientes del mismo río en afluentes más abajo.

Los conflictos suceden dentro y entre diversos niveles de una sociedad y su propia dinámica se traslada o incorpora a otros niveles: es decir, pueden desatarse dentro de un hogar, entre hogares, entre comunidades, entre comunidades y regiones, entre autoridades de una zona y habitantes locales, entre autoridades locales y autoridades federales, y así sucesivamente. Conforme se desenvuelve un conflicto, se van involucrando otros actores a distintos niveles. Por ejemplo, un desacuerdo local entre comunidades sobre el derecho al usufructo de un acuífero llega a escalar al ámbito regional o nacional si se identifican otros elementos como violaciones de normas o leyes federales, o si otros grupos se suman a la contienda, como en el caso de organizaciones ambientalistas que muchas veces buscan propósitos para legitimar sus causas.

En el centro de esas dinámicas se hallan las *relaciones de poder* entre actores sociales que se basan en la ventaja que un actor manifiesta sobre otro, ya sea por influencia ante las autoridades, dinero o mayor conocimiento del contexto jurídico y político o de las vías de resolución disponibles. Por tanto, las diferencias de

poder se basan en la capacidad de unos de limitar la capacidad de acción de otros.

UNA APROXIMACIÓN A LAS CAUSAS CONCEPTUALES
DE LOS CONFLICTOS SOCIALES POR AGUA DE CALIDAD
EN MÉXICO

Una vez esclarecidos los componentes de los conflictos sociales, conviene discutir sobre las formas de abordar la problemática en torno a las disputas. El análisis y la atención de los conflictos en torno al agua debiera conducirse sobre dos ejes: uno *factual* y otro *causal*. El análisis factual, basado en los hechos, se centra en la generación de conocimiento sobre cómo se desenvuelven los problemas, es decir, su naturaleza operativa: las dinámicas y el tipo de conflicto, las estrategias de movilización, las alianzas que se forjen y sus consecuencias. Este enfoque ofrece elementos importantes para la identificación regional y local de conflictos, su desarrollo, incidencia, acercamiento y recursos para resolverlos, pero resulta insuficiente para identificar las razones de su surgimiento; además, los datos para el análisis casi siempre provienen de costosos recorridos de campo o fuentes periodísticas (o ambos) que no siempre proporcionan información completa e imparcial. Por ello, para facilidad del análisis y de su atención, es necesario desarrollar un *panorama conceptual* que permita identificar con precisión y esquematizar los elementos que en efecto condicionan su estallido. Si se parte de la problemática que se reconoce de la información recabada en el análisis factual, quizá se hallen los factores que generan incompatibilidad de intereses en torno al recurso y por tanto el surgimiento de ciertas pugnas. Este panorama mostrará los aspectos medulares que conducen a identificar los orígenes mismos de los conflictos, con lo que se orientará más a la prevención de éstos que a su resolución.

Una revisión de la problemática específica en materia de agua en el caso de México, la cual se repite esencialmente en todos los casos identificados, guardadas las diferencias locales, permite

detectar los siguientes *ocho factores condicionantes* del surgimiento de conflictos por agua: disponibilidad, acceso y usos, geopolítica, visión integrada de los recursos naturales, calidad, precio, financiamiento y vulnerabilidad social.

Cada uno de esos ocho factores integra los elementos para el surgimiento de conflictos por agua. Ante un conflicto se busca descubrir las condiciones suficientes para el estallido, es decir, la gota que derrama el vaso. Los factores que desatan un conflicto se relacionan casi siempre con cambios en el acceso y uso del recurso y, por tanto con la confrontación de intereses. Por lo general, se trata de escasez, abundancia y calidad del líquido o cualquier acción que incida sobre alguna de estas condiciones. Una etapa de sequía o una etapa de fuertes avenidas de agua, así como cortes o disminuciones en el suministro y elevación de las tarifas, casi siempre harán surgir las condiciones de confrontación entre la población. La gravedad e inmediatez del estallido depende de la circunstancia extrema o de amenaza en que se encuentren los factores condicionantes.

Disponibilidad

Se refiere a la existencia del recurso en la naturaleza, en qué forma y de qué calidad. Supuestamente, el volumen de agua disponible en la Tierra es el mismo desde que se configuró la estructura geomorfológica actual del planeta; sin embargo, la disponibilidad en el tiempo y espacio tiene que ver con la propia actividad de la naturaleza y las acciones del ser humano capaces de modificar tal circunstancia. Por tanto, la disponibilidad en sitios y tiempos específicos varía por razones de los efectos de la deforestación y la desertificación, el desarrollo de tecnologías de desalación y captura de la humedad ambiental, el aprovechamiento del agua de lluvia, la capacidad de tratamiento de aguas usadas, la contaminación y los efectos del ahora tan en boga calentamiento global.

El problema central es que tal vez haya incompatibilidad entre usos humanos y la cantidad y calidad de agua disponible, lo que generaría competencia por el recurso entre distintos actores sociales. La demanda de agua de las actividades humanas se man-

tiene relativamente constante, aunque con cambios graduales por crecimiento demográfico, usos de nuevas tecnologías, etcétera; en cambio, la disponibilidad en la naturaleza puede variar extremadamente en poco tiempo. Por ejemplo, una sequía prolongada limitaría la disponibilidad de agua en diversas regiones lo que ocasionaría estragos importantes en las actividades humanas.

En el ámbito nacional, en 2004 México contó con una precipitación de 1 511 km³,⁴ de la cual la *disponibilidad natural media*⁵ fue de 476 km³ restando una evapotranspiración de 1 084 km³ y sumando importaciones por 49 km³ [Carabiasy Landa, 2005: 23].⁶ En 2000, con una población de 97 millones de habitantes, se estimó una *disponibilidad natural media de agua por habitante por año* de 4 900 m³; para 2004 bajó a 4 547 m³; en 1955, el mismo indicador se ubicaba en 11 500 m³ y para 2025 se prevé un descenso hasta 3 822 metros cúbicos. La actual *disponibilidad natural media por habitante* ya coloca a México como un país de baja disponibilidad.⁷

Por regiones, la disponibilidad del agua resulta un factor de preocupación en relación con los asentamientos humanos y las consecuentes actividades económicas. En el centro, norte y noroeste del país, con 80% del territorio, 77% de la población y 85% del producto interno bruto (PIB), se presenta sólo 32% del escurrimiento⁸ nacional y se cuenta con una *disponibilidad natural media por habitante por año* de 1 897 m³, por debajo del promedio nacional y considerada peligrosamente baja en la escala internacional.

⁴ 1 km³ equivale a 1 000 millones de metros cúbicos.

⁵ *Disponibilidad natural* es el volumen de agua que escurre por una corriente superficial o que está almacenado en un acuífero.

⁶ Las *importaciones* de otros países se refieren al volumen de agua que se genera en los países con los que México comparte cuencas y que escurren hacia el país. Las *exportaciones*, que se encuentran en un nivel de poco más de 40 km³, se refieren al volumen de agua que México debe entregar a Estados Unidos conforme al Tratado de Aguas de 1944.

⁷ Clasificación elaborada por la ONU, que establece una disponibilidad de menos de 1 000 m³/hab/año como extremadamente baja; entre 1 000 y 2 000 como muy baja; entre 2 000 y 5 000 como baja; entre 5 000 y 10 000 como media; entre 10 000 y 20 000 como alta, y más de 20 000 como muy alta.

⁸ *Escorrimento natural* es el volumen medio anual de agua superficial que capta la red de drenaje natural de las cuencas hidrográficas.

Por su parte, el sureste del país, con 20% del territorio, 23% de la población y 15% del PIB, presenta 68% del escurrimiento y su *disponibilidad natural media por habitante por año* es de 14 291 m³, calificada como alta.

Hoy en día, cerca de 43 millones de personas en México habitan en urbes con disponibilidad de agua muy baja o en extremo baja, es decir, menos de 2 000 m³/hab/año, y 11 millones no disponen del servicio de agua potable, sin tomar en cuenta los factores de calidad y oportunidad de acceso al recurso en el futuro. Adicionalmente, 24 millones de personas, quienes son demandantes potenciales del líquido, no están conectadas a las redes de alcantarillado.⁹ En resumen, dada la limitada y desigual disponibilidad de agua en la República, la probabilidad del surgimiento de conflictos por insuficiencia del líquido es alta en la mayor parte del territorio nacional. Un estudio de la problemática del agua en México señala que el aspecto más requerido en situaciones de conflicto por agua es precisamente el suministro del líquido con 56%, frente a otras demandas como precios, infraestructura o rescate de acuíferos [Becerra Pérez *et al.*, 2006].

Acceso y usos

El grado de competencia entre usuarios por el acceso y uso del recurso cada vez se torna más intenso y por ello aumentan las probabilidades de surgimiento de conflictos. Todos conocen la competencia entre el campo y la ciudad por el uso del agua; el alto nivel de consumo del campo (casi 78% del agua dulce total consumida) y el alto grado de desperdicio en ambos. Los usos del agua están determinados en buena medida por aspectos culturales, los cuales a su vez varían en cada región por las condiciones económicas, sociales, ambientales y tecnológicas.

El acceso de las personas al líquido, por su parte, lo definen en lo general las obras de infraestructura de toda escala y las políticas públicas de asignación, y de manera más específica el precio y la

⁹ “Agua”, edición especial, *La Jornada*, México, diciembre de 2005, pp. 68-69.

corrupción. La inaccesibilidad y el dispendio del agua tensan la situación social en ciertos lugares y momentos.

Dentro del tema del acceso al agua se debate el llamado *derecho humano* al agua, que si bien como principio casi nadie objeta, en la práctica se relega su cumplimiento porque consiste en otro elemento de competencia por el recurso. Detractores de ese principio argumentan que el derecho al agua no es asequible por razones económicas y prácticas, y que por ello no debería incorporarse en legislaciones o reglamentaciones. Como es lógico, tales actitudes provocan confrontación. A fin de cuentas, el hecho de no recibir una cantidad mínima razonable para el sustento personal diario motiva el conflicto por parte de los grupos sociales afectados. En México se estima que en la actualidad alrededor de 11 millones de personas no cuentan con acceso inmediato al vital líquido.

Geopolítica

La presencia de fronteras políticas que no coinciden con las naturales condiciona, entre otros factores, la existencia de conflictos, no sólo por cuestiones de acceso al líquido, sino por razones políticas como la soberanía y el poder. Esto se da de manera internacional (entre países) y nacional (entre regiones). Los conflictos detonan con facilidad si no existen reglas claras y equitativas para el aprovechamiento del recurso. En el caso de México, la autonomía constitucional de los municipios choca con el centralismo federal y estatal establecido por la práctica política a lo largo de casi todo el siglo xx. Esto se refleja en la falta de claridad en la definición de atribuciones y en el consecuente manejo de los recursos acuíferos.

Las relaciones internacionales, los acuerdos de uso y el suministro de agua entre dos naciones pueden generar conflictos de largo plazo. En las cuencas internas e internacionales, casi en todos los casos se presentan conflictos entre poblaciones que se localizan en las partes altas y bajas de las mismas, correspondientes a distintos municipios, entidades federativas o países, como en el caso de la cuenca baja del Río Bravo compartida entre México y Estados Unidos que se explica en el cuadro 1.

Visión integrada de los recursos naturales

Conforme se ha tomado conciencia de la importancia de preservar el medio ambiente, las implicaciones de las acciones necesarias para lograrlo se han convertido también en factor que propicia conflictos, sobre todo por la lucha que se produce entre quienes buscan beneficios económicos, el acceso al líquido o la conservación del medio.

La visión integrada de los recursos naturales significa el cuidado ambiental de todo lo que induzca cambios en la estructura natural de los ecosistemas, incluyendo el aprovechamiento racional del agua, la conservación de bosques, el cuidado de los suelos, la conservación de la biodiversidad y el ordenamiento urbano. En otras palabras, la ecología se convierte en un usuario y demandante más del agua, de hecho el más importante por su carácter de conservación, dado que sin esta condición se corre el riesgo de afectar severamente el ciclo natural del agua y con ello la disponibilidad de agua de calidad a nivel global. Al tomarse en cuenta este requerimiento, obviamente se reduce la disponibilidad inmediata del recurso para el resto de los usuarios.

Al mismo tiempo, la necesidad de conservar la naturaleza conduce a imponer más exigencias ambientales en la realización de obras de infraestructura que la afecten de manera directa e indirecta (como la construcción de presas). La participación amplia de intereses y sectores favorece el alto surgimiento de conflictos. El cuadro 2 explora algunas de las causas del conflicto que se desató en Guerrero a raíz del proyecto hidroeléctrico La Parota.

La Ley de Aguas Nacionales [DOF, 29/04/2004] ya prevé el *uso para conservación ecológica*, que sería el caudal mínimo que debe mantenerse en los cuerpos de agua para proteger las condiciones ambientales y el equilibrio ecológico. El grado de prelación que se asigne a este uso para la distribución del agua, en la práctica depende del acuerdo al que se llegue entre los consejos y los organismos de cuenca; sin embargo, conforme a la normatividad vigente, nunca podrá ser anterior a los usos doméstico y público urbano, lo cual con seguridad motivará desavenencias con los defensores de

La división internacional de aprovisionamiento y uso de aguas del Río Bravo, o Río Grande, como se conoce en Estados Unidos al caudal que separa a México de Estados Unidos, se maneja bajo el Tratado de Aguas de 1944 firmado por ambos países. De acuerdo con este tratado internacional, se asigna a Estados Unidos la tercera parte del agua que llegue al caudal principal del Río proveniente de los tributarios mexicanos Conchos, San Diego, San Rodrigo, Escondido, Salado y el Arroyo de las Vacas; asimismo, el volumen no debe ser menor de 431.721 Mm³ en promedio anual, contabilizados en ciclos de cinco años.

La demanda de agua en la cuenca del Río Bravo ha aumentado considerablemente en los últimos 80 años. Las políticas de fomento a la agricultura en la zona que se impulsaron desde el decenio de 1920 incentivarón la migración a la zona y el crecimiento de la superficie irrigada. A esto siguieron programas de desarrollo industrial en decenios más recientes que generaron aún mayor demanda, no sólo por el consumo industrial sino por el crecimiento de la población en centros urbanos.

Del lado mexicano de la cuenca baja, la población y las actividades industriales en los municipios colindantes casi se duplicaron entre 1970 y 1995, por lo que la demanda de agua promedio aumentó de 73 Mm³ en el decenio de 1970 a 193 Mm³ en el decenio de 1990. El crecimiento de población del lado estadounidense registró tendencias similares, con aumentos de casi 30% de la población por decenio durante los últimos 30 años.

En 2002, México pospuso la entrega de aguas de sus tributarios a las presas internacionales continuando con la tendencia de falta de cumplimiento por lo menos desde 1993, con el argumento de una sequía general en la zona. Dicha sequía propició disminuciones de entrega de agua de hasta 50% a las zonas agrícolas de la cuenca baja del Río Bravo, en el norte de Tamaulipas y el sur de Texas.

Entre 2000 y 2001, el corte del suministro de agua por completo a algunas zonas de la región desencadenó un conflicto entre México y Estados Unidos y también entre autoridades y agricultores de ambos lados de la frontera que dependían del vital líquido. Grupos de agricultores de ambos lados de la frontera, tradicionalmente con posturas antagónicas ante la falta de cumplimiento del Tratado por parte del lado mexicano, encontraron una causa común de protesta: la escasez compartida en

el ámbito regional. Se realizaron movilizaciones, comunicados de prensa, investigaciones independientes y encuentros internacionales para buscar soluciones y presionar a ambos gobiernos.

La disminución del suministro de agua a agricultores de ambos lados de la frontera también se atribuyó a otras causas: el aumento de demanda de zonas urbanas e industriales en la cuenca, así como la construcción de nuevas presas en Nuevo León y la retención de agua cuenca arriba en presas ubicadas en el Río Conchos en Chihuahua, para cubrir la creciente demanda de zonas de irrigación y zonas urbanas de este estado.

El conflicto de proporciones internacionales implicó una competencia por el líquido, no sólo por diversas actividades económicas sino también por regiones. El limitado control sobre el líquido cuenca abajo apunta hacia un complejo escenario geopolítico que involucra una infinidad de intereses por usos divergentes del agua. Las diferencias se debieron a políticas de desarrollo agropecuario y urbano-industrial en una zona con disponibilidad de agua limitada y con fluctuaciones extremas por factores climáticos.

La respuesta gubernamental de ambos países ha sido la modificación del Tratado para incentivar la inversión en mejor infraestructura hidráulica y el fomento a la participación de la sociedad en la conformación de planes y programas de manejo. Tal vez estas acciones impliquen una redirección hacia la conciliación de intereses; aunque la enorme complejidad de una región de 870 000 km², con importantes necesidades por el líquido e intereses económicos, muy probablemente suscite múltiples y complicados tropiezos en el camino.

Fuentes: Carter [2003], Luévano Grano [2005], Nívar [2004] y Walsh [2004].

En 2003 la Comisión Federal de Electricidad (CFE) comenzó las obras de un proyecto hidroeléctrico sobre el Río Papagayo, en el municipio de Acapulco, Guerrero, 39 km antes de la desembocadura de este río al Océano Pacífico. Además de generar una media anual de 1 372 GWh de electricidad, se pretendía que el megaproyecto se convirtiera en una importante fuente de suministro de agua para la región conurbada de Acapulco y proveyera fuentes alternativas de ingreso para los pobladores de la zona mediante su participación en las obras y por medio del ecoturismo en la región del embalse. Sin embargo, el proyecto se detuvo por el intenso conflicto que desató.

Campesinos oriundos de la zona, agrupados principalmente en el Consejo de Ejidos y Comunidades Opositoras a la Presa La Parota (CECOP), se opusieron al proyecto argumentando la afectación directa a tierras de cultivo y zonas de poblados, la expropiación de tierras, la destrucción de ecosistemas y la falta de consulta en la planeación del proyecto. En cuanto al último punto, existe evidencia de que no se consultó a los habitantes de las localidades antes de iniciarse las obras del proyecto. También se alegó que el procedimiento de ley para la presentación de la Manifestación de Impacto Ambiental (MIA) ante la Semarnat y ante la opinión pública no había sido ejecutado cabalmente.

Por su parte, grupos locales a favor del proyecto, sobre todo ejidatarios de Cacahuatpec, arguyeron la creación de fuentes de empleo y la compensación a través de inversión en infraestructura (escuelas y casas, entre otras). A ellos se sumó el gobierno del estado que pugnó por la generación de electricidad y la provisión de agua para Acapulco.

El proyecto ha sido motivo de múltiples movilizaciones, marchas, plantones, alianzas entre grupos locales y organizaciones civiles y de resistencia, académicos y profesionistas, entre otros. El conflicto ha tenido un impacto lamentable en el ámbito local, por la constante confrontación entre grupos opositores. Ha llegado a haber detenidos y algunos fallecidos.

Efectivamente, el principal impacto del proyecto es la afectación directa a comunidades establecidas en el área del futuro embalse. De acuerdo con la MIA presentada por la CFE a la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) en 2004, se estima que alrededor de 14 000 hectáreas se inundarían y ello afectaría de manera directa a 3 048 habitantes.

Otras fuentes indican perjuicios indirectos a entre 25 000 y 75 000 personas. Además, se considera que se perturbarían ecosistemas forestales, no sólo por el llenado de la presa sino también por la reubicación de personas a regiones con vocación forestal; asimismo, se disminuiría el volumen total de agua que desciende por el río, sobre todo durante el llenado de la presa que tardaría 18 meses. Esto causaría daños a ecosistemas, especies y pobladores río abajo y generaría erosión en las playas por déficit de sedimentos.

La fuerte presión social, el amparo de comuneros de la región, la declaración de nulidad de asambleas de ejidatarios y otras contingencias han obstaculizado la ejecución del proyecto. En la actualidad la obra está suspendida por orden judicial. De acuerdo con algunos observadores especialistas en el tema, a pesar de la insistencia del gobierno de Guerrero, es difícil que se reanude el proyecto. Existe competencia por los recursos de la CFE para otros proyectos hidroeléctricos del país, y los ánimos están sumamente desgastados.

Encontramos aquí un complejo escenario de conflicto cuyas causas se relacionan con la competencia por el uso y el impacto social y ambiental de obras hidroeléctricas. Ciertamente, el conflicto derivó de la falta de participación ciudadana en el diseño del proyecto y la potencial afectación a comunidades, lo cual revela falta de una visión integrada de manejo del recurso y de vulnerabilidad social. En el seno de esta contienda se vislumbra competencia de diferentes prioridades de uso del agua: por un lado, la generación de electricidad y el suministro a zonas urbanas; por el otro, el sostenimiento de actividades agropecuarias de sustento, así como la salud de los ecosistemas. Esto demuestra una controversia de prioridades e intereses entre regiones altamente pobladas y crecientemente urbanizadas con fuertes necesidades de agua y electricidad (el caso de Acapulco) y otras de carácter rural con menor voz en la definición de las grandes obras nacionales. Se trata de una controversia de marginación y de intereses contrapuestos en la toma de decisiones.

Fuentes: PUJMA-UNAM [2004], *La Jornada* [13/8/07, 24/8/07], *El Universal* [24/1/06], *El Sur* [17/9/07] y *Tribunal Latinoamericano del Agua* [2007].

los ecosistemas. A la fecha se trabaja en la determinación de los caudales mínimos ecológicos.¹⁰

Calidad

La contaminación de los cuerpos de agua y de los acuíferos es condicionante de conflictos entre los usuarios del agua contaminada y los causantes de la contaminación (todos los consumidores pero en mayor medida quienes realizan actividades industriales). Alrededor de 73% de los cuerpos de aguas superficiales en México presenta algún nivel de contaminación; de éstos, 24% no puede tener ningún uso humano directo, y 49% requiere algún tratamiento avanzado para ser susceptible de consumo humano. En el caso de los acuíferos se conoce que más de 80% de ellos contiene agua de buena calidad natural; sin embargo, la sobreexplotación causa deterioro de la calidad porque provoca intrusión salina¹¹ y migración de agua fósil.¹² Se sabe que actualmente 102 de 653 acuíferos, según cifras oficiales, están sobreexplotados.¹³

El Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) ubica a México en el lugar 106 entre 122 países en un indicador de calidad del agua [Carabias *et al.*, 2005: 74]. Cabe recordar que el problema de las aguas residuales no tratadas es doble: las enfermedades adquiridas de forma directa por su consumo, y el uso de esta agua para el riego de cultivos de alimentos que se consumen crudos.

¹⁰ El Artículo 14 Bis 5, fracción V establece como principio que sustenta la política hídrica nacional “la atención de las necesidades [...] del ambiente para su equilibrio y conservación”. El Artículo 29 Bis 5, fracción III otorga facultades al Ejecutivo Federal para negar la concesión, asignación o permiso de descarga “cuando afecte el caudal mínimo ecológico, que forma parte del Uso Ambiental al que se refiere la Fracción LIV del Artículo 3”.

¹¹ La *intrusión salina* se produce cuando una masa de agua salada invade una masa de agua dulce.

¹² La *migración de agua fósil* ocurre de manera natural, después de siglos, de modo que el agua contiene sales y minerales nocivos para la salud humana.

¹³ También hay una gran discusión sobre el inventario de acuíferos en el territorio nacional.

La calidad influye decisivamente sobre los montos de disponibilidad y acceso, en particular por lo que se refiere al uso humano. Se convierte en factor de conflicto cuando actividades humanas contaminan los cursos y depósitos de agua (casi siempre por intereses económicos). La falta de atención supone grandes costos por los efectos en la salud en general, y se requiere destinar grandes cantidades de recursos para la prevención y erradicación de la contaminación y el tratamiento de aguas residuales.

Precio

El precio se encuentra en el centro de los conflictos por el agua; asignarle uno implica reconocerle la condición de un bien comercial, cuando mucha gente reclama la condición de bien social y derecho humano universal. Esta asignación implica también la valoración del producto: el agua es un satisfactor básico para la manutención y salud de los seres humanos; un insumo insustituible para la producción agrícola y pecuaria; materia prima para un número importante de clases de actividad manufacturera, y un producto esencial para la prestación de servicios, principalmente recreativos, con valor económico. ¿Qué valor entonces debe atribuirse al agua? La falta de un entendimiento genera conflicto al momento de cobrar el servicio o elevar las tarifas aplicadas.

Financiamiento

El financiamiento está muy vinculado con el precio. Para extraer, almacenar, distribuir y tratar el agua se requieren inversiones indiscutiblemente grandes. Una estimación reciente en México fija en 735 000 millones de pesos el monto de las inversiones necesarias en el sector para los próximos 25 años [Carabias y Landa, 2005: 11]. ¿Quién realiza estas inversiones y cómo se paga su costo como financiamiento? Las necesidades de financiamiento son muy amplias, sobre todo en condiciones en que se carga con un rezago de lustros en la construcción de obras y plantas hidráulicas. ¿Cómo obtener o atraer los recursos necesarios para afrontar las necesidades de inversión? Debe existir al mismo tiempo la capa-

cidad de cubrir los costos sociales y de ofrecer los rendimientos apropiados para ello.

De acuerdo con la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, el agua originalmente es propiedad de la nación, por lo que correspondería a la federación el financiamiento de todas las obras hidráulicas. Sin embargo, la misma Constitución establece que los municipios tendrán a su cargo los servicios públicos de agua potable, drenaje, alcantarillado, tratamiento y disposición de sus aguas residuales. Esta circunstancia produce una confusión de atribuciones y complica o entorpece los esquemas de financiamiento de proyectos de inversión hidráulica. En consecuencia, la falta de recursos para financiar la inversión del sector y así satisfacer los requerimientos del líquido de la población representan motivo de conflicto. Por otra parte, se rechaza la inversión privada no sólo por razones ideológicas, sino porque se interpreta como un atentado hacia el derecho al agua.

Vulnerabilidad social

El crecimiento de la población, el cambio climático, la falta de inversiones en obras de canalización y retención de aguas, la falta de ordenamiento territorial y la limitación de obras hidráulicas para el abastecimiento del líquido a poblaciones dispersas y alejadas de los centros urbanos, constituyen causas importantes de la vulnerabilidad que padecen amplios sectores de la población en forma creciente, tanto en el número de personas como de localidades. La falta o el retraso de atención a estas causas incrementa los riesgos y por consiguiente implica mayores expectativas de conflictos, como se observa en el caso de las comunidades mazahuas por el Sistema Cutzamala en el Estado de México descrito en el cuadro 3.

RETOS PARA MÉXICO: ENTENDER LAS CONTROVERSIAS PARA PODER PREVENIR LOS CONFLICTOS EN TORNO AL AGUA

Vale la pena empezar por distinguir entre *prevención* y *resolución* de conflictos. La prevención ataca las causas mismas de los conflic-

tos, los evita de raíz. La resolución se orienta a las consecuencias y, en algunos casos sólo mitiga o pospone el conflicto, pero permanece el riesgo de que las causas sigan latentes. En este capítulo se reflexiona sobre las causas de los conflictos y por tanto sobre las estrategias de la prevención.

El análisis casuístico de cada uno de los ocho factores condicionantes muestra el panorama del conflicto por el agua. En cualquier problema identificado pueden presentarse desde uno hasta los ocho factores mencionados. ¿Qué significado tiene esto para los asuntos de la prevención de conflictos?: que precisamente en esos factores se debe buscar la esencia de la prevención. Al revisar su estructura se encuentra en todos ellos por lo menos un aspecto controvertido que impide definir acciones que puedan ser aceptadas por la mayoría de las personas, sobre todo porque tocan condiciones sociales y económicas y, por lo mismo, no están exentas de ideologización, politización y afectación de intereses.

A esos aspectos se les denomina aquí *controversias*, ya que implican discusiones por opiniones contrapuestas entre dos o más personas; constituyen puntos de divergencia que tienden a polarizar las posiciones de los diferentes actores, y dificultan enormemente el logro de acuerdos y por tanto la concreción de acciones para resolver las problemáticas. Las controversias se hallan inmersas en la esencia misma de los problemas, por lo que resulta impensable la resolución de los conflictos si no se llega a un entendimiento consensuado sobre ellas: es la única manera eficiente de eliminar las causas de los conflictos.

Los acuerdos sobre las controversias no se ubican en el terreno de lo ideológico; tampoco en el estrictamente académico. Deben darse en el ámbito social a través de la conciliación de los intereses de todas las partes involucradas, más que en la negociación. En este contexto, la conciliación tiene que ver con la *equidad* y la negociación con la *utilidad*. Para que estos acuerdos resulten efectivos, deben aterrizar en *políticas públicas apropiadas* que se cumplan (como ejemplo, véase el cuadro 4).

Esta sección también presenta cuadros que describen y analizan de un modo breve las causas y aspectos controvertidos en torno a algunos conflictos por el agua de surgimiento reciente.

De acuerdo con el Instituto Internacional del Manejo del Agua (iwm), por sus siglas en inglés, los grupos indígenas enfrentan tres desafíos fundamentales en torno al uso y manejo del agua:

1. Exclusión del proceso de planeación de políticas públicas relacionadas con el agua.
2. Negación de acceso a fuentes de agua con las que contaban tradicionalmente.
3. Degradación ambiental de fuentes de agua –incluidas las aguas con valores simbólicos y religiosos–, por proyectos hidráulicos en cuya planeación no se les tomó en cuenta.

El sistema Cutzamala en el Estado de México ha sido motivo de crecientes conflictos entre el Gobierno Federal y comunidades indígenas mazahuas, oriundas de la zona. Comenzó a construirse en 1980, como un enorme proyecto de trasvase de agua de la cuenca del Cutzamala a la Ciudad de México, para cubrir parte de las necesidades de agua de esta megalópolis. Aporta alrededor de 14.4 m³/segundo a la Ciudad de México (cerca de 14% de la demanda total). Consta de ocho presas que por medio de un sistema de bombeo aportan el vital líquido a la Ciudad. Sin embargo, este trasvase ha afectado a muchas comunidades mazahuas de la zona al generar principalmente escasez de agua, ya que algunas mujeres comentan que deben caminar hasta cuatro horas para encontrar agua cuando antes sólo les tomaba minutos bajar a algún arroyo; también por la degradación ambiental de sus tierras y la creciente contaminación por lodos provenientes del proceso de potabilización. De igual modo, se argumenta falta de reconocimiento de su legítimo derecho al agua y que no se les tomó en consideración cuando iniciaron las obras.

El factor detonante que llevó a la luz pública el conflicto fue la inundación de cerca de 300 hectáreas de siembra alrededor de la presa Villa Victoria en 2003. Grupos de mazahuas comenzaron a realizar plantones, marchas y diversas alianzas con organizaciones de la sociedad civil, grupos ambientalistas y otros sectores afectados por presas en otras partes del país –como los campesinos guerrerenses que están siendo afectados por el proyecto La Parota–, en contra del manejo inadecuado del líquido tanto por el trasvase como por la inundación. El Gobierno Federal, a su vez, se ha visto en la necesidad de negociar, brindar concesiones y promover programas de desarrollo que

no resuelven del todo el conflicto, debido a que se trata de un problema que disminuye la disponibilidad del vital líquido para ciertos grupos en favor de otros.

El conflicto, suscitado por la vulnerabilidad social y las limitaciones al acceso al agua, lleva a reflexionar sobre las controversias inminentes del caso. La competencia desigual por el uso del líquido apunta hacia la violación del legítimo derecho al agua, y la falta de consideración de diversos intereses en el diseño del proyecto generó un impacto social y ambiental no contemplado. La prevención de este tipo de conflictos se basa, precisamente en la conciliación de intereses por medio de un mayor reconocimiento de los derechos de los pueblos y su inclusión en la toma de decisiones previo a su realización.

Fuentes: Iwmi [2007], *Tribunal Latinoamericano del Agua* [2007], *La Jornada* [25/IX/06], *Unomásuno* [17/IX/04].

La creación de la Comisión Nacional del Agua (Conagua) en 1989 como la única autoridad del agua en México conlleva como uno de sus principales retos la descentralización de las políticas nacionales de manejo de agua mediante diversas acciones, entre ellas: la transferencia de operaciones de los distritos de riego federales a grupos de usuarios y el establecimiento de consejos de cuenca como órganos de participación ciudadana en la toma de decisiones sobre el manejo del agua.

De distritos de riego a grupos de usuarios

Desde el decenio de 1920, el Gobierno Federal de México comenzó a invertir fuertemente en la construcción de distritos de riego: organizaciones locales públicas para el suministro de agua en una región, en todo el país. Para el decenio de 1960 el proceso se profundizó y se hicieron proyectos de infraestructura de gran escala. A pesar de los subsidios federales que cubrían hasta 75% de los gastos operativos, los distritos de riego llegaron a estar en condiciones críticas para el decenio de 1980.

A partir de 1988, el Gobierno Federal empezó a transferir las operaciones de los distritos a asociaciones de usuarios. Esta transferencia se considera positiva en cuanto a la transparencia operativa, la distribución de agua y la resolución de conflictos locales, aunque las tarifas han aumentado a pesar de los subsidios.

La Conagua aún desempeña un papel importante en el sector de irrigación ya que continúa siendo la autoridad responsable de la distribución del agua y del manejo de la infraestructura hidráulica fuera de los distritos de riego.

Los Consejos de Cuenca

Los Consejos de Cuenca se crearon para fomentar el manejo integrado de los recursos naturales mediante la coordinación de los tres niveles de gobierno (federal, estatal y municipal) y los diversos intereses de los usuarios de agua de una cuenca específica. Se pretende que funjan como foros de diagnóstico, análisis y priorización de problemáticas. Su mandato los insta a formular soluciones que tomen en cuenta valores humanos y ambientales del uso del agua.

Los 26 primeros Consejos de Cuenca establecidos en el territorio aún están en fases de inicio y de definición de responsabilidades. Va a requerirse una fuerte inversión y dedicación de tiempo y esfuerzo para fortalecer las capacidades de los consejeros, desarrollar papeles y responsabilidades claras. La Conagua continúa tomando muchas de las decisiones por sí sola, sin mayor participación de los usuarios y consejeros; en gran medida porque los Consejos constituyen proyectos a largo plazo que apenas comienzan, pero parecen ser un paso en la dirección correcta. Las medidas de descentralización basadas en mecanismos de participación brindan mayor transparencia, eficiencia y capacidad de prevenir y enfrentar conflictos antes de que alcancen un grado poco manejable.

Fuentes: Carter [2003] y Conagua.

A continuación se describirán someramente 13 *controversias* identificadas.

Cambio climático

Esta controversia se relaciona con el factor *disponibilidad*. No hay una visión unificada sobre el cambio climático y mucho menos sobre sus consecuencias. En la medida en que no se logre una posición común, las medidas para revertirlo serán no sólo ineficaces sino contraproducentes y quizá tardías; de alguna manera afectará la disponibilidad del agua.

Conservación del patrimonio natural

No existe un punto de acuerdo sobre la necesidad de conservación del patrimonio natural en beneficio de las generaciones presentes y futuras. Los intereses económicos, vinculados con los políticos y entrelazados ambos con la corrupción, impiden este consenso. La lucha entre la preservación y el dispendio provoca el deterioro constante de los ecosistemas con el riesgo de llegar a situaciones irreversibles.

Derecho humano

El derecho humano al agua es un principio cuya aplicación urge a proporciones importantísimas de la población mundial, pero afecta intereses económicos con la suficiente fuerza para impedir su ejercicio. No puede pensarse en definir una adecuada estrategia pública si este principio no queda debidamente arraigado para su verdadera aplicación y mientras porciones de la población carezcan del recurso en cantidad suficiente.

Competencia por el uso

La mayor parte de las críticas se orienta hacia el desproporcionado uso y desperdicio de agua por parte del sector agropecuario, el alto grado de aportes de contaminantes del sector industrial y el derroche

y pérdida de agua en las zonas urbanas. No obstante que existe margen para aplicar medidas de racionalidad en el uso del agua y de su conservación en todos los casos (agricultura, industria, usos urbanos, recreación, etcétera), también hay elementos culturales y tecnológicos que generan esta situación.

La reducción drástica en el consumo de agua o la disminución de aportes contaminantes no se pueden dar por decreto. Tiene que ver con patrones culturales y con estrategias de desarrollo, con seguridad erróneas, que han originado conductas dispendiosas. Por ejemplo, las políticas gubernamentales han incentivado los asentamientos humanos y las actividades agropecuarias en zonas con evidente escasez de agua, como en el caso de las grandes ciudades y las amplísimas extensiones agropecuarias del norte de México. La situación es corregible, pero implica mucho más que cortar el suministro de agua o incrementar su costo a los agricultores.

Delimitación de cuencas

Es imposible hacer coincidir la hidrografía con la división política de territorios y naciones. Debe llegarse a alguna convención pragmática que evite entorpecer la ejecución de medidas necesarias para el aprovechamiento óptimo del recurso, tanto superficial como subterráneo. Si se pretende una gestión integrada de los recursos y compatible con la sustentabilidad de los mismos, con base en el sostenimiento de los ecosistemas, es necesario encaminarse hacia el manejo hídrico integrado de los recursos, que maneja como principio la conservación del ciclo hidrológico y de los ecosistemas naturales en aras de garantizar el bienestar de las generaciones presentes y futuras. Esto implica que la política gubernamental respecto del agua habrá constituirse en una política de Estado en toda la extensión de la palabra, incluyendo la gobernanza, y con criterios y reglas claras para todos.

Competencia por el control

La competencia por el control se equipara a la competencia por el uso: no es asunto de competencia sino de intereses encon-

dos de diversos sectores, así como de patrones sociales y económicos. Se requieren criterios y reglas claras para romper con los intereses no sociales que manipulan el control del recurso. Esto se vincula de manera muy directa con las acciones de la autoridad, incluida la disponibilidad de normatividad clara y suficiente sobre la materia.

Caudal mínimo ecológico y su prioridad dentro de los usos

Este elemento se relaciona con la conservación del patrimonio natural. Se requiere un entendimiento sobre este aspecto y su aplicación irrestricta, pues es el único que permitirá la preservación del recurso para el uso de futuras generaciones. La definición del volumen necesario de los caudales se debate en círculos académicos y políticos, como se menciona en la sección Soluciones en este libro.

Impacto ambiental y social de obras hidráulicas

La consideración de los costos ambientales y sociales de las obras hidráulicas impacta el monto de las inversiones y sus rendimientos. La lucha se establece entre el inversionista que quiere maximizar sus ganancias, y la población que quiere minimizar o evitar los impactos negativos de las obras en bien de su salud, sociedad y economía. Para superar la controversia resulta ineludible desarrollar mecanismos de compensación muy bien estructurados, de fácil y pronta aplicación y que se cumplan oportunamente y en forma estricta. Por otra parte, las metodologías de los estudios de impacto socioambiental también deben ser motivo de consenso.

Intereses sociales, económicos y políticos

Desde siempre ha habido una pugna entre los intereses sociales, económicos y políticos. Se supone que el avance económico y de la democracia deberían conducir a un equilibrio apropiado entre esos intereses, con los sociales como la columna vertebral. En principio se trata de una cuestión de ética y de cultura, y finalmente de

estrategia económica y social, en que la acción pública tiene una enorme responsabilidad, apoyada desde luego en la participación social. En este terreno, la corrupción complica las posibilidades de entendimiento imparcial, aunque mucha de ella deriva de la falta de reglas claras y precisas, y desde luego de otros factores que deben atacarse en paralelo.

Valor

El valor es uno de los aspectos controvertidos y sensibles que, más que generar conflictos, dificulta o impide consensuar criterios para el desarrollo de estrategias y políticas públicas. Está muy vinculado a las ideologías al igual que a los intereses. Como en muchos otros aspectos, la sociedad debe tomar una determinación sobre la base de la conciliación de intereses y no de la negociación.

La confrontación se establece de manera fundamental entre quienes quieren asignar un valor económico al agua y darle trato y funcionamiento de mercancía dentro de un mercado como el de cualquier otro producto comerciable, y quienes consideran el agua como un bien social y ambiental, y juzgan imposible cuantificar su valor monetario, lo que dificulta la participación de inversiones privadas en el sector aun cuando haya tanta necesidad del financiamiento que aportan.

Es un imperativo despejar la controversia del valor si se quiere alcanzar un uso racional y eficiente del recurso. La falta de acuerdo en ese punto ha impedido en muchos sentidos la asimilación de una cultura del agua por parte de la población, la renovación de infraestructuras obsoletas y el desarrollo de nuevas, ambas indispensables para dar acceso al agua a la totalidad de la población, entre otros aspectos.

Por lo anterior, resulta de primordial importancia la consideración que se puede dar al agua como bien estratégico, de utilidad pública, de interés público y de seguridad nacional, siempre y cuando se definan con precisión y en forma atinada estos conceptos. En todo caso, parece inevitable llegar al criterio de que la valoración económica debe supeditarse a la valoración socioambiental, pues de otro modo corre peligro la sustentabilidad del propio ciclo hidrológico.

Privatización

La controversia sobre la privatización va muy vinculada a la del valor y desde luego a la de los intereses sociales, económicos y políticos. También se dirige hacia la ideologización y politización. Mantiene su propio peso porque se enmarca dentro de la lucha entre la preponderancia del sector público y la del sector privado en el control de las actividades económicas y en particular en la gestión del agua.

Hoy en día el gobierno federal argumenta insuficiencia de recursos financieros para cubrir los costos de todos los requerimientos de obras de infraestructura hidráulica, por lo cual busca la participación de inversionistas privados no sólo en el desarrollo de la infraestructura sino también en la prestación del servicio, tanto de abastecimiento como de tratamiento. Esta posibilidad de la participación del sector privado ha provocado grandes controversias que en ocasiones han desembocado en conflictos.

Marginación social

La marginación social se refiere a las limitaciones de acceso a recursos y mecanismos de toma de decisiones en las políticas públicas. Representa un aspecto controvertido, no porque no se reconozca su existencia, sino porque existen diferentes opiniones sobre su definición y causas. Algunos opinan que deriva del sistema económico que puede paliarse con medidas correctivas; otros la perciben como parte inherente al sistema; es decir, el sistema funciona porque se permite la marginación social. La sociedad debe adoptar una determinación para que el sistema la elimine o la deje de producir. Las acciones necesarias para ello incluyen mecanismos de participación de la ciudadanía en la toma de decisiones en torno al uso y acceso al agua.

CONTROVERSIAS Y CONCILIACIÓN

Hay que trabajar sobre las controversias si se pretende avanzar con eficacia en la solución de los problemas relacionados con el agua y

la eliminación de las causas de los conflictos por el recurso. El logro de entendimientos básicos entre la sociedad y sustentados en la conciliación de intereses es el único camino efectivo por visualizar. La conciliación implica una discusión abierta, franca, amplia y honesta sobre las necesidades de la sociedad y de cada uno de sus componentes, así como una definición de una estrategia a largo plazo que convenga a todos, de modo que todos los intereses se satisfagan o compensen de un modo adecuado.

Dentro de un régimen democrático, la autoridad (ejecutiva, legislativa y judicial) debe asumir su papel de conciliadora suprema de las necesidades e intereses de los grupos sociales a los que gobierna y de los cuales emana, y evitar a toda costa convertirse en parte actora. A su vez, los grupos sociales deben ejercer su derecho de elegir responsablemente a sus autoridades y exigirles el cumplimiento de sus obligaciones y la rendición de cuentas.

¿Por qué llegar a estas conclusiones? Porque está confirmado que cuando surge un conflicto sólo quedan tres vías alternativas: la conciliación de los intereses a fin de que todas las partes resulten lo menos afectadas posible, la negociación de las posiciones de acuerdo con la situación de fortaleza de cada una de las partes, o la imposición de la parte más poderosa. Casi siempre se acude a la segunda o tercera vías, de manera que una de las partes resulta beneficiada gracias al poder que ostenta, propio o apoyado en la autoridad, y la otra u otras partes –generalmente las menos favorecidas social y económicamente– terminan afectadas sin más capacidad que externar su inconformidad, la cual en muchas ocasiones es sofocada por la fuerza o la amenaza. En estos casos, si llega la calma, no es porque el conflicto se haya solucionado.

¿Por qué no se utiliza, o se utiliza menos, la vía de la conciliación? Porque implica asumir una verdadera posición neutral respecto de las partes involucradas, es decir, sin ataduras o compromisos a favor de ninguna de ellas, sólo en busca de la conciliación de intereses por el bien común. Resulta muy difícil que se imponga una vía de conciliación habiendo fuertes intereses encontrados económicos y sociales, careciéndose de una estrategia gubernamental sólida y clara, y con los niveles de corrupción conocidos. Asumir esta vía con un conflicto encima significa que no

habrá tiempo de resolverlo de manera efectiva, de raíz; si hay buena voluntad de las partes, quizá se logre atenuar y eventualmente postergar el problema; si no la hay, se optará por la segunda vía, la de la negociación con el triunfo del más poderoso. La conciliación no constituye por tanto una vía a corto plazo, pero es imperativo que se inicie de inmediato. Éste es el reto.

La visión aquí expresada proporciona una estrategia dirigida más a la prevención que a la resolución de los problemas y qué mejor que ello: la resolución más efectiva es la que elimina las causas del conflicto, y la prevención busca identificarlas y neutralizarlas. La base estratégica es la conciliación de intereses, frente a la negociación de posiciones, que por lo general responde al poder y no a las necesidades.

CONCLUSIONES

Los conflictos sociales por el agua surgen por diferencias de intereses entre actores sociales en torno a este recurso. En tales conflictos, la autoridad no puede asumir un papel de actor social, sino de conciliador de los problemas sociales de los gobernados. Los factores condicionantes de conflictos se relacionan con diferencias en cuanto al uso y acceso del recurso. Los factores condicionantes incluyen la disponibilidad en la naturaleza, los usos que le dan diferentes sectores, la geopolítica entre regiones que dependen de fuentes de agua compartidas, la visión integrada de los recursos naturales que incluye los ecosistemas como usuarios del agua, la calidad, el precio en función del valor que se le da al agua según sus usos, el financiamiento para obras hidráulicas y la vulnerabilidad social que limita el acceso a ciertos grupos. Sin embargo, estos factores por sí solos no implican una situación de conflicto; se requiere de un detonador. Para que estalle un conflicto debe haber un cambio en el acceso y uso del recurso que genere incompatibilidad de intereses relacionados con alguno de los factores condicionantes.

Si se desea trabajar más en la prevención que en la resolución de conflictos, conviene entender que detrás de los elementos condicionantes existen controversias que limitan el grado de enten-

dimiento entre actores con intereses opuestos. Los aspectos controvertidos son posturas distintas, relativas a temas tan diversos como el efecto del cambio climático sobre el recurso, la competencia por usos, la privatización, los diferentes valores del agua, el impacto de obras hidráulicas de gran envergadura, y si el agua es o no un derecho humano universal, entre otros.

La existencia de controversias invita a reflexionar sobre la necesidad de llegar a entendimientos consensuados y a través de ellos a la conciliación de intereses. La búsqueda de acuerdos facilita la auténtica prevención de los conflictos por el agua, pero también depende de la voluntad de la autoridad de asumir una verdadera posición neutral respecto a las partes involucradas, sólo buscando la conciliación de los intereses por el bien común.

Alcanzar esta meta es muy complejo si se toma en consideración la infinidad de intereses, sobre todo de grupos poderosos a los que tal vez lo que menos les preocupa son las necesidades de los grupos vulnerables. Hace falta la participación amplia de todos los sectores involucrados y las políticas públicas que favorezcan la auténtica conciliación y la nivelación de diferencias de poder en la sociedad.

REFERENCIAS

- Adams, W.M., D. Brockington, J. Dyson y B. Vira [2003], "Managing tragedies: understanding conflict over common pool resources", *Science*, 302:1915-1916.
- Becerra Pérez, M., S.J. Sáinz y P.C. Muñoz [2006], "Los conflictos por agua en México. Diagnóstico y análisis", *Gestión y Políticas Públicas*, 15:111-143.
- Bisno, H. [1988], *Managing Conflict*, Londres, Sage.
- Buckles, D. y G. Rusnak [1999], "Conflict and collaboration in natural resource management", D. Buckles (ed.), *Cultivating Peace: Conflict and Collaboration in Natural Resource Management*, Ottawa, Institute for Development Research Cooperation.

- Bush, K.P. y R.J. Opp [1999], "Peace and conflict impact", D. Buckles (ed.), *Cultivating Peace: Conflict and Collaboration in Natural Resource Management*, Ottawa, Institute for Development Research Cooperation.
- Carabias, J. y R. Landa [2005], *Agua, medio ambiente y sociedad: hacia la gestión integral de los recursos hídricos en México*, México, UNAM-El Colegio de México-Fundación Gonzalo Río Arronte.
- Carter, N. [2003], "Water conflict and governance in the Río Bravo basin", *Documentos de Trabajo CIDE*, 132:1-14.
- CESCR (Comité de Derechos Económicos, Sociales y Culturales) [2000], "Observación general núm. 14: El derecho al disfrute del más alto nivel posible de salud" (artículo 12 del Pacto Internacional de Derechos Económicos, Sociales y Culturales) (E/C.12/2000/4), Ginebra, Naciones Unidas.
- DOF (Diario Oficial de la Federación) [29/04/2004], Ley de Aguas Nacionales, *Diario Oficial de la Federación*, México, H. Congreso de la Unión-Cámara de Diputados.
- IWMI (International Water Management Institute), *Dialogue on Water, Food and Environment*, <<http://www.iwmi.cgiar.org/dialogue/>>, 28 de agosto de 2007.
- Luévano Grano, J. [2005], "Comisión Internacional de Límites y Aguas (CILA) entre México y Estados Unidos. Experiencias en la administración de la cuenca del Río Bravo", documento presentado en el Simposio Internacional sobre Gestión Integrada de Recursos Hídricos en Cuencas Transfronterizas, 18-20 de junio, Lima, Perú.
- Návar, J. [2004], "Water supply and demand in the lower Río Bravo/Río Grande basin: The irrigated agriculture scenario", *Geofísica Internacional*, 43:495-506.
- PUMA-UNAM (Programa Universitario del Medio Ambiente) [2004], "La Parota", *Estado de Guerrero. Manifestación de impacto ambiental*, México, CFE.
- Ramírez, R. [1999], "Stakeholder analysis and conflict management", D. Buckles (ed.), *Cultivating Peace: Conflict and Collaboration in Natural Resource Management*, Ottawa, Institute for Development Research Cooperation.
- Scott, J.C. [1985], *Weapons of the Weak: Everyday Forms of Peasant Resistance*, New Haven, Yale University Press.

Tribunal Latinoamericano del Agua, Diversos comunicados, <<http://www.tragua.com>>, 11 de septiembre de 2007.

Walsh, C. [2004], "Aguas broncas: the regional political ecology of water conflict in the Mexico-US borderlands", *Journal of Political Ecology*, 11:43-58.

10. EL MARCO JURÍDICO E INSTITUCIONAL PARA LA GESTIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN MÉXICO

*Alonso Aguilar Ibarra, Marisa Mazari Hiriart
y Blanca Elena Jiménez Cisneros*

INTRODUCCIÓN

La degradación de la calidad del agua y de los ecosistemas acuáticos llevó a muchos países industrializados a proponer los conceptos de integridad y salud ecológica, que implican la conciliación entre progreso económico y mejoramiento de la calidad ambiental, imprescindible para el desarrollo sustentable a largo plazo [Costanza, 2000]. Para alcanzar este objetivo, es necesario un cambio de actitudes y de pensamiento, no sólo de maneras de utilizar el agua [Everard y Powell, 2002]. Por consiguiente, los valores de la sociedad hacia los recursos hídricos y sistemas acuáticos serán fundamentales en las decisiones que se tomen en cuanto a su uso y preservación.

Como se señaló en el primer capítulo, la sociedad requiere cierta calidad del agua para llevar a cabo actividades económicas que generan bienestar y beneficios. Esta calidad representará un valor, pero también es importante para la biodiversidad acuática. Un punto clave consiste en reconocer los ecosistemas acuáticos y los acuíferos como proveedores de servicios ecosistémicos valiosos

[281]

pero, a la vez, entender que los seres humanos ejercen influencias directas e indirectas sobre los mismos [Jackson *et al.*, 2001; Postel y Thompson, 2005]. De aquí que los análisis en gestión ambiental deben tomar en cuenta los factores humanos como componentes del ecosistema y al mismo tiempo los factores ecológicos con influencias de componentes demográficos, sociales, económicos y etológicos [Redman, 1999].

El objetivo de este capítulo es presentar, aunque de manera breve consistente, el marco tanto legal como institucional en México y discutir el tema de la gestión de la calidad del agua.

GESTIÓN DEL AGUA EN MÉXICO: MARCO JURÍDICO E INSTITUCIONAL

Marco jurídico

El marco jurídico de la gestión del agua se basa en la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, la Ley de Aguas Nacionales, otras leyes federales y sus correspondientes estatales, diversos reglamentos, Normas Oficiales Mexicanas (NOM) y Normas Mexicanas (NMX). Además, como instrumento de gestión se cuenta con el Programa Nacional Hídrico 2007-2012 y sus planes en el ámbito regional, ya sea por cuenca hidrográfica administrativa o por planes estatales [CNA, 2008]. Éstos se formulan a partir del Plan Nacional de Desarrollo durante cada administración para presentar las prioridades en materia de infraestructura y aprovechamiento del agua.

Dos artículos constitucionales se refieren al agua: el Artículo 27, que señala cuáles son los recursos hídricos considerados propiedad de la nación, por lo que cualquier acción relacionada con este recurso tiene un alcance nacional y es tema de jurisdicción federal; y el Artículo 115, el cual establece que los municipios son responsables de la prestación de los servicios de agua potable, alcantarillado y saneamiento.

Las principales leyes que reglamentan el uso y la calidad del agua son las siguientes:

- Ley de Aguas Nacionales (LAN) y su reglamento, publicados en 1992 y 1994, respectivamente, y actualizados en 2004. Las modificaciones a la Ley de Aguas Nacionales de 2004 son muy importantes respecto de la versión de 1992. De acuerdo con Mazari Hiriart *et al.* [2005], hay tres cambios fundamentales: disminución de las atribuciones de la Comisión Nacional del Agua, descentralización en la gestión a través de los consejos de cuenca y aplicación de un servicio profesional de carrera. En especial, el capítulo único del título séptimo (artículos 133 a 156) aborda la prevención y control de la contaminación de las aguas. Además, hay cambios que se refieren a la propiedad del agua que no son acordes con preceptos constitucionales, por lo que la aplicación en la práctica de la Ley de Aguas Nacionales se dificulta por las modificaciones efectuadas sin la participación de los interesados, lo que ha resultado en artículos que no han podido implementarse [Femisca, 2002].
- Ley Federal de Derechos en Materia de Agua. Ley fiscal que se actualiza y publica cada año; define las cuotas de los derechos de uso y de descargas a los cuerpos de agua. Menciona los lineamientos de calidad del agua de acuerdo con su uso.
- Ley General de Equilibrio Ecológico y de Protección al Ambiente (LGEEPA). Promulgada en 1988, pero modificada en 1996 y 2007, da los criterios para el “aprovechamiento sustentable” (artículos 88 a 97) y para la “prevención y control de la contaminación del agua y los ecosistemas acuáticos” (artículos 118 a 133).

Los aspectos sanitarios que aseguran una buena calidad del agua potable para consumo humano están comprendidos en la Ley General de Salud. Por ejemplo, en el título sobre “Promoción de la salud” dentro de esta ley, se otorga a la Secretaría de Salud la responsabilidad de determinar los valores de la concentración máxima permisible de contaminantes en el ambiente para el ser humano.

La Secretaría de Salud también está facultada para emitir las normas técnicas a las cuales debe sujetarse el tratamiento del agua para uso y consumo humano, al igual que los criterios sanitarios

para el uso, tratamiento y disposición de aguas residuales, con el fin de evitar riesgos y daños a la salud pública.

Existen cuatro normas para el agua de uso y consumo humano [Jiménez *et al.*, 1999]. La primera es la NOM-014-SSA1-1993 [DOF, 1994], la cual se refiere al procedimiento que se debe llevar a cabo para muestrear agua de uso y consumo humano en los sistemas de abastecimiento públicos y privados. La segunda, de suma importancia, se conoce como NOM-012-SSA1-1993 [DOF, 1994] y señala los requisitos que deben cumplir los sistemas de abastecimiento de agua para asegurar la integridad del agua mediante aspectos complementarios a la definición de la calidad potable; por ejemplo, en esta norma se indican las características de construcción, instalación y equipamiento de las obras de captación, conducción, potabilización, redes de distribución y tomas domiciliarias para evitar la contaminación del agua desde el sitio de donde es colectada hasta el sitio de consumo. La tercera norma, la NOM-179-SSA1-1998, establece los requisitos que debe aplicar la autoridad para vigilar la calidad del agua [DOF, 2001]; además de la frecuencia de monitoreo, determina los parámetros empleados para considerar si un cuerpo de agua es apto o no como fuente de suministro. La cuarta norma, la más conocida, se expidió en 1996 y es la NOM-127-SSA1-1994, que establece los límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización [DOF, 2000]; en su versión vigente, incluye cuatro características físicas y organolépticas, dos características microbiológicas (bacterias coliformes totales y fecales), 39 constituyentes químicos (26 son inorgánicos y 13 orgánicos), así como dos características radiactivas. Además de establecer condiciones para la operación normal de los servicios, la NOM-127-SSA1-1994 considera que durante situaciones de emergencia (por ejemplo inundaciones o terremotos), las autoridades competentes podrán definir como lineamientos otros agentes biológicos nocivos a la salud [DOF, 2000]; un ejemplo de aplicación sería durante la epidemia de cólera en México en 1992, cuando se requirió monitorear la presencia de *Vibrio cholerae* en agua de consumo humano. Cabe señalar que, a pesar de que la norma necesita ser actualizada para reflejar en mejor forma las necesidades del país, recientemente se

retiró por parte del gobierno una propuesta de actualización debido a la falta de fundamentación de la misma en los aspectos tanto técnicos como de viabilidad económica y social. Todas las normas mencionadas son de carácter federal.

En cuanto al control de las descargas de agua residual existen cuatro normas básicas emitidas por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Tres de ellas se refieren al agua, en tanto que la cuarta se aboca al control de los subproductos, de su manejo y tratamiento, es decir a los lodos. Este marco tiene la peculiaridad en el ámbito internacional de regular la calidad de las descargas no por su origen, sino en función del uso del cuerpo receptor [Jiménez *et al.*, 1995]. A partir de un estudio realizado por la UNAM [Jiménez *et al.*, 1998], se estableció la calidad de los cuerpos de agua en México, así como de sus usos. De la relación de ambos se pudo determinar cuáles eran los principales problemas de la calidad del agua en México y, derivado de ello, cuáles eran los parámetros por controlar. Con esta información, se elaboró una propuesta técnica que en 1997 culminó con la sustitución de 43 normas vigentes para el control de diversos tipos de descargas de aguas residuales de diferentes giros por la Norma Oficial Mexicana NOM-001-Semarnat-1996 [DOF, 1997], la cual marca “los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales”.

Posteriormente, se emitió la NOM-002-Semarnat-1996 [DOF, 1998a], que fija los límites máximos para las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, con la finalidad de proteger la infraestructura de drenaje, así como posibilitar el tratamiento efectivo del agua residual municipal; también la NOM-003-Semarnat-1997 [DOF, 1998b], que marca los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público. En la NOM-003-Semarnat-1997 se mencionan dos tipos de reúso: el de los servicios al público con contacto directo, como el uso recreativo, paseos en lancha, prácticas de remo y canotaje; y los servicios al público con contacto indirecto u ocasional, que considera coliformes fecales, huevos de helminto, grasas y aceites, demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y sólidos suspendidos totales [DOF,

1998b]. Esta norma sólo regula el reúso público, no el privado, y se limita a establecer condiciones seguras para la salud, de modo que no considera parámetros relacionados con la integridad del nuevo uso que se quiera dar al agua, por ejemplo, el control de la salinización del suelo cuando se emplee el agua para riego.

De acuerdo con Jiménez [2001], la NOM-001-Semarnat-1996 es la más importante de las tres. Pérez Espejo [2006] explica que se cambió el enfoque regulatorio con respecto a las normas anteriores en cinco aspectos básicos:

1. El cuerpo de agua receptor de las descargas y su posterior reúso son la materia a regular, en lugar de las actividades económicas generadoras de descargas.
2. Los límites máximos permisibles para pH, dos grupos de bacterias (indicadoras), ocho contaminantes básicos, ocho metales pesados y cianuro.
3. La gradualidad de aplicación según el tipo de usuario y su descarga en demanda bioquímica de oxígeno o sólidos suspendidos totales.
4. La utilización de programas de acciones para mejorar la calidad de las descargas y para comprometerse a la instalación de infraestructura para la depuración.
5. El pago de un derecho por descargar para hacer cumplir la norma con una cuota ajustable cada seis meses, pero los productores serían exentos del pago de derecho si entregaban uno de los programas de acciones, aun cuando excedieran los límites permisibles de los contaminantes.

El cuadro 1 ofrece un resumen comentado de las NOM relevantes para la calidad del agua.

Marco institucional

La Comisión Nacional del Agua (CNA)¹ se creó en 1989 como órgano administrativo desconcentrado de la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos, pero desde 2000 depende de la

¹ <http://www.cna.gob.mx>.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales con el fin de “administrar y preservar las aguas nacionales, con la participación de la sociedad para lograr el uso sustentable del recurso”.

La Ley de Aguas Nacionales estipula que la CNA se constituye como el órgano superior de la Federación en materia de gestión integrada de los recursos hídricos y que se organizará por un lado, en el ámbito nacional y por otro en el ámbito regional. Por ello, la CNA está conformada por 20 gerencias estatales, 13 gerencias regionales (regiones administrativas), 25 consejos de cuenca (ámbito de acción a nivel de toda la cuenca), 17 comisiones de cuenca (ámbito de acción a nivel subcuenca), 22 comités de cuenca (ámbito de acción a nivel microcuenca), 76 comités técnicos de aguas subterráneas (Cotas) y 27 comités de playas limpias. Asimismo, se vincula con un órgano científico-técnico, el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua ubicado en Jiutepec, Morelos, que desde principios del decenio de 2000 depende directamente de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). También es invitado especial permanente en el Consejo Consultivo del Agua, una asociación civil sin fines de lucro formada por representantes de instituciones empresariales y de educación superior e investigación.

El artículo 13 de la Ley de Aguas Nacionales (LAN) describe con detalle funcionamiento y atribuciones de los consejos de cuenca. Como característica fundamental, la participación de por lo menos 50% de los miembros del consejo debe conformarse por representantes de usuarios y organizaciones ciudadanas o no gubernamentales y que integrarán la Asamblea General de Usuarios. Con ello se pretende alentar la participación social y la descentralización de la toma de decisiones y formulación de los planes hídricos de cada cuenca. El resto de los miembros del Consejo son funcionarios municipales, estatales y federales.

LA PROBLEMÁTICA

Aunque tanto el marco legal como el institucional descritos parecen constituir una estructura sólida y adecuada para la gestión de

CUADRO 1. NORMAS MEXICANAS QUE DETERMINAN EL GRADO Y FORMA DE TRATAMIENTO DEL AGUA

Norma	Comentario
<i>Potabilización</i>	
NOM-014-SSA1-1993 "Procedimientos sanitarios para el muestreo de agua para uso y consumo humano en sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados"	Contiene los criterios para efectuar el muestreo de agua para uso y consumo humano en los elementos que conforman un sistema de abastecimiento de agua.
NOM-012-SSA1-1993 "Requisitos sanitarios que deben cumplir los sistemas de abastecimiento de agua para uso y consumo humano públicos y privados"	Establece las condiciones para vigilar las construcciones, instalaciones y equipos de las obras de captación, conducción, plantas de potabilización, redes de distribución, tanques de almacenamiento o regulación y tomas domiciliarias.
NOM-127-SSA1-1994 "Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización"	Establece los criterios de calidad para el agua de consumo humano, así como los métodos de potabilización requeridos.
NOM-179-SSA1-1998 "Vigilancia y evaluación del control de calidad del agua para uso y consumo humano, distribuida por sistemas de abastecimiento público"	Establece las condiciones para que los organismos operadores de los sistemas de agua cuenten con programas estructurados para el control de calidad de los procesos que desarrollan.
<i>Depuración y en ocasiones reúso</i> Ley Federal de Derechos en Materia de Agua	Establece desde 1993 y en forma anual los derechos que hay que pagar por emplear los cauces nacionales para transportar descargas de agua. La cuota se define en función del grado de contaminación del agua, y al establecerla promueve el tratamiento de la misma.

NOM-001-Semarnat-1996	"Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales"	Establece las condiciones que deben cumplir las descargas efectuadas en aguas y bienes nacionales para proteger los usos de riego agrícola, público o urbano, protección a la vida acuática, explotación pesquera y navegación, y otros usos como recreación. Considera, además, cuerpos de aguas superficiales y subterráneas, así como estuarios y humedales naturales. La norma no se aplica para el agua de lluvia ni las descargas provenientes de drenajes separados de aguas pluviales.
NOM-002-Semarnat-1996	"Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal"	Establece las condiciones de descarga a la infraestructura de drenaje y tratamiento urbano y municipal. No aplica para las aguas residuales domésticas y pluviales ni para las generadas por la industria que sean distintas a las aguas residuales de proceso y conducidas por drenaje separado.
NOM-003-Semarnat-1997	"Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios públicos"	Establece la calidad que debe cumplir el agua residual tratada, para que sea reusada en servicios al público.

Ley de Aguas Nacionales, CPD (condiciones particulares de descarga)
Debido a que las NOM 001 son normas "de piso", la Ley de Aguas Nacionales establece la facultad de definir *condiciones particulares de descarga*, con las cuales se protege de problemas específicos a una región dada. Las CPD se definen en función de la Declaratoria de Clasificación de Cuerpos de Agua, que a su vez definen el uso de éstos y por tanto determinan los parámetros que las descargas pueden tener considerando la capacidad de dilución y de autopurificación que el cuerpo receptor tenga.

Fuente: Semarnat y SSA.

la calidad del agua, existe un gran número de carencias técnicas y problemas en cuanto a su aplicación práctica.

La gestión de los recursos hídricos debe contemplar un manejo integral de cuencas: cantidad y calidad del agua, así como de los recursos de agua superficial y subterránea. En México, sin embargo, tal y como lo menciona Dourojeanni [2004], “el concepto de manejo integral de cuencas se confunde a menudo con gestión del agua por cuencas”. Cabe señalar que los esfuerzos iniciados por manejar en forma integral cantidad y calidad, nunca han sido sostenidos. En la práctica no se considera el uso del suelo como fuente de contaminación del agua, ni la disponibilidad de la misma atendiendo a su calidad o al costo de tratamiento (algunas veces simplemente prohibitivo e inalcanzable). Además, los límites naturales de una cuenca no siempre coinciden con los límites administrativos o políticos ni con los límites naturales de los acuíferos. La consecuencia directa es una gestión complicada y sin coordinación entre autoridades y usuarios [Castelán, 2000; Dourojeanni, 2004; Vera Cartas, 2005].

La LAN, por su parte, presenta problemas en relación con la disponibilidad de agua porque las entidades administrativas (cuencas hidrológicas) están establecidas con base en la disponibilidad de agua superficial, mientras que para consumo humano y otros fines se utiliza más el agua subterránea [Mazari Hiriart *et al.*, 2005]. Para ayudar en esta situación, la CNA ha instalado 71 Comités Técnicos de Agua Subterránea (Cotas), que aún no cubren la totalidad del territorio nacional y todavía queda el reto de su coordinación con los consejos de cuenca. Adicionalmente, tanto la LAN como las NOM son pobres en lo que se refiere a la protección de los acuíferos; se limitan (y además en forma deficiente) a la extracción, es decir, a la cantidad, sin reparar en las afectaciones relacionadas con la calidad.

Otros problemas de importancia crítica hacia una gestión sustentable del agua han sido descritos con profundidad por Castelán [2000], CTMMA [2001], Colmex y CNA [2003], Chávez Zárate [2004], Dourojeanni [2004] y Vera Cartas [2005]:

- Incertidumbre política, financiera e institucional. Falta de planeación a largo plazo y predominio de los intereses de ciertos grupos locales.

- Carencia de capacidades técnicas y de experiencia, tanto de autoridades como de usuarios, para organizarse y tomar decisiones en el ámbito local. No hay estrategias coherentes para poner en práctica las soluciones.
- Difícil acceso a la información o ignorancia sobre el estado actual del recurso.
- Los consejos de cuenca carecen de autonomía financiera y capacidad de decisión y no son entidades participativas. Las decisiones importantes siguen centralizadas a nivel federal.

Delgado [2005] describe un ejemplo para mostrar esa problemática en el marco jurídico e institucional. La autora explica que, debido a retrasos en la regulación en la materia, el Gobierno Federal vetó una norma ambiental local que el Gobierno del Distrito Federal publicó con el propósito de reglamentar la calidad del agua utilizada para recargar el sistema de acuíferos de la cuenca de México. Así, aun cuando el Distrito Federal requiere acciones urgentes para proteger su acuífero (provee 65% del suministro y presenta una sobreexplotación de 120%), no ha sido posible instituir las simplemente por falta de apoyo federal. Este asunto es de gran importancia ya que, como señalan Ezcurra y colaboradores [2006], el aprovechamiento de aguas residuales tratadas debe planearse de manera cuidadosa para disminuir los riesgos de contaminación del agua subterránea. Delgado [2005] menciona que:

Ante la ausencia de una norma federal para regular las condiciones y la calidad que debe cumplir el agua para poder inyectarse al acuífero, las entidades federativas deberían contar con facultades para emitir este tipo de disposiciones, sobre todo en casos como el DF en donde el acuífero se encuentra sobreexplotado en un 120 por ciento.

Efectivamente, los artículos constitucionales señalados delegan la gestión del agua, por un lado a la Federación, pero por otro a los municipios, lo que con frecuencia genera una confusión de competencias, en particular, porque éstas no se definen lo suficiente para abordar cuestiones ambientales complejas o urgentes. De hecho,

la emisión de NOM queda a cargo de la Federación, pero los problemas ambientales locales pueden tardar mucho tiempo en ser resueltos. Así, aunque la Ley de Aguas Nacionales impulsa la gestión local por parte de consejos de cuenca y los Cotas, en la práctica, la toma de decisiones sigue siendo muy centralizada. Este caso ilustra el hecho de que la descentralización debe ser funcional y no sólo geográfica.

Por otra parte, es preciso reflexionar como país, qué y hasta dónde conviene descentralizar la gestión de los recursos de agua para no caer en situaciones absurdas que se observan en otros países donde estados con mucha agua niegan el uso de la misma a otros con agua y recursos económicos escasos; o bien, donde se permitan las descargas contaminantes en cuerpos de agua que drenen a otros estados por falta de visión global de los efectos sobre el medio ambiente. La descentralización total no garantiza el éxito en la gestión del agua, ni en la de los recursos naturales. Existe un nivel de riesgo ya que grupos locales de usuarios pueden imponer decisiones, lo que podría resultar no sólo peor para otros usuarios sino también para el recurso natural. Una descentralización efectiva podría delegar ciertas decisiones de gestión en el ámbito local, pero dentro de una política federal coherente y con visión a largo plazo.

MONITOREO DE LA CALIDAD DEL AGUA

La gestión de la calidad del agua requiere contar con un programa efectivo de monitoreo; pero, según Ongley [1997], el monitoreo del agua presenta problemas con frecuencia encontrados en los países en desarrollo, por ejemplo: la deficiente calidad de los datos, los problemas de financiamiento y el diseño de los muestreos, que en general se dirigen más a la descripción que a la prevención y restauración. México no queda exento de esta problemática, tal y como lo señala Barrios [2003]: “la información generada representa un beneficio marginal por su poca representatividad y consecuente uso limitado en el proceso administrativo del agua”.

En México, el monitoreo de la calidad del agua de acuerdo con lo estipulado en las leyes y normas existentes, se fundamenta en las características físicas y químicas de tipo inorgánico y en este aspecto es relativamente completo. El monitoreo de características microbiológicas en general no se cumple, ya que se basa sólo en el grupo de bacterias coliformes, pero no en las características químicas de tipo orgánico. Por esta razón las decisiones relacionadas con la calidad del agua se sustentan prácticamente en parámetros de tipo inorgánico, lo que en pleno siglo XXI resulta obsoleto.

Los Lineamientos de Calidad del Agua que se especifican en la LFD incluyen un gran número de parámetros fisicoquímicos, que integran compuestos de tipo inorgánico e orgánico, pero no existe la obligación para su monitoreo, por lo que no se llegan a medir y en la práctica la calidad del agua se basa en lo que se especifica en las normas de manera incompleta. Los lineamientos como conjunto relativamente completo de mediciones podrían servir de base para adecuar las normas sobre calidad del agua para zonas urbanas y para el reúso de agua en riego de parques, jardines y camellones, así como para el llenado de cuerpos de agua artificiales y en las zonas rurales para el riego de vegetales.

Otro gran problema en México es la falta de seguimiento de indicadores de calidad. Las estaciones de la Red Nacional de Monitoreo de la Calidad del Agua (RNMCA) están presentes en todas las entidades federativas, pero no comprenden a todas las regiones hidrológicas [Barrios, 2003]; además, el número de estaciones ha disminuido de 402 en 1996 para la Red Primaria (202 en aguas superficiales, 100 en aguas subterráneas y 100 en aguas costeras) a 195 en 2005 (195 en aguas superficiales, 121 en aguas subterráneas y 42 en aguas costeras).²

Por otro lado, el índice de calidad del agua elaborado por la CNA clasifica los cuerpos de agua en categorías según diversas variables físicas y químicas del agua. En un principio, se estimaba con base en la ponderación de 18 variables fisicoquímicas del agua, pero a la fecha sólo se basa en dos: la demanda bioquímica de oxígeno

² <http://www.semarnat.gob.mx/informacionambiental/Pages/sniarn.aspx> [29 de agosto de 2007].

no (DBO_5) y la demanda química de oxígeno (DQO). Así, en 1999 la entonces Semarnap³ reportó que sólo 7% de las estaciones de muestreo de la CNA obtuvo una categoría de “excelente” y “aceptable” y que las aguas desde “contaminadas” hasta “excesivamente contaminadas” representaban 75%; en cambio, en 2001, esas cifras fueron de 26% y 22%, respectivamente, según la Comisión Nacional del Agua. Es decir, la calidad del agua “mejoró” notablemente en unos cuantos años sólo porque se cambió la forma de medición.

La falta de información confiable contraviene las recomendaciones para un programa de monitoreo que facilite la toma de decisiones bajo un marco de desarrollo sustentable. Aboites y colaboradores [2008] demostraron que no es que no exista información en materia de calidad del agua, sino que muchas veces no se usa o no se analiza de manera apropiada. Al efectuar un análisis en forma estricta, los autores encontraron que en realidad la calidad del agua del país sí se ha deteriorando.

Lo deseable es disponer de varios índices que describan el agua de acuerdo con los diferentes usos que se le dan [Ongley, 1997], así como un seguimiento de las cifras para informar a la sociedad sobre el estado del medio ambiente. Jiménez y sus colaboradores [1998] desarrollaron e implantaron un índice muy útil para analizar los problemas de agua del país en forma integral considerando la cantidad, la calidad y los usos. Este índice sirvió de base para determinar la problemática en la calidad de agua del país y la normatividad necesaria; sin embargo, no se ha dado un seguimiento a este sistema. Cabe mencionar que si la población no percibe que hay un problema ambiental, no se logrará su sensibilización ni cambios en sus actitudes, lo que resulta fundamental para mejorar las condiciones de vida.

HACIA UNA NUEVA DEFINICIÓN DE CALIDAD DEL AGUA

Jackson y colaboradores [2001] recomiendan reconocer los ecosistemas acuáticos y los acuíferos como proveedores de los servicios

³ Estadísticas del medio ambiente 1999, publicadas por el INEGI y la Semarnap, México.

del agua, y por tanto su conservación debe ser prioritaria a largo plazo. Sin embargo, muchos esquemas de gestión hídrica se basan sólo en la calidad del agua para beber [Spulber y Sabbaghi, 1994]. Recientemente, en países industrializados se ha tornado el énfasis hacia la protección del ecosistema acuático, en lo que Hart y colaboradores [1999] llaman las *normas de calidad del agua de nueva generación*, las cuales consideran no sólo las variables fisicoquímicas del agua, sino también los elementos morfológicos de los ríos y elementos bióticos para definir los niveles de calidad de los cuerpos de agua.

Ejemplos del proceso de cambios en legislación y medidas de control han sido detallados por Davis [1995] para Estados Unidos y por Kallis y Butler [2001] para Europa. El caso de la política del agua en Europa es interesante. Mientras que en Estados Unidos cada estado tiene sus propias normas de calidad del agua, en la Unión Europea se ha intentado estandarizar las normas de todos los países miembros bajo la Directiva Marco Europea del Agua. La unidad de gestión es la cuenca hidrológica en lugar de las fronteras políticas. Esta directiva fija la meta que por alcanzar para 2015, con una “buena condición ecológica” en todas las aguas superficiales y subterráneas en Europa [Irvine, 2004].

Las aguas superficiales se clasifican en cinco categorías definidas en el anexo V de la Directiva: alta, buena, moderada, pobre y mala. Pero la calidad del agua se define no sólo por sus atributos fisicoquímicos, sino por otros dos criterios importantes: los hidromorfológicos y los biológicos. Los criterios hidromorfológicos demandan que los ríos posean ciertas características naturales acordes con su estado salvaje; en otras palabras, un canal modificado para la navegación o el riego se considerará de baja calidad, mientras que un río con sinuosidad, con diversidad de sustratos, con refugios naturales para la biodiversidad y con vegetación en sus orillas obtendrá un grado de alta calidad. Conforme a los elementos biológicos, los cuerpos de agua deben poseer características semejantes a su estado original en aspectos como distribución y abundancia, para juzgar alta la calidad del agua; los elementos biológicos escogidos para definir esta calidad son los peces, los invertebrados y las plantas acuáticas [CE, 2000].

De hecho, la Directiva Marco Europea del Agua otorga un valor implícito de existencia a los ecosistemas acuáticos, es decir, los valora más allá de los términos monetarios y usos directos. El reconocimiento de todos estos valores implica adoptar una nueva visión hacia el agua [Saldívar, 2007]. De aquí que la Nueva Cultura del Agua, un movimiento ciudadano, busque “reconocer y entender que un río es mucho más que un canal de agua, al igual que hoy entendemos que un bosque es mucho más que un almacén de madera” [Arrojo, 2005]. Esta idea que cobra cada vez más fuerza en Europa, en México está sólo en gestación.

Un avance a la vista es el anteproyecto de Norma Oficial Mexicana que fija el procedimiento mediante el cual se determinan los caudales para la conservación ecológica en cuencas hidrológicas, con la limitante inicial de que sólo se abarcan sistemas de agua superficial. Otra iniciativa interesante es la puesta en marcha de un inventario para los humedales de México, que se está organizando entre varias dependencias gubernamentales, organizaciones de la sociedad civil y universidades.

Consolidar los esfuerzos requiere, como apunta Castelán [2000], inducir un cambio cultural en la sociedad y hacerla copartícipe de las actividades encaminadas al manejo eficiente del agua. La percepción de la sociedad (autoridades y ciudadanos) respecto de la calidad ambiental debe cambiar para conseguir una gestión sustentable. La nueva cultura del agua reconoce el valor para uso directo y pasivo (es decir, “no uso”) de los recursos hídricos y acuáticos. Medir esta percepción debe ser un primer paso para diagnosticar el valor que la población asigna a los servicios ecológicos que proveen el agua para los diversos usos.

Los aspectos señalados requieren la transformación del marco legal e institucional sobre el agua en México. Varios autores han abordado ya el tema [Castelán, 2000; CTMMA, 2001; Chávez Zárate, 2004; Dourojeanni, 2004; Vera Cartas, 2005] y, en resumen, recomiendan lo siguiente:

- Fortalecimiento de los consejos de cuenca como autoridad única y reconocida, con verdadera autonomía para la planeación regional y capacidad para la toma de decisiones.

- Capacidad de autofinanciamiento, de modo que los fondos generados por los usuarios locales los comprometan a cumplir sus objetivos.
- Apoyo de un panel de expertos independientes para asesorar en aspectos técnicos, institucionales, procedimientos y solución de conflictos.
- Participación pública de manera horizontal (entre diferentes sectores de la sociedad civil) y vertical (entre usuarios y los diferentes niveles de gobierno).
- Definición clara de las responsabilidades y tareas que competen al gobierno (federal, estatal y municipal) y usuarios, para facilitar la gestión integral entre los diferentes actores.
- Construcción de una gran red nacional de datos sobre el agua, los usuarios, las cuencas y las condiciones ambientales.

Los consejos de cuenca pueden ser una buena opción para la gestión integral del agua y para promover la participación social. Aunque la Ley de Aguas Nacionales en México los considera así, en la práctica carecen de la autonomía financiera necesaria para la toma de decisiones descentralizada. De hecho, la participación social en consejos de cuenca es un elemento primordial para lograr una gobernabilidad más eficaz de los recursos hídricos [Chávez Zárate, 2004].

La autonomía financiera es crítica para el buen funcionamiento de los consejos de cuenca. La Ley de Aguas Nacionales se inspiró en la legislación francesa para crear estos organismos; en Francia se crearon la Agencias Financieras del Agua para cada una de las principales cuencas del país. Aunque años después se suprimió “financieras” del nombre, las agencias regionales siguen con su principal objetivo: cobrar impuestos locales etiquetados exclusivamente para la gestión del agua [Barraqué, 1996]. Asimismo, los recursos financieros se redistribuyen y aplican en forma de subsidios para instalación de tecnología limpia en las empresas y municipalidades, para el monitoreo de calidad y disponibilidad, para mantenimiento de la red de agua potable y alcantarillado, así como para la restauración ecológica, entre otros rubros. De esta manera, la utilización de los recursos financieros se vuelve más

transparente y más cercana a los intereses de la ciudadanía que vive en una cuenca.

En el caso de México, los consejos de cuenca dependen del presupuesto que el Poder Legislativo y el Ejecutivo otorgan a la Comisión Nacional del Agua, y que ésta les distribuye. El problema en México es que las capacidades financiera y operativa de los consejos dependen de las prioridades presupuestarias del gobierno en turno. Aplicado de esta manera, la participación social queda acotada y se diluye la rendición de cuentas en el sistema de la administración pública.

CONCLUSIONES

El marco legal y administrativo de la gestión del agua en México sí contempla nuevos enfoques sobre la gestión de los recursos hídricos y acuáticos. Sin embargo, hace falta la ejecución práctica de los mismos para solucionar y evitar conflictos y problemas ambientales, así como su desarrollo en el marco de un verdadero manejo integral de los recursos hídricos.

La conciencia para mejorar la calidad ambiental y los incentivos económicos son fundamentales para plantear como obligatorio el cumplimiento de las normas de calidad del agua de nueva generación.

El papel de los incentivos económicos, no sólo la legislación, debe ser analizado y actualizado para aplicar conceptos de desarrollo sustentable, ya plasmados en las leyes pero sin fundamento en normas como instrumentos regulatorios y por tanto inoperantes en la práctica.

La gestión integral de cuencas va más allá del agua: implica la planificación a largo plazo del uso del suelo y de prácticas sostenibles, así como de la cooperación entre autoridades y usuarios.

La descentralización *de facto* es indispensable para promover la participación de usuarios, financiar medidas de gestión y coordinar a los distintos usuarios en una cuenca, lo que implicar cambios en el sistema económico-administrativo del agua.

Finalmente, mejorar la calidad del agua requiere un enfoque de manejo integrado de cuencas y acuíferos, que debe ir más allá de los usos del agua, con la finalidad de que se incluyan acciones de restauración y de planeación del uso del suelo. Sin embargo, ninguna política ambiental alcanzará el éxito en los países en desarrollo si no tiene lugar un cambio en la escala de valores y de enfoques, tanto de las autoridades como de los ciudadanos, y que además se perciban beneficios claros en términos monetarios o de calidad de vida.

REFERENCIAS

- Aboites, L., E. Cifuentes, B. Jiménez y M.L. Torregrosa [2008], *Agenda del agua en México*, México, Academia Mexicana de Ciencias.
- Arrojo, P. [2005], *El reto ético de la nueva cultura del agua*, Barcelona, Paidós.
- Barraqué, B. [1996], “Las políticas del agua en Europa”, *Gestión y Política Pública*, 5:427-472.
- Barrios, E. [2003], “Proyecto de rediseño del programa nacional de monitoreo de la calidad del agua en México”, P. Ávila García (ed.), *Agua, medio ambiente y desarrollo en el siglo XXI*, Zamora, El Colegio de Michoacán-Secretaría de Urbanismo y Medio Ambiente-IMTA, pp. 175-188.
- Castelán, C.E. [2000], “Análisis y perspectiva del recurso hídrico en México”, tesis de maestría en Ciencias, México, Instituto Politécnico Nacional.
- Chávez Zárate, G. [2004], “Del gobierno a la gobernabilidad de los recursos hídricos en México”, H. Cotler (comp.), *El manejo integral de cuencas en México: estudios y reflexiones para orientar la política ambiental*, México, Instituto Nacional de Ecología, pp. 173-182.
- CE (Comisión Europea) [2000], “Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ám-

- bito de la política de aguas”, *Diario Oficial de las Comunidades Europeas* L 327, 22 de diciembre de 2000.
- CNA (Comisión Nacional del Agua) [2008], *Programa Nacional Hídrico 2007-2012*, México, Comisión Nacional del Agua.
- Colmex y CNA (Colegio de México y Comisión Nacional del Agua) [2003], “Gestión de recursos por cuencas hidrográficas”, *Agua para las Américas en el siglo XXI*, México, Colmex-CNA, pp. 105-116.
- Costanza, R. [2000], “Social goals and the valuation of ecosystem services”, *Ecosystems*, 3:4-10.
- CTMMA (Centro del Tercer Mundo para el Manejo del Agua) [2001], *Los consejos de cuenca en México*, México, Centro del Tercer Mundo para el Manejo del Agua.
- Davis, W.S. [1995], “Biological assessment and criteria: building on the past”, W.S. Davis y T.P. Simon (eds.), *Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision-Making*, Boca Raton, Lewis Publishers, pp. 15-29.
- Delgado, M. [2005], “Norma anulada”, *Reforma*, 18 de diciembre de 2005:C3.
- DOF (Diario Oficial de la Federación) [1994], “Norma Oficial Mexicana NOM 012-SSA1-1993. Requisitos sanitarios que deben cumplir los sistemas de abastecimiento de agua para uso y consumo humano públicos y privados. Norma Oficial Mexicana NOM-014-SSA1-1993. Procedimientos sanitarios para el muestreo de agua para uso y consumo humano en sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados”, *Diario Oficial de la Federación*, 12 de agosto de 1994.
- ____ [1997], “Norma Oficial Mexicana NOM-001-Semarnat-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales”, *Diario Oficial de la Federación*, 30 de abril de 1997.
- ____ [1998a], “Norma Oficial Mexicana NOM-002-Semarnat-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado”, *Diario Oficial de la Federación*, 3 de junio de 1998.
- ____ [1998b], “Norma Oficial Mexicana NOM-003-Semarnat-1997, que establece los límites máximos permisibles de con-

- taminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público”, *Diario Oficial de la Federación*, 21 de septiembre de 1998.
- DOF (Diario Oficial de la Federación) [2000], “Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización”, *Diario Oficial de la Federación*, 22 de noviembre de 2000.
- _____. [2001], “Norma Oficial Mexicana NOM-179-SSA1-1998. Vigilancia y evaluación del control de calidad del agua para uso y consumo humano, distribuida por sistemas de abastecimiento público”, *Diario Oficial de la Federación*, 24 de septiembre de 2001.
- Dourojeanni, A.C. [2004], “Si sabemos tanto sobre qué hacer en materia de gestión integrada del agua y cuencas ¿por qué no lo podemos hacer?”, H. Cotler (comp.), *El manejo integral de cuencas en México: estudios y reflexiones para orientar la política ambiental*, México, Instituto Nacional de Ecología, pp. 135-171.
- Everard, M. y A. Powell [2002], “Rivers as living systems”, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 12:329-337.
- Ezcurra, E., M. Mazari-Hiriart, I. Pisanty y A.G. Aguilar [2006], *La cuenca de México*, México, Fondo de Cultura Económica.
- Femisca (Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales) [2002], *Comentarios a la propuesta de reforma de la Ley de Aguas Nacionales presentada por la Comisión de Recursos Hidráulicos de la H. Cámara de Senadores*, México, Femisca, 4 de abril de 2002.
- Hart, B.T., B. Maher e I. Lawrence [1999], “New generation water quality guidelines for ecosystem protection”, *Freshwater Biology*, 41:347-359.
- Irvine, K. [2004], “Classifying ecological status under the European Water Framework Directive: the need for monitoring to account for natural variability”, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14:107-112.
- Jackson, R.B., S.R. Carpenter, C.N. Dahm, D.M. McKnight, R.J. Naiman, S.L. Postel y S.W. Running [2001], “Water in a changing world”, *Ecological Applications*, 11:1027-1045.

- Jiménez, B. [2001], *La contaminación ambiental en México*, México, Limusa.
- _____, H. Garduño y R. Domínguez [1998], "Water availability in Mexico considering quantity, quality and uses", *Journal of Water Resources Planning and Management*, ASCE, 124:1-7.
- _____, C. Sotomayor y A. Arévila [1995], *Análisis de la propuesta de norma oficial mexicana en materia de protección ambiental para las descargas de aguas residuales*. Informe elaborado para la Comisión Nacional del Agua por el Instituto de Ingeniería, UNAM, Proyecto 5376, diciembre de 1995.
- _____, J. Ramos, L. Quezada, E. Barrios y E. Becerril [1999], Libro 1. *Análisis de los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua para los diferentes usos* y Libro 2. *Criterios de agua para uso y consumo humano*. Informe elaborado para la Gerencia de Calidad, Re-úso del Agua e Impacto Ambiental de la Comisión Nacional del Agua por el Instituto de Ingeniería, UNAM, Proyecto 7384, diciembre de 1999.
- Kallis, G. y D. Butler [2001], "The EU Water Framework Directive: measures and implications", *Water Policy*, 3:125-142.
- Mazari Hiriart, M., B.E. Jiménez Cisneros y Y. López Vidal [2005], *El agua y su impacto en la salud pública. Programa Agua, Medio Ambiente y Sociedad, Documento de Trabajo 4*, México, El Colegio de México-Fundación Gonzalo Río Arronte-UNAM.
- Ongley, E.D. [1997], *Matching Water Quality Programs to Management Needs in Developing Countries: the Challenge of Program Modernization*, Países Bajos, Second Workshop Monitoring Tailor-Made, pp. 13-20.
- Pérez Espejo, R.H. [2006], *Granjas porcinas y medio ambiente. La contaminación del agua en La Piedad, Michoacán*, México, Plaza y Valdés-UNAM-Semarnat.
- Postel, S.L. y B.H. Thompson [2005], "Watershed protection: capturing the benefits of nature's water supply services", *Natural Resources Forum*, 29:98-108.
- Redman, C.L. [1999], "Human dimensions of ecosystem studies", *Ecosystems*, 2:296-298.

- Saldívar, V.A. [2007], *Las aguas de la ira: economía y cultura del agua en México ¿sustentabilidad o gratuidad?*, México, Facultad de Economía-UNAM.
- Spulber, N. y A. Sabbaghi [1994], *Economics of Water Resources: from Regulation to Privatization*, Boston, Kluwer Academic Publishers.
- Vera Cartas, J. [2005], “Stakeholder participation in Mexican water policy”, tesis de doctorado, Países Bajos y México, Universidad de Wageningen-FLACSO.



CONCLUSIONES

Calidad del agua: un enfoque multidisciplinario

Alonso Aguilar Ibarra

El progreso económico es una fuente de bienestar para la sociedad, pero también ha implicado un costo ambiental. Los diferentes valores que poseen los usuarios del agua determinan en gran medida la relación ambiente-sociedad y, por consiguiente, la calidad del agua que obtenemos (Aguilar Ibarra y Durán Rivera).

Los problemas de contaminación derivan de la falta de una visión integral que enfoque la economía como un subsistema dentro de un sistema mayor que es el planeta Tierra y en donde los procesos productivos están sujetos a las leyes de la termodinámica. Como apunta Georgescu Roegen [1971]: “El proceso económico transforma reservas de recursos altamente concentrados y fácilmente accesibles, en productos y desechos que contienen la misma cantidad de materia pero en menor concentración y por lo tanto de difícil disponibilidad”. En otras palabras, la economía extrae recursos naturales del sistema mayor y los transforma para generar bienestar económico; pero, de acuerdo con la primera ley de la termodinámica, tanto la energía como la materia se conservan. Así, no hay creación ni destrucción; sólo transformación de materiales, y los desechos producidos salen del subsistema (economía) y se acumulan o retransforman en el sistema mayor (el planeta Tierra y sus ecosistemas). Esto se conoce como el *principio del balance de los materiales*, que en la sección de Problemática, en este libro, se ilustró para las aguas superficiales (Espinosa García,

[305]

Aguilar Medina y Mazari Hiriart), aguas subterráneas (Cardona, Carrillo, Herrera y López), zonas costeras (Botello, Villanueva y Ponce) y cuencas (Pérez Espejo).

Mientras no se sobrepasen los límites naturales de los ecosistemas, de manera que éstos mantengan su capacidad de autorrestauración o resiliencia a las perturbaciones, los efectos de los desechos serán disminuidos (Zambrano). Incluso, algunos desechos se hallan de manera natural en los ecosistemas; pero cuando las cantidades aumentan por la generación de residuos, entonces se origina la contaminación. Las perturbaciones no sólo son provocadas por materiales; la introducción de especies puede ser considerada un tipo de contaminación biológica o ecológica si su número o densidad aumenta más allá de un umbral (Valiente Riveros). En estos casos hay que tomar en cuenta la segunda ley de la termodinámica o ley de la entropía que indica que muchos de estos procesos son irreversibles y que de alguna manera miden un cierto grado de desorden que aumenta en el sistema mayor, ocasionado por la transformación de materiales del subsistema. La consiguiente disminución de la disponibilidad del recurso trae consecuencias ecológicas, económicas y sociales (von Bertrab y Matus).

Si el crecimiento económico depende de la cantidad y la calidad de los recursos naturales, entonces, los problemas ambientales repercutirán en la economía poniendo en riesgo el bienestar de las generaciones futuras. Por tanto, el sistema mayor tiene una capacidad de carga o límite biofísico para el desarrollo económico; al contrario de la idea de que los países deben industrializarse para lograr un nivel económico alto y luego dedicarse a cuidar el ambiente, la capacidad biofísica de los ecosistemas indica que el crecimiento económico no es panacea para la calidad ambiental.¹ Lo que importa es cómo se alcanza este crecimiento: la composición de insumos (incluyendo recursos naturales) y de productos (incluyendo desechos). Arrow y colaboradores [1995] señalan que el logro del crecimiento sostenible está determinado, entre otras

¹ La evidencia más contundente es el cambio climático global. Sin embargo, pueden existir repercusiones menos visibles, a menor escala, pero no por eso menos graves. Por ejemplo: la extinción local de especies, la “muerte” de ríos o lagos por la contaminación o el agotamiento de un acuífero.

cosas, por las instituciones dentro de las cuales se llevan a cabo las actividades humanas (Aguilar Ibarra, Mazari Hiriart y Jiménez Cisneros).

Los conceptos mencionados constituyen los pilares de una ciencia de reciente creación: *la economía ecológica* [Costanza *et al.*, 1997; Common y Stagl, 2005], cuya tesis principal se basa en los principios de la termodinámica aplicados a la economía y propuestos por Georgescu-Roegen [1971] y Odum [1971, traducción al español en 1980]. Esta tesis ayuda a asumir una visión nueva hacia la calidad del agua ya que se trata de un enfoque integral para comprender y analizar los problemas ocasionados por la contaminación.

¿Cómo disminuir los efectos tomando en cuenta los principios de la economía ecológica? Primero, modificar tecnológicamente los procesos de transformación, de manera que los materiales o desechos puedan reutilizarse, reciclarse o, idealmente, minimizarse (Jiménez Cisneros); segundo, “reordenar” las partes del sistema que han sido modificadas por medio de la restauración de los ecosistemas (Zambrano); tercero, incentivar el cambio de comportamiento y fomentar la participación de los usuarios e instituciones que tienen influencia en la calidad del agua, por medio de incentivos económicos como los impuestos, los subsidios y los mercados; pero sin olvidar que cada solución debe ser acorde con las características sociales, económicas y ambientales del problema en contexto (Aguilar Ibarra, Pérez Espejo y Ávila Forcada).

Por último, hay que enfatizar que el mejoramiento de la calidad del agua requiere un enfoque integral, como el de la economía ecológica, y debe ir más allá de los usos del agua, con la finalidad de incluir acciones de restauración y planeación del uso del suelo. Sin embargo, ninguna política ambiental podrá ser exitosa en los países en desarrollo, si no se da un cambio en la escala de valores y de enfoques, tanto de las autoridades como de los ciudadanos.

REFERENCIAS

Arrow, K. *et al.* [1995], “Economic growth, carrying capacity, and the environment”, *Ecological Economics*, 15:91-95.

- Common, M. y S. Stagl [2005], *Ecological Economics: an Introduction*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Costanza, R., J. Cumberland, H. Daly, R. Goodland y R. Norgaard [1997], *An Introduction to Ecological Economics*, Boca Raton, St Lucie Press.
- Georgescu-Roegen, N. [1971], *The Entropy Law and the Economic Process*, Cambridge, Harvard University.
- Odum, H.T. [1980], *Ambiente, energía y sociedad*, Madrid, Blume Editores.

Calidad del agua. Un enfoque multidisciplinario es una obra del Instituto de Investigaciones Económicas de la Universidad Nacional Autónoma de México. Se terminó de imprimir el 25 de junio de 2010. Se tiraron 300 ejemplares en impresión digital en Master Copy, S. A. de C. V., avenida Coyoacán, número 1450, colonia Del Valle, 03220, delegación Benito Juárez, México, Distrito Federal. La formación tipográfica estuvo a cargo de Irma Martínez Hidalgo, se utilizaron tipos Century Schoolbook de 11:13, 10:12, 9:11 y 8:10, sobre papel cultural de 75 gr y los forros en cartulina couché de 255 gr. El cuidado de la edición estuvo a cargo de Héliida De Sales Yordi.

